SRU Sachverständigenrat für Umweltfragen

Umweltgutachten 2008

Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels

Hausdruck

Juni 2008

Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU)

Prof. Dr. iur. Hans-Joachim Koch (Vorsitzender), Universität Hamburg,

Prof. Dr. med. dent. Heidi Foth, Martin Luther Universität Halle/Wittenberg,

Prof. Dr.-Ing. Martin Faulstich, Technische Universität München,

Prof. Dr. rer. hort. Christina von Haaren (Stellvertretende Vorsitzende), Universität Hannover,

Prof. Dr. phil. Martin Jänicke, Freie Universität Berlin,

Prof. Dr. rer. pol. Peter Michaelis, Universität Augsburg,

Prof. Dr. phil. Konrad Ott, Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald.

Dieses Gutachten beruht auch auf der sachkundigen und engagierten Arbeit der Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter des SRU. Zum wissenschaftlichen Stab des Umweltrates gehörten während der Arbeiten an diesem Gutachten:

DirProf. Dr. phil. Christian Hey (Generalsekretär), Master of European Administrative Management Dipl.-Verw.-Wirt Christian Simon (Stellvertretender Generalsekretär), Dr.-Ing. Mechthild Baron (seit 02/2007), Dr. rer. nat. Ulrike Doyle, M. Sc. Kathrin Greiff (München), Dipl.-Volkswirt Steffen Hentrich, Dipl.-Politologe Helge Jörgens, Dr. iur. Susan Krohn, Dipl.-Politologe Stefan Lindemann (Berlin), Dipl.-Ing. Irmgard Martin (Halle/Saale), Dr. rer. pol. Patrick Matschoss, Dr. iur. Friederike Mechel, LL.M. (Hamburg), Dipl.-Umwelt-Wiss. Eick von Ruschkowski (Hannover), Dipl.-Ing. Almut Reichel (bis 02/2007), Dr. rer. nat. Markus Salomon, Dr. rer. nat. Elisabeth Schmid, Dipl.-Landschaftsökologin Lieske Voget (Greifswald) und Dr. rer. pol. Peter Zerle (Augsburg).

Zu den ständigen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der Geschäftsstelle gehörten bei Abschluss des Gutachtens: Petra Busch, Susanne Junker, Rainer Kintzel, Wilma Klippel, Pascale Lischka, Sabine Rücker und Karin Ziegler.

Anschrift: Geschäftsstelle des Sachverständigenrates für Umweltfragen (SRU),

Reichpietschufer 60, 7. OG, D-10785 Berlin

Tel.: (030) 26 36 96-0, Fax: (030) 26 36 96-109

E-Mail: sru-info@uba.de, Internet: http://www.umweltrat.de

(Redaktionsschluss: 31. März 2008)

II

Vorwort

Im Berichtszeitraum seit dem Umweltgutachten 2004 wurde die Umweltpolitik in besonderer Weise von zwei Entwicklungen geprägt: zum einen von der Neuordnung der Gesetzgebungskompetenzen in Deutschland durch die Föderalismusreform, zum anderen durch die Fokussierung der Umweltpolitik auf die Risiken des Klimawandels.

Auf der Grundlage der Föderalismusreform hat die Bundesregierung das vor drei Jahrzehnten begonnene Projekt eines Umweltgesetzbuches „aus einem Guss“ auf die Tagesordnung gesetzt. Die Neuordnung der Gesetzgebungskompetenzen erlaubt jedenfalls grundsätzlich eine bundeseinheitliche und vollzugsfähige „Vollregelung“ der wesentlichen Materien des Umweltrechts. Dies wird allerdings dadurch relativiert, dass die neu eingeführte Abweichungsgesetzgebung im Naturschutz, im Gewässerschutz und in der Raumordnung den Ländern gestattet, erhebliche Teile des Bundesrechts außer Geltung zu setzen. Der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) ist der Neuordnung der Kompetenzordnung in seiner Stellungnahme „Der Umweltschutz in der Föderalismusreform“ (2006) mit erheblicher Skepsis begegnet, die er zwischenzeitlich bestätigt sieht. Die Entwürfe der ersten Bücher des Umweltgesetzes (UGB) sind in neuer „Verflechtung“ zwischen Bund und Ländern ausgehandelt worden, ohne dass die mit der Föderalismusreform angestrebte transparente Verantwortungszuordnung erkennbar wird. Der Verflechtungsdruck resultiert nunmehr zusätzlich aus der „Drohung“ möglicher Länderabweichungen. Weiterhin spielt dabei auch eine fragwürdige Agenda der Deregulierung und des Abbaus von Verwaltungskapazitäten eine unübersehbare Rolle im Politikansatz einiger Bundesländer und Ressorts, wie der SRU in seinem Sondergutachten „Umweltverwaltungen unter Reformdruck“ (2007) nachdrücklich kritisiert hat. Der Entwurf zum Naturschutzrecht (UGB III) ist gegenwärtig einer Ressortabstimmung ausgesetzt, in der fundamentale Prinzipien und Instrumente des deutschen Naturschutzes in Frage gestellt werden. Ob es dabei gelingen wird, zeitgemäße Antworten auf die großen Herausforderungen des Naturschutzes zu finden, hängt vom Ergebnis dieser Ressortauseinandersetzungen und von den noch ausstehenden Verhandlungen im Bundesrat ab. Vielleicht erhält die kritische Öffentlichkeit in diesem Verfahren eine ernsthafte Chance, Gehör zu finden.

Der 4. Sachstandsbericht des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) hat mit Recht größte Aufmerksamkeit auch in der Öffentlichkeit gefunden. Wissenschaftliche Zweifel an der maßgeblich anthropogen verursachten Erwärmung des Erdklimas sind ausgeräumt. Auch die Dringlichkeit von durchgreifenden Entscheidungen auf der Ebene der Völkergemeinschaft wird allseits erkannt. Das von der EU und vielen anderen Staaten geteilte Ziel, die globale Durchschnittstemperatur um nicht mehr als 2°C gegenüber 1750 ansteigen zu lassen, erscheint nicht mehr

sicher erreichbar. In diesem Kontext begrüßt der SRU nachdrücklich das Treibhausgas-Reduktionsziel für 2020. Dieses Ziel wird im neuen Klimaschutzprogramm der Bundesregierung in einigen maßgeblichen Handlungsfeldern überzeugend instrumentiert. Dabei kann allerdings der bislang von der Bundesregierung eingeschlagene Weg einer forcierten Biokraftstoffquote aus vielen Gründen nicht überzeugen, wie der SRU im Juni 2007 in seinem Sondergutachten „Klimaschutz durch Biomasse“ ausführlich dargestellt hat. Angesichts dieser und zahlreicher anderer kritischer Analysen überdenkt die Bundesregierung nunmehr ihre umweltpolitisch fragwürdigen Ausbauziele für Agrokraftstoffe und will die Schwerpunkte der energetischen Nutzung der Biomasse neu setzen.

Generell ist in diesem Zusammenhang anzumerken, dass punktuelle Korrekturen, wie die Angebotsausweitung alternativer Kraftstoffe, nicht ausreichen werden, die Klimafolgen des Verkehrs einzudämmen. Hier bedarf es umfassender Konzepte, die mehr Mobilität mit weniger und umweltfreundlicherem Verkehr erreichen können. Diese reichen von sparsameren und schadstoffärmeren Fahrzeugen bis hin zu Anreizen zur Verkehrsverlagerung und -vermeidung. Der SRU hat solche Konzepte in seinem Sondergutachten „Umwelt und Straßenverkehr“ (2005) entwickelt.

Die starke öffentliche Fokussierung auf die Klimaschutzproblematik darf nicht dazu führen, dass andere drängende Umweltprobleme aus dem Blick geraten. Im Zeichen des Klimawandels gewinnen einige andere politische Handlungsfelder sogar an umweltpolitischer Bedeutung, sei es wegen ihrer möglichen Beiträge, den Klimawandel und seine Auswirkungen abzuschwächen, sei es wegen drohender Beeinträchtigungen gerade dieser Umweltgüter durch die Klimaerwärmung. Hervorzuheben sind hierbei die Bedeutung der Wälder, Moore und des Grünlandes sowie die besondere Bedeutung der Böden als Speicher bzw. Senken für Treibhausgase und die negativen Klimafolgen ihrer unsachgemäßen Nutzungen. In diesem Licht muss auch die Auseinandersetzung um zeitgemäße, problemangemessene Inhalte des neuen Bundesnaturschutzrechtes (UGB III) gesehen werden.

Die Meere sind hohen multifaktoriellen Belastungen durch Schadstoff- und Nährstoffeinträge, Fischerei, Schifffahrt sowie punktuellen Zugriffen durch Meeresbergbau, Verlegung von Pipelines usw. ausgesetzt. Sie erfahren durch die Klimaerwärmung zusätzliche problematische Veränderungen in ihrer Funktion als Naturraum für Tiere und Pflanzen. Hierzu hat der SRU in seinem Sondergutachten „Meeresumweltschutz für Nord- und Ostsee“ (2004) ein wirklich integriertes, Belastungsquellen übergreifendes Schutzkonzept gefordert, das in den Bemühungen der EU um eine integrative Meeresschutzpolitik bislang nur unbefriedigend erkennbar wird.

Wenngleich im Umweltschutz über die angeführten Bereiche hinaus weiterhin ein erheblicher Regulierungsbedarf im Bereich des Schutzes vor Lärm und vor Luftverunreinigungen sowie auf dem Gebiet der Kreislaufwirtschaft besteht, müssen vor allem auch die Herausforderungen des Vollzuges eines zumeist unvermeidlich komplexen Umweltrechtes bedacht werden. Die Strukturen der Verwaltungsorganisationen, die Kompetenzverteilungen, sowie die Ausstattung mit Personal, Finanzen und Sachmitteln müssen die Verwaltungen befähigen, die ihnen gestellten vielfach höchst anspruchsvollen Aufgaben konsequent zu erfüllen.

Umweltgutachten 2008:
Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels

Band 1: Kapitel 1 – 6

Vorwort III

1 Nachhaltigkeits- und Umweltstrategien in der Europäischen Union und in Deutschland 1

1.1 Einleitung 2

1.2 Nachhaltigkeits- und Umweltstrategien in der EU 4

1.2.1 Die EU-Nachhaltigkeitsstrategie 4

1.2.2 Das VI. Umweltaktionsprogramm 13

1.2.3 Der Cardiff-Prozess 19

1.2.4 Zwischenfazit 21

1.2.5 Die Lissabon-Strategie 24

1.2.6 Empfehlungen 31

1.3 Die deutsche Nachhaltigkeitsstrategie 36

1.3.1 Bewertung 37

1.3.2 Empfehlungen 44

2 Innovationsorientierte Umweltpolitik – ein neuer Megatrend? 47

2.1 Einleitung 48

2.2 Hohes Wachstum der Umweltindustrie 50

2.3 Zur Governance von Umweltinnovationen 56

2.3.1 „Starke“ Umweltinnovationen versus „schwache“ Umweltinnovationen 56

2.3.2 Zum Instrumentarium innovationsorientierter Umweltpolitik 59

2.3.3 Produktbezogene Umweltregulierungen 66

2.4 Ansätze „Ökologischer Industriepolitik“ in Deutschland und der EU 67

2.4.1 „Ökologische Industriepolitik“ in Deutschland 68

2.4.2 Die Förderung von Umweltinnovationen in der EU ... 70

2.5 Grenzen innovationsorientierter Umweltpolitik ... 73

2.6 Fazit ... 73

3 Klimaschutz ... 77

3.1 Einleitung ... 79

3.2 Wissenschaftliche Grundlagen ... 80

3.2.1 Methode und Systematik der Berichte des Intergovernmental Panel on Climate Change ... 80

3.2.2 Der 4. Sachstandsbericht des Intergovernmental Panel on Climate Change ... 81

3.2.3 Fazit ... 86

3.3 Die deutsche Klimapolitik im internationalen Kontext ... 87

3.3.1 Das internationale Regime ... 87

3.3.2 Die europäische Klimaschutzstrategie ... 89

3.3.3 Bisherige Reduktionsziele und Emissionsverläufe in Deutschland ... 90

3.3.4 Das integrierte Energie- und Klimaprogramm ... 93

3.3.5 Fazit ... 97

3.4 Emissionsreduktion durch Energieeffizienz ... 98

3.4.1 Bedeutung und Rolle der Energieeffizienz ... 98

3.4.1.1 Klimaschutz und Energieeffizienz im Zieldreieck der Energiepolitik ... 98

3.4.1.2 Effizienzziele und -entwicklungen ... 100

3.4.1.3 Schlüsselbereiche für Effizienzstrategien ... 103

3.4.2 Energiemarktliberalisierung, Querschnittsinstrumente und Mainstreaming ... 106

3.4.2.1 Endenergieeffizienz und Energiemarktliberalisierung ... 106

3.4.2.2 Querschnittsinstrumente und Mainstreaming ... 108

3.4.3 Der deutsche Aktionsplan Energieeffizienz ... 111

3.4.4 Schlüsselbereich Gebäude ... 113

3.4.4.1 Sektorale Energieverbrauchsstruktur ... 113

3.4.4.2 Energieverbrauch im Wohngebäudebestand ... 114

3.4.4.3 Energieeinsparpotenziale im Wohngebäudebestand ... 115

3.4.4.4 Klimapolitischer Instrumentenmix im Gebäude- und Wohnungssektor 118

3.4.4.5 Energieeinspargesetz und Förderpolitik als Instrumente zur Begrenzung des Nutzer-Investor-Dilemmas 119

3.4.4.6 Modernisierungsanreize durch mehr Markttransparenz, preisliche Anreize und höhere Fördereffizienz 122

3.4.5 Schlüsselbereich Energie verbrauchende Geräte....125

3.4.6 Schlüsselbereich Kraftfahrzeuge 129

3.4.6.1 Die Veränderung des CO2-Ausstosses von Personenkraftwagen 129

3.4.6.2 Europäische Ziele der CO2-Reduktion 130

3.4.6.3 Lösungsansätze zur Zielerreichung 131

3.4.6.4 Der Vorschlag der Europäischen Kommission....137

3.4.7 Fazit....140

3.5 Emissionsreduktion durch Emissionshandel....142

3.5.1 Einleitung....142

3.5.2 Die Emissionshandelsrichtlinie der EU 143

3.5.3 Die Umsetzung der Emissionshandelsrichtlinie in Deutschland 144

3.5.3.1 Die rechtliche Systementscheidung 144

3.5.3.2 Europarechtskonformität der Systementscheidung 144

3.5.3.3 Die Widerspruchsfreiheit von Emissionshandel und immissionsschutzrechtlichen Grundpflichten 146

3.5.3.4 Der NAP I bzw. das ZuG 2007....147

3.5.3.5 Der Nationale Allokationsplan II bzw. das Zuteilungsgesetz 2012 149

3.5.4 Revision der Emissionshandelsrichtlinie 157

3.5.4.1 Einleitung....157

3.5.4.2 Europaweites Emissionsbudget 158

3.5.4.3 Versteigerung und harmonisierte Zuteilungsregeln 159

3.5.4.4 Anwendungsbereich der Emissionshandelsrichtlinie 161

3.5.4.5 Weitere Harmonisierung, Vereinfachung des Vollzugs....166

3.5.4.6 Verknüpfung mit Drittländern....167

3.5.5 Emissionshandel auf der ersten Handelsstufe....168

3.5.5.1 Einleitung....168

3.5.5.2 Grundlegende Funktionsweise ... 169

3.5.5.3 Umsetzung ... 172

3.5.6 Fazit ... 176

3.6 Emissionsreduktion durch Abscheidung und Lagerung von CO2? ... 176

3.6.1 Einleitung ... 176

3.6.2 Stand der Entwicklungen der CCS-Technologie ... 177

3.6.2.1 Abscheidung ... 177

3.6.2.2 Transport ... 178

3.6.2.3 Speicherung ... 178

3.6.2.4 Kosten ... 179

3.6.3 Fazit ... 181

3.7 Klimaschutz und Anpassung an den Klimawandel durch angepasste Landnutzung ... 183

3.7.1 Einleitung ... 183

3.7.2 Wirkungen von Ökosystemen als Treibhausgassenken, -speicher oder -quellen und der Einfluss der Nutzungen ... 185

3.7.2.1 Wissensstand zu Treibhausgasfestlegung und -freisetzung ... 185

3.7.2.2 Globale Bilanz der Kohlenstoff-Festlegung ... 187

3.7.2.3 Treibhausgasströme unterschiedlicher terrestrischer Ökosystemtypen und deren land- und forstwirtschaftliche Nutzung in Deutschland ... 188

3.7.3 Maßnahmen zur Minderung der Auswirkungen des Klimawandels auf Ökosysteme ... 194

3.7.3.1 Management von Naturschutzflächen und Integration in andere Landnutzungen ... 194

3.7.3.2 Landwirtschaftliche Bodennutzung ... 195

3.7.3.3 Forstwirtschaft ... 196

3.7.4 Zielkonflikte und Synergieeffekte zwischen Natur- und Klimaschutz ... 197

3.7.5 Instrumente zur Umsetzung ... 198

3.7.6 Fazit ... 199

3.8 Schlussfolgerungen und Empfehlungen ... 200

4 Luftreinhaltung ... 205

4.1 Einleitung 206

4.2 Aktuelle Belastungslage in Deutschland und in Europa 208

4.3 Wirkungen von Luftschadstoffen 213

4.4 Emissionen und Emissionsquellen 214

4.5 Aktuelle Handlungsschwerpunkte in Deutschland 219

4.5.1 Luftreinhalte- und Aktionspläne 220

4.5.1.1 Vergleich der Pläne in Deutschland 220

4.5.1.2 Wirksamkeit verkehrsbezogener Maßnahmen 223

4.5.1.3 Umweltzonen 226

4.5.1.4 Anspruch des Einzelnen auf behördliches Einschreiten 227

4.5.1.5 Fazit 228

4.5.2 Quellenbezogene Maßnahmen 230

4.5.2.1 Straßenverkehr 231

4.5.2.2 Verbrennungsanlagen 234

4.5.2.3 Landwirtschaft 237

4.5.2.4 Fazit 239

4.6 Novellierung des EU-Luftreinhalterechts 240

4.6.1 Fortentwicklung der thematischen Strategie zur Luftreinhaltung 240

4.6.1.1 Ziele der Strategie 240

4.6.1.2 Emissionsszenarien 242

4.6.1.3 Folgenabschätzung (Impact Assessment) 243

4.6.1.4 Maßnahmen der Strategie 248

4.6.1.5 Fazit 252

4.6.2 Novellierung der Luftqualitätsrahmenrichtlinie und ihrer Tochterrichtlinien 253

4.6.2.1 Regelungsinhalt 253

4.6.2.2 Bewertung 255

4.6.2.3 Fazit 258

4.6.3 Novellierung der NEC-Richtlinie 259

4.6.4 Revision der IVU-Richtlinie 261

4.6.4.1 Umsetzungsdefizite bei der IVU-Richtlinie 261

4.6.4.2 Vorschlag der Kommission für die Revision der IVU-Richtlinie 264

4.6.4.3 Zu einem Emissionshandel für NOx und SO2 266

4.6.4.4 Fazit 268

4.7 Zusammenfassung und Empfehlungen 269

5 Naturschutz 275

5.1 Einleitung 277

5.2 Zustand und Perspektiven von Natur und Landschaft 278

5.2.1 Zustand der Leistungs- und Funktionsfähigkeit von Natur und Landschaft 278

5.2.1.1 Veränderung der Belastungen 280

5.2.1.2 Auswirkungen auf die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts 287

5.2.2 Zusammenfassung und Empfehlungen 293

5.3 Zukünftige Entwicklungen 296

5.3.1 Klimawandel 297

5.3.2 Landwirtschaft 301

5.3.3 Forstwirtschaft 304

5.3.4 Zunehmende Ausbreitung gebietsfremder Arten 305

5.3.5 „Bürokratieabbau“ – Verlust von Handlungskapazitäten im Naturschutz 306

5.3.6 Zusammenfassung und Empfehlungen 307

5.4 Geistesgeschichtliche und politisch-institutionelle Rahmenbedingungen der Naturschutzpolitik 308

5.4.1 Geistesgeschichtliche Hemmnisse des Naturschutzes 309

5.4.2 Politisch-institutionelle Hemmnisse des Naturschutzes 312

5.4.3 Strategische Optionen des Naturschutzes 315

5.4.4 Zusammenfassung 317

5.5 Strategische Ziele der Bundesregierung 318

5.5.1 Das Übereinkommen über die biologische Vielfalt und die europäische Biodiversitätsstrategie: Grundlage für eine Einordnung der nationalen Strategie 319

5.5.2 Die Nationale Biodiversitätsstrategie: Prüfstein für die Umsetzung 323

5.5.3 Zusammenfassung und Empfehlungen 327

5.6 Aktivitäten der Bundesländer: NATURA 2000 und Biotopverbund 329

5.6.1 Umsetzung des Schutzgebietsystems NATURA 2000 329

5.6.1.1 Verteilung der FFH- und Vogelschutzgebiete in den Ländern 335

5.6.1.2 Sicherung des Netzes NATURA 2000 336

5.6.1.3 Managementpläne 339

5.6.1.4 Monitoring 341

5.6.1.5 Bericht nach Artikel 17 FFH-Richtlinie 341

5.6.1.6 Integration mit der Wasserrahmenrichtlinie und der Hochwasserschutzrichtlinie 342

5.6.1.7 Unterfinanzierung von Maßnahmen durch Kürzung der Mittel der zweiten Säule 344

5.6.2 Biotopverbund 345

5.6.3 Zusammenfassung und Empfehlungen 348

5.7 Der Naturschutz im zukünftigen Umweltgesetzbuch 349

5.7.1 Kompetenzrechtliche Grundlagen der Novelle des Bundesnaturschutzgesetzes 349

5.7.2 Vollzugsfähige Vollregelungen als notwendiger Regelungsinhalt der Novelle 350

5.7.3 Die allgemeinen Grundsätze des Naturschutzes 352

5.7.4 Regelungsnotwendigkeiten im Hinblick auf ausgewählte Instrumente des Naturschutzrechtes 353

5.7.4.1 Eingriffsregelung 353

5.7.4.2 Landschaftsplanung 361

5.7.4.3 Gute fachliche Praxis 369

5.7.4.4 Schutzgebiete 369

5.7.4.5 Umweltbeobachtung 370

5.7.5 Zusammenfassung und Empfehlungen 371

5.8 Flankierende Lösungsansätze zur Sicherung der Handlungsfähigkeit des Naturschutzes 373

5.8.1 Neue Finanzierungsquellen und Organisationsmodelle für den Naturschutz 374

5.8.2 Akzeptanz und Partizipation im Naturschutz 377

5.8.3 Finanzielle Förderung des ehrenamtlichen Naturschutzes 379

5.8.4 Naturschutz in der Bildung ... 380

5.8.4.1 Die Bedeutung der Naturbildung im Rahmen von Bildung für eine nachhaltige Entwicklung ... 381

5.8.4.2 Naturschutz in der schulischen Bildung ... 381

5.8.4.3 Naturschutz in der Lebenswelt der Bevölkerung ... 382

5.8.5 Zusammenfassung und Empfehlungen ... 383

5.9 Zusammenfassung und Empfehlungen ... 385

5.9.1 Zusammenfassung ... 385

5.9.2 Empfehlungen im Einzelnen ... 387

6 Bodenschutz ... 391

6.1 Einleitung ... 393

6.2 Bodenfunktionen, Beeinträchtigungen und Regelungsdefizite ... 398

6.2.1 Bodenversiegelung ... 401

6.2.2 Diffuse Schad- und Nährstoffeinträge in Böden ... 402

6.2.2.1 Einträge über die Luft ... 403

6.2.2.2 Einträge über Feststoffe ... 403

6.2.2.3 Zusammenfassung ... 408

6.2.3 Altlasten ... 409

6.2.4 Bodenerosion ... 411

6.2.5 Bodenschadverdichtungen ... 415

6.2.6 Verlust an organischer Substanz ... 416

6.3 Bodenschutzrecht ... 419

6.3.1 Defizite des deutschen Bodenschutzrechts – ein Überblick ... 420

6.3.2 Fortentwicklungen im bodenschutzrelevanten Recht ... 422

6.3.2.1 Effektivierung des Planungsrechts ... 422

6.3.2.2 Bodenschutz im Rahmen fachübergreifender Verträglichkeitsprüfungen ... 425

6.3.2.3 Zwischenbilanz ... 428

6.3.3 Auf dem Weg zu einer Europäisierung des Bodenschutzrechts ... 428

6.3.3.1 Regelungsgehalt des BRRL-E ... 429

6.3.3.2 Hypothetischer Anpassungsbedarf des deutschen Bodenschutzrechts 430

6.3.3.3 Die Regelungsbefugnis der EU 433

6.3.4 Bilanz und Ausblick 434

6.4 Schlussfolgerungen und Empfehlungen 435

Band 2: Kapitel 7 – 12

7 Gewässerschutz 441

7.1 Einleitung 442

7.2 Zustand der deutschen Oberflächengewässer und des Grundwassers 443

7.2.1 Wasserqualität 444

7.2.1.1 Belastung durch Stoffeinträge 444

7.2.1.2 Bewertung nach WRRL 446

7.2.2 Hydromorphologie 448

7.2.2.1 Hydromorphologische Beeinträchtigungen 448

7.2.2.2 Bewertung nach WRRL 450

7.2.3 Zukünftige Herausforderungen 450

7.3 Stand der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie und ihrer Tochterrichtlinien 451

7.3.1 Umsetzung von Bestandsaufnahme und Monitoring 451

7.3.1.1 Defizite der Bestandsaufnahme 451

7.3.1.2 Monitoring 453

7.3.2 Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungsplanung 455

7.3.2.1 Herausforderungen beim Erreichen der Ziele der WRRL 456

7.3.2.2 Diffuse Stoffeinträge 457

7.3.2.3 Schadstoffbelastung 462

7.3.2.4 Hydromorphologie 464

7.3.3 Die Tochterrichtlinien der Wasserrahmenrichtlinie 468

7.3.3.1 Die Grundwasserrichtlinie 469

7.3.3.2 Tochterrichtlinie über Umweltqualitätsnormen für prioritäre Schadstoffe ... 472

7.3.4 Zusammenfassung und Empfehlungen ... 480

7.4 Integriertes Flussgebietsmanagement: Gewässerbewirtschaftung ... 481

7.4.1 Gründe für ein integriertes Flussgebietsmanagement ... 482

7.4.2 Anforderungen an ein angepasstes Management ... 483

7.4.3 Situation des integrierten Managements ... 484

7.4.4 Beiträge der Wasserrahmenrichtlinie und der Hochwasserschutz-richtlinie zum integrierten Flussgebietsmanagement ... 485

7.4.5 Hemmnisse durch die sektorale Organisation der Umweltverwaltung und Abgrenzung der Planungsräume ... 487

7.4.6 Zusammenfassung und Empfehlungen ... 488

7.5 Meeresumweltschutz ... 491

7.5.1 Strategien und rechtliche Grundlagen ... 492

7.5.1.1 Die Notwendigkeit für ein starkes europäisches Meeresschutzkonzept ... 492

7.5.1.2 Das Grünbuch für eine europäische Meerespolitik ... 495

7.5.2 Wesentliche Handlungsfelder ... 499

7.5.2.1 Fischerei ... 499

7.5.2.2 Die Seeschifffahrt ... 504

7.5.2.3 Landwirtschaft ... 508

7.5.2.4 Energiegewinnung und Rohstoffnutzung ... 509

7.5.2.5 Klimawandel ... 510

7.5.3 Fazit und Empfehlungen ... 511

7.6 Gewässerschutz im Umweltgesetzbuch ... 513

7.6.1 Das modifizierte Zulassungsrecht ... 514

7.6.1.1 Gewässerschutz im Rahmen der Integrierten Vorhabengenehmigung ... 514

7.6.1.2 Zulassungen nach dem Entwurf eines Umweltgesetzbuches – Teil Wasserwirtschaft ... 515

7.6.2 Regelungen zur Bewirtschaftung oberirdischer Gewässer ... 518

7.6.2.1 Mindestwasserführung ... 518

7.6.2.2 Wasserkraftnutzung ... 519

7.6.2.3 Gewässerrandstreifen 520

7.6.3 Besondere wasserwirtschaftliche Bestimmungen 521

7.6.3.1 Abwasserbeseitigung 521

7.6.3.2 Hochwasserschutz 521

7.6.4 Abweichungsrechte der Bundesländer 522

7.6.5 Bilanz und Ausblick 523

7.6.6 Empfehlungen 523

8 Stoffe und Produkte 525

8.1 Einleitung 526

8.2 Synthetische Nanomaterialien 528

8.2.1 Einleitung 528

8.2.2 Eigenschaften, Verwendungen und Entwicklung von Nanomaterialien 529

8.2.3 Mögliche negative Auswirkungen auf Umwelt und Gesundheit 531

8.2.4 Aktuelle Initiativen 534

8.2.5 Regulierung und Kennzeichnung von Nanomaterialien 536

8.2.6 Bewertung und Empfehlungen 537

8.3 Bromierte Flammschutzmittel 539

8.3.1 Einleitung 539

8.3.2 Verwendung, Produktion und Stoffeigenschaften 540

8.3.3 Eintrag in die und Verhalten in der Umwelt 542

8.3.4 Risiko für die Gesundheit 546

8.3.5 Umweltrisiko 549

8.3.6 Substitution 552

8.3.7 Stand der rechtlichen Regelungen 553

8.3.8 Fazit und Empfehlungen 554

8.4 Arzneimittel in der Umwelt 555

8.4.1 Einleitung 555

8.4.2 Arzneimittelbedarf 557

8.4.3 Arzneimittelsicherheit 559

8.4.4 Verhalten und Verbleib in der Umwelt 560

8.4.5 Umweltrisikobewertung ... 562

8.4.6 Informationsdefizite ... 563

8.4.7 Fazit und Empfehlung ... 566

8.5 REACH ... 569

8.5.1 Einleitung ... 569

8.5.2 REACH: ein konsequenter Schritt zu mehr Chemikaliensicherheit ... 571

8.5.3 Grundstruktur der Registrierung ... 573

8.5.4 Anstehende Konkretisierungen für die Registrierung ... 578

8.5.5 Grundstruktur der Evaluierung und Zulassung ... 581

8.5.6 Fazit und Empfehlungen ... 584

8.6 Pflanzenschutzmittel ... 586

8.6.1 Einleitung ... 586

8.6.2 Belastungslage ... 587

8.6.3 Rechtliche Regelungen zu Pflanzenschutzmitteln ... 591

8.6.4 Revision der Pflanzenschutzmittelzulassung ... 594

8.6.5 Kontrolle der Pflanzenschutzmittelanwendungen ... 598

8.6.6 Fazit und Empfehlungen ... 601

8.7 Quecksilber ... 602

8.7.1 Einleitung ... 602

8.7.2 Belastungssituation ... 603

8.7.3 Risiko für die Gesundheit ... 604

8.7.4 Rechtliche Regelungen zur Minderung der Quecksilbereinträge ... 606

8.7.5 Maßnahmen der Chlor-Alkali-Industrie ... 607

8.7.6 Produktion, Bedarf und Handel ... 609

8.7.7 Quecksilberstrategie der Europäischen Kommission ... 611

8.7.8 Fazit und Empfehlung ... 614

8.8 Zusammenfassung ... 617

9 Lärmschutz ... 621

9.1 Einleitung ... 622

9.2 Fluglärm ... 627
9.2.1 Anwendungsbereich des Gesetzes zum Schutz gegen Fluglärm ... 629
9.2.2 Lärmschutzbereich und Lärmschutzzonen ... 631
9.2.3 Siedlungsbeschränkungen ... 635
9.2.4 Passiver Schallschutz und Entschädigungen ... 638
9.2.5 Gesetz zum Schutz gegen Fluglärm und Luftverkehrsgesetz ... 641
9.2.6 Zusammenfassende Bewertung ... 644
9.3 Umgebungslärmrichtlinie ... 646
9.3.1 Strategische Lärmkartierung ... 649
9.3.1.1 Inhalt und Umfang ... 649
9.3.1.2 Herausforderungen für die Planungsträger ... 652
9.3.1.3 Ergebnisse der Kartierung ... 653
9.3.1.3.1 Bewertungsmaßstäbe ... 654
9.3.1.3.2 Lärmkartierungen der fünf größten deutschen Städte ... 657
9.3.2 Lärmaktionsplanung ... 659
9.3.2.1 Inhalt und Zielsetzung der Lärmaktionspläne ... 659
9.3.2.2 Auslösekriterien ... 662
9.3.2.3 Öffentlichkeits- und Behördenbeteiligung ... 664
9.3.2.4 Maßnahmen ... 667
9.3.2.5 Ansätze der Maßnahmenplanung ... 670
9.3.3 Bilanz und Ausblick ... 671
9.4 Empfehlungen ... 673

10 Abfall- und Kreislaufwirtschaft ... 675
10.1 Einleitung ... 676
10.1.1 Von der Abfallwirtschaft zur Ressourcenwirtschaft? ... 676
10.1.2 Stand der Abfallwirtschaft ... 677
10.2 Mechanisch-biologische Abfallbehandlung ... 681
10.2.1 Aktuelle Situation ... 681
10.2.1.1 Verfahrenskonzepte ... 682

10.2.1.2 Anlagenanzahl und Mengenströme ... 683

10.2.1.3 Zwischengelagerte Mengen ... 685

10.2.2 Schwachstellenanalyse ... 687

10.2.2.1 Mechanische Aufbereitung ... 687

10.2.2.2 Biologische Aufbereitung ... 688

10.2.2.3 Abluftbehandlung ... 689

10.2.3 Bewertung der erzeugten Stoffströme ... 690

10.2.3.1 Heizwertarme Fraktion ... 690

10.2.3.2 Langzeitverhalten der mechanisch-biologisch stabilisierten Deponiefraktion ... 692

10.2.3.3 Heizwertreiche Fraktion ... 693

10.2.4 Schlussfolgerungen und Empfehlungen ... 695

10.3 Nutzung organischer Restmassen: Verwertung von Klärschlamm, Bioabfällen, Gärrückständen ... 698

10.3.1 Ausgangssituation ... 698

10.3.2 Ausgewählte Stoffströme ... 698

10.3.2.1 Klärschlamm ... 698

10.3.2.2 Bioabfall ... 705

10.3.2.3 Wirtschaftsdünger und landwirtschaftliche Gärreste ... 710

10.3.2.4 Vergleich der Düngemittel ... 712

10.3.3 Zusammenfassung und Empfehlungen ... 714

10.4 Getrenntsammlung von Abfällen und Potenziale von Abfallbehandlungstechnologien mit weitergehenden Sortierschritten ... 715

10.4.1 Modellversuche und Vergleiche verschiedener Sammelsysteme ... 716

10.4.2 Empfehlungen ... 721

10.5 Auswertung von Erfahrungen mit der Umsetzung von Produktverantwortung (Elektro- und Elektronikgeräte, Altfahrzeuge) ... 722

10.5.1 Ziele und Instrumente der Produktverantwortung ... 723

10.5.2 Resultate einzelner Produktverantwortungs-Regelungen ... 725

10.5.2.1 Elektro- und Elektronikgeräte ... 725

10.5.2.2 Altfahrzeuge ... 730

10.5.3 Empfehlungen ... 734

10.6 Novellierung der Abfallrahmenrichtlinie 735

11 Landwirtschaft 745

11.1 Einleitung 747

11.2 Umweltauswirkungen der Landwirtschaft 748

11.3 Rechtliche Regelungen für eine umweltschonende Landwirtschaft: Gute fachliche Praxis und Cross Compliance 749

11.4 Integration von Umweltaspekten in die Agrarpolitik in der laufenden Förderperiode 755

11.4.1 Finanzierung der Agrar-Umweltpolitik 755

11.4.2 Ausgestaltung der Finanzierung der 2. Säule in Deutschland und den Bundesländern 758

11.4.3 Zielorientierung der Agrarumweltmaßnahmen 762

11.4.4 Zusammenfassung und Empfehlungen für die Weiterentwicklung der Agrarumweltpolitik 769

11.5 Weitere Maßnahmen zur Reduzierung stofflicher Belastungen 774

11.5.1 Maßnahmen zur Verminderung der Nährstoffbelastungen durch die Landwirtschaft 774

11.5.1.1 Novellierte Düngeverordnung 775

11.5.1.2 Stickstoffüberschussabgabe im Lichte der niederländischen Erfahrungen 779

11.5.2 Einsatz von Pflanzenschutzmitteln 781

11.5.2.1 Festlegung quantitativer Minderungsziele 783

11.5.2.2 Finanzielle Anreizinstrumente zur Verminderung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes 785

11.5.2.3 Verbesserung der Beratung 789

11.5.3 Tierarzneien 789

11.6 Ökologischer Landbau 790

11.6.1 Ökologischer Landbau in Deutschland 791

11.6.2 Positive Umweltwirkungen 792

11.6.3 Förderung 794

11.6.4 Empfehlungen 797

11.7 Möglichkeiten und Grenzen einer umweltorientierten Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik 798

11.7.1 Einleitung ... 798

11.7.2 Besonderheiten des Landwirtschaftssektors: Agrarpolitik als Sozialpolitik für den ländlichen Raum ... 799

11.7.3 Die agrarpolitische Akteursstruktur ... 800

11.7.4 Strukturelle und strategische Erfolgsfaktoren bisheriger agrarpolitischer Reformen in Europa ... 805

11.7.4.1 Strukturelle Faktoren: Externer Handlungsdruck ... 805

11.7.4.2 Strategische Faktoren: Policy Feedback, Auflösung geschlossener Politiknetzwerke und Kompensationszahlungen ... 806

11.7.5 Optionen einer zukünftigen Agrarumweltpolitik ... 810

11.7.6 Zusammenfassung: Eine Reformstrategie für die Gemeinsame Agrarpolitik ... 812

12 Gentechnik ... 815

12.1 Bestandsaufnahme ... 816

12.1.1 Stand von experimenteller Freisetzung und Anbau in Europa und Deutschland ... 817

12.1.1.1 Situation in Europa ... 817

12.1.1.2 Situation in Deutschland ... 818

12.1.2 Auswirkungen des Anbaus gentechnisch veränderter Pflanzen auf Natur und Umwelt ... 819

12.1.2.1 Gentechnische Veränderung von Pflanzen und ihre nicht-intendierten Folgen ... 819

12.1.2.2 Ausbreitung in die Umwelt und Verwilderung ... 820

12.1.2.3 Vertikaler und horizontaler Gentransfer ... 821

12.1.2.4 Toxische Wirkungen auf Nicht-Zielorganismen ... 823

12.1.2.5 Wirkungen einer veränderten landwirtschaftlichen Anbaupraxis ... 824

12.1.2.6 Pharmapflanzen ... 826

12.1.2.7 Transgene Bäume ... 826

12.1.3 Der Anbau gentechnisch veränderter Pflanzen und der Schutz sensibler Gebiete ... 827

12.2 Aktuelle Entwicklungen im Gentechnikrecht ... 829

12.2.1 Zulassungsverfahren für experimentelle Freisetzungen und Inverkehrbringen ... 830

12.2.1.1 Genehmigung experimenteller Freisetzungen ... 831

12.2.1.2 Genehmigung des Inverkehrbringens 833

12.2.1.2.1 Inverkehrbringen von Produkten 833

12.2.1.2.2 Inverkehrbringen gentechnisch veränderter Lebens- und Futtermittel 835

12.2.1.3 Defizite der Genehmigungsverfahren 837

12.2.1.4 Zwischenfazit 839

12.2.2 Koexistenz 839

12.2.2.1 Gute fachliche Praxis 841

12.2.2.2 Kennzeichnung 844

12.2.2.3 Gentechnikfreie Regionen 844

12.2.2.4 Zwischenfazit 844

12.2.3 Bilanz und Ausblick 845

12.3 Monitoring 845

12.3.1 Konzept des ökologischen Schadens 846

12.3.2 Anforderungen an ein angemessenes Monitoring 849

12.3.2.1 Monitoringstrategie 851

12.3.2.2 Untersuchungsräume und -zeiträume 852

12.3.2.3 Finanzierung 853

12.4 Zusammenfassung und Empfehlungen 854

Literaturverzeichnis 857

Abkürzungsverzeichnis 1011

Anhang

Erlass 1033

Publikationsverzeichnis 1037

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1-1 Umweltpolitische Ziele der neuen EU-Nachhaltigkeitsstrategie (2006) 6

Tabelle 1-2 Umweltbezogene Nachhaltigkeitsindikatoren (1. und 2. Ebene) 10

Tabelle 1-3 Zentrale (Teil-)Strategien im Rahmen des VI. Umweltaktionsprogramms 14

Tabelle 1-4 Nachhaltigkeits- und Umweltstrategien in der EU 23

Tabelle 1-5 Indikatoren und Ziele der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie.....38

Tabelle 1-6 Bewertung der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie 44

Tabelle 2-1 Struktur und Dynamik der deutschen „GreenTech“ 52

Tabelle 2-2 Ansatzpunkte einer innovationsorientierten Umweltpolitik 60

Tabelle 2-3 Ausgewählte Ziele und Ergebnisse des Top-Runner-Programms 63

Tabelle 2-4 Vergleich von Umweltinnovationen nach Regulationstypus.....65

Tabelle 3-1 Das integrierte Energie- und Klimaprogramm (IEKP) der Bundesregierung 94

Tabelle 3-2 Energieszenarien für den Energiegipfel 2007: Veränderungen bis 2020 102

Tabelle 3-3 Sektoraler Primärenergiebedarf für Strom und Brennstoffe im Jahr 2004 in Deutschland in % 104

Tabelle 3-4 Sektoraler Primärenergiebedarf für Endenergieanwendungen in Schlüsselbereichen für Strom und Brennstoffe im Jahr 2003 in Deutschland in % 105

Tabelle 3-5 Entwicklung des Raumwärmeverbrauchs nach Energieträgern (für Industrie, GHD, private Haushalte) von 1996 bis 2005 114

Tabelle 3-6 Wirtschaftlichkeit standardisierter Energiesparmaßnahmenbündel bei modernisierten Wohngebäuden 115

Tabelle 3-7 Wirtschaftlichkeit von Einzelmaßnahmen zur Energieeinsparung 116

Tabelle 3-8 Geschätzter Energiemehrverbrauch und Energieeinsparung durch Wohnungsneubau und -modernisierung 117

Tabelle 3-9 Top-Runner- und EuP-Standard 127

Tabelle 3-10 Erhöhung der Herstellungskosten in Euro pro Fahrzeug durch eine Reduktion von 30 g CO2/km, ermittelt aus den TNO-Kostenkurven 132

Tabelle 3-11 Kosten verschiedener Optionen zur CO2-Reduktion von Personenkraftwagen 135

Tabelle 3-12 CO2-Vermeidungskosten von CCS-Kraftwerken (einschließlich Transport und Speicherung) in €/t CO2 für verschiedene Brennstoffpreisszenarien und Betriebsaufnahmezeiten 181

Tabelle 4-1 Anzahl von Messstationen in Deutschland an denen die Grenzwerte für Feinstaub (PM10) überschritten wurden (2005 bis 2007) 208

Tabelle 4-2 Emissionsquellen für NOx, SO2, NH3, Staub und NMVOC in Deutschland 2006 216

Tabelle 4-3 Emissionsquellen für SO2- und NOx in Europa (EU-25), Schätzung für 2000 und 2020 (Anteil in %) 217

Tabelle 4-4 Emissionsquellen für VOC- und NH3 in Europa (EU-25), Schätzung für 2000 und 2020 (Anteil in %) 217

Tabelle 4-5 Emissionsquellen für PM10 und PM2,5 in Europa (EU-25), Schätzung für 2000 und 2020 (Anteil in %) 218

Tabelle 4-6 Prognose der Emissionen in Deutschland für 2010, Emissionshöchstmengen für 2010 und Ziele der thematischen Strategie Luftreinhaltung (TS) für 2020 220

Tabelle 4-7 Ergebnisse der Quellenanalysen aus dem Vergleich der Luftreinhaltepläne von 2002 bis 2006 222

Tabelle 4-8 Wirkung verkehrsbezogener Maßnahmen zur Reduzierung von Feinstaub 224

Tabelle 4-9 Immissionsminderungspotenzial NO2 für die Maßnahme „Umweltzone“ in Berlin und Kassel 225

Tabelle 4-10 Geplante Umweltzonen in Deutschland, Stand Dezember 2007 227

Tabelle 4-11 Kosten der Thematischen Strategie für Deutschland durch die Umsetzung von Maßnahmen im Jahr 2020 242

Tabelle 4-12: Kosten und Nutzen der thematischen Strategie in 2020 244

Tabelle 4-13 Europäische Abgasnormen für PKW und leichte Nutzfahrzeuge ab 2005 (Euro 4 bis 6) 249

Tabelle 4-14 Emissionen aus der internationalen Schifffahrt in Europa (in kt) 250

Tabelle 4-15 Vergleich der Emissionsanforderungen für Feinstaub und NOx des Kommissionsvorschlags für eine novellierte Luftqualitätsrichtlinie mit den Änderungsvorschlägen des Europäischen Parlaments und des Rates 255

Tabelle 5-1 Veränderungen des Grünlandanteils in den Bundesländern 2003 bis 2007 283

Tabelle 5-2 Charakteristika und Einflussfaktoren zweier möglicher Szenarien der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) 302

Tabelle 5-3 Ziele der Globalen Strategie zur Erhaltung der Pflanzen (GSPC) für das Jahr 2010 320

Tabelle 5-4 Zentrale Politikbereiche und damit zusammenhängende vorrangige Ziele der Biodiversitätsstrategie der Europäischen Kommission 2006 321

Tabelle 5-5 Themenfelder der konkreten Visionen der nationalen Biodiversitätsstrategie 324

Tabelle 5-6 Verhältnis von FFH- und Vogelschutzgebieten zu Großschutz- und Naturschutzgebieten (Stand Februar bzw. Juli 2005) 330

Tabelle 5-7 Übersicht über die FFH-Gebietsmeldungen gemäß Art. 4 Abs. 1 der FFH-Richtlinie (Stand: 25. Januar 2007) 331

Tabelle 5-8 Übersicht über die Vogelschutzgebietsmeldungen (Special Protection Area – SPA) gemäß Art. 4 der Vogelschutzrichtlinie (Stand: 3. Mai 2007) 332

Tabelle 5-9 Die größten FFH- und Vogelschutzgebiete (über 100 000 ha) in Deutschland 334

Tabelle 5-10 Übersicht über die aktuelle Flächennutzung in den NATURA 2000-Gebieten (Auswertung Corine Landcover 2000) 336

Tabelle 5-11 Vergleich der Managementplanung für die NATURA 2000-Gebiete in den Bundesländern 340

Tabelle 6-1 Bodenbeeinträchtigungen, Verursacher, Regelungen 396

Tabelle 6-2 Bodenfunktionen, Bodenteilfunktionen und Bewertungskriterien 400

Tabelle 6-3 Basisinformationen Bodenversiegelung 402

Tabelle 6-4 Elementgehalte in Düngemitteln 406

Tabelle 6-5 Basisinformationen diffuse Schadstoffeinträge 408

Tabelle 6-6 Basisinformationen Altlasten 411

Tabelle 6-7 Basisinformationen Erosion 414

Tabelle 6-8 Basisinformationen Verdichtung 416

Tabelle 6-9 Humusklassen nach bodenkundlicher Kartieranleitung 417

Tabelle 6-10 Basisinformationen Verlust an organischer Substanz 419

Tabelle 7-1 Vergleich chemischer Zustand und ökologischer Zustand der Fließgewässer nach der Bestandaufnahme der WRRL (Anteil der Wasserkörper in %) 446

Tabelle 7-2 Ergebnisse der Bestandsaufnahmen nach WRRL für den guten Zustand der Gewässer in Deutschland 447

Tabelle 7-3 Anzahl erfasster Querbauwerke in großen Strömen und Großwasserlandschaften in Deutschland und tendenziell prioritäre Nutzung der Querbauwerke (Stand: 30. September 2006) 449

Tabelle 7-4 Vergleich der biologischen Gewässergüte (Störungen und Sauerstoffgehalt) und der Strukturgüte 449

Tabelle 7-5 Betrachtungsebenen mit ihren jeweils gültigen Bewertungsmaßstäben im deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe 463

Tabelle 7-6 Vorschläge der Europäischen Kommission für Umweltqualitätsnormen prioritärer Schadstoffe 473

Tabelle 7-7 Vorschläge der Europäischen Kommission für Umweltqualitätsnormen für andere Schadstoffe 475

Tabelle 8-1 Bedarf und Verwendung bromierter Flammschutzmittel in Europa (2001) 541

Tabelle 8-2 Belastungen von Umweltproben mit Tetrabrombisphenol A, Hexabromcyclododecan und Polybromierten Diphenylethern 545

Tabelle 8-3 Verhalten von Tetrabrombisphenol A, Hexabromcyclododecan und Decabromdiphenylether in der Umwelt 550

Tabelle 8-4 Ergebnisse aus Tests zur Ökotoxizität von den quantitativ wichtigsten bromierten Flammschutzmitteln 551

Tabelle 8-5 Innovationen der Chemikalienregulierung unter REACH.....573

Tabelle 8-6 Aufgaben der Hersteller/Importeure und Weiterverarbeiter 575

Tabelle 8-7 Aufgaben der Europäischen Chemikalienagentur.....577

Tabelle 8-8 Zeitplan und Aufgaben der europäischen Chemikalienagentur 583

Tabelle 8-9 Einsatzgebiete von Pflanzenschutzmitteln und ihre Absatzmengen in Deutschland (Inlandsabgabe) 2006.....587

Tabelle 8-10 Liste der prioritären Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie 590

Tabelle 8-11 Vergleich der Risikopotenziale der Wirkstoffe im Basiszeitraum (2000, 2002, 2004) und der im Jahr 1987 relevanten Wirkstoffe (Werte aus 1987 = 100 %) 591

Tabelle 8-12 EU-25 und der weltweite Quecksilberverbrauch nach Sektoren (2005) 610

Tabelle 8-13 Quecksilberexporte der wichtigsten europäischen Exportländer (EU-25) in den Jahren 2000 bis 2004 611

Tabelle 8-14 In dem Vorschlag der Europäischen Kommission für eine Quecksilberstrategie genannte Maßnahmen 613

Tabelle 9-1 Umfrageergebnis aus dem Jahr 2006 zur Lärmbelästigung der Bevölkerung nach Geräuschquellen 623

Tabelle 9-2 Lärmschutzbereiche nach dem Gesetz zum Schutz gegen Fluglärm alte und neue Fassung.....631

Tabelle 9-3 Übersicht über die Lärmschutzbereiche.....633

Tabelle 9-4 Wesentliche Elemente des FluLärmG.....645

Tabelle 9-5 Zeitplan für die Erarbeitung von Lärmkarten und Aktionsplänen 648

Tabelle 9-6 In den strategischen Lärmkarten abzubildende Lärmindizes 651

Tabelle 9-7 Belastetenzahlen Berlin 658

Tabelle 9-8 Auslösewerte für die Lärmaktionsplanung..... 663

Tabelle 10-1 Aufteilung der Abfälle auf die Verfahrenskonzepte MBA, MBS und MPS 683

Tabelle 10-2 Fraktionierung der Outputströme in Bezug auf den Gesamtoutput ohne Rotte- und Trocknungsverlust der verschiedenen Anlagenkonzepte 684

Tabelle 10-3 Emissionsgrenzwerte für MBA in Deutschland (30. BImSchV) 689

Tabelle 10-4 Vergleich von Grenzwertvorschlägen mit Schwermetall-Messwerten in Klärschlämmen [mg/kg Trockenmasse] 700

Tabelle 10-5 Vergleich von Grenzwertvorschlägen mit Messwerten organischer Schadstoffe in Klärschlämmen [mg/kg Trockenmasse bzw. ng TE*/kg Trockenmasse bei PCDD/F] 702

Tabelle 10-6 Organische Schadstoffgehalte (Mittelwerte) in Sekundärrohstoffdüngern im Vergleich mit Vorsorge- bzw. PNEC-Werten und den Grenzwertvorschlägen der EU1) in [mg/kg TS] 713

Tabelle 10-7 Übersicht über die Versuche und Modelluntersuchungen zur Veränderung von Systemen der getrennten Sammlung bei Siedlungsabfällen 716

Tabelle 10-8 Beispiele für Instrumente zur Umsetzung der Produktverantwortung 724

Tabelle 10-9 Designänderungen japanischer Hersteller von Elektro- und Elektronikgeräten 726

Tabelle 11-1 Verteilung der ELER-Mittel in Deutschland 2007 – 2013 auf die Programmschwerpunkte (in % der verfügbaren Mittel) 762

Tabelle 11-2 Förderspannen für die Förderung des ökologischen Landbaus 795

Tabelle 12-1 Typisierung gentechnisch veränderter Kulturpflanzen anhand des Charakters ihrer ökologischen Interaktionen 828

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1-1: Nachhaltigkeits- und Umweltstrategien in der EU 33

Abbildung 2-1 Ökologische Wirksamkeit von Umweltinnovationen.....58

Abbildung 3-1 Beschleunigter Anstieg der globalen Durchschnittstemperatur 82

Abbildung 3-2 THG-Emissionen in Deutschland nach Gasen in CO2-Äquivalenten 92

Abbildung 3-3 Sektorale, energiebedingte CO2-Emissionen in Deutschland 92

Abbildung 3-4 Kompensation höherer Energieeffizienz durch verbrauchssteigernde Entwicklungen im PKW-Design in der EU (1995 bis 2007).....130

Abbildung 3-5 Investitionskosten moderner Kohlekraftwerke mit und ohne CCS-Technik verschiedener Verbrennungsverfahren 180

Abbildung 3-6 Zeitliche Entwicklung des Humusgehalts in Ackerböden.....187

Abbildung 3-7 Kohlenstoffspeicherung in deutschen Waldökosystemen 2006.....190

Abbildung 3-8 Emissionen stickstoffhaltiger Klimagase aus landwirtschaftlich genutzten Böden in Deutschland 191

Abbildung 4-1 Entwicklung der NO2-Jahresmittelwerte im Mittel über die drei verschiedenen Stationsklassen von 2000 bis 2007* 209

Abbildung 4-2 Entwicklung der Depositionen von N und S in Deutschland von 1980 bis 2005 211

Abbildung 4-3 Entwicklung der Emissionen ausgewählter Luftschadstoffe seit 1990 in Deutschland (1990 = 100%) 215

Abbildung 4-4 Modellstruktur des integrierten Impact Assessment 243

Abbildung 5-1 Überschreitung der Critical-Load-Funktion durch Stickstoffeinträge, Bezugsjahr 2004.....282

Abbildung 5-2 Tägliche Veränderung der Siedlungs- und Verkehrsfläche nach Art der Inanspruchnahme 1993 bis 2006 (im gleitenden Vierjahresmittel).....285

Abbildung 5-3 Meldungen von FFH-Gebieten in der EU-27 (Stand: 2007): Anteil an der terrestrischen Landesfläche und Anzahl der Gebiete 333

Abbildung 6-1 Bodenfunktionen.....394

Abbildung 6-2 Wesentliche Spannungsfelder für Qualitätsziele des Bodenschutzes 395

Abbildung 6-3 Bodenfläche nach Nutzungsarten in Deutschland 2004
Gesamtfläche: 357 050 km^2 398

Abbildung 6-4 Schwermetalleinträge (Pb, Zn, Cu) in Böden Deutschlands 2000 405

Abbildung 6-5 Entwicklung der Altlastenbearbeitung in Deutschland 2004 – 2007 410

Abbildung 6-6 Potenzielle Erosionsgefährdung in Deutschland 413

Abbildung 6-7 Flächenanteile nach Humusgehalten (Deutschland)..... 417

Abbildung 6-8 Gehalte an organischem C in verschiedenen Oberböden
Deutschlands für die Klimazone 33 (Nutzung Acker, Grünland, Forst)..... 418

Abbildung 8-1 Notwendige Weiterentwicklung bisheriger Chemikalienregulierungen
durch REACH 571

Abbildung 10-1 Abfallaufkommen in Deutschland 1996 bis 2006 678

Abbildung 10-2 Pro-Kopf-Aufkommen an Siedlungsabfällen in Europa (2006)..... 679

Abbildung 10-3 Entsorgungswege von Siedlungsabfall im europäischen Vergleich
(2004)..... 679

Abbildung 10-4 Entwicklung der Verwertungsquoten in Deutschland 1998 bis 2006 680

Abbildung 10-5 Zwischengelagerte Abfallmengen 2006 bis 2007..... 686

Abbildung 10-6 Strombedarf und -überschuss verschiedener MBA-Konzepte 689

Abbildung 10-7 Entsorgungswege für Klärschlamm aus der biologischen
Abwasserbehandlung öffentlicher Kläranlagen (ohne Abgabe an
andere Abwasserbehandlungsanlagen und sonstige Entsorgung)..... 699

Abbildung 10-8 Input der biologischen Behandlungsanlagen (1992 bis 2006) 707

Abbildung 10-9 Vermarktung der gütegesicherten Komposte 2006..... 708

Abbildung 10-10 Vergleich der Schwermetallgehalte in Klärschlamm, Kompost aus
Bioabfall und verschiedener Wirtschaftsdünger (Gehalte auf die
Grenzwerte der Bioabfallverordnung (= 100 %) normiert)..... 713

Abbildung 10-11 Verbleib endgültig stillgelegter Fahrzeuge aus Deutschland 731

Abbildung 11-1 Prinzip der Position der guten fachlichen Praxis im Verhältnis zu Umweltleistungen 750

Abbildung 11-2 Finanzrahmen der EU-27 für die Haushaltsperiode 2007 bis 2013 756

Abbildung 11-3 Verteilung der Finanzmittel in der 2. Säule (Entwicklung des ländlichen Raumes) im Jahr 2003 in den EU-Mitgliedstaaten (EU-15).....760

Abbildung 11-4 Mineraldünger-Absatz (1990 = 100).....767

Abbildung 11-5 Stickstoffüberschüsse der Gesamtbilanz Deutschland 774

Abbildung 11-6 Umsatz mit Öko-Lebensmitteln in Deutschland nach Absatzebenen 792

Abbildung 12-1 Verfahrensablauf Freisetzungsgenehmigung 832

Abbildung 12-2 Verfahrensablauf Inverkehrbringensgenehmigung 835

Abbildung 12-3 Zulassungsverfahren nach Verordnung 1829/2003 837

Abbildung 12-4 Matrix zur Verknüpfung von naturschutzfachlicher Bedeutung und (indiziertem) Beeinträchtigungspotenzial oder -ausmaß sowie der Zuordnung zu Schadensstufen 849

1 Nachhaltigkeits- und Umweltstrategien in der Europäischen Union und in Deutschland

Botschaften

Der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) befürwortet seit langem den Ansatz einer strategischen Umwelt- und Nachhaltigkeitsplanung im Sinne des Steuerungskonzepts der Agenda 21. Es ist daher positiv hervorzuheben, dass Umwelt- und Nachhaltigkeitsstrategien inzwischen ein fester Bestandteil europäischer und deutscher Politik sind. Dennoch bleiben ihre Qualität und Funktion umstritten. Vor diesem Hintergrund werden hier die zentralen umweltbezogenen Strategieprozesse in der Europäischen Union (EU) und in Deutschland bewertet.

Die Analyse der EU-Nachhaltigkeitsstrategie, des VI. Umweltaktionsprogramms (UAP) sowie des „Cardiff-Prozesses" zeigt, dass diese überwiegend hinter dem Steuerungsmodell der Agenda 21 zurückbleiben. Insbesondere im Hinblick auf die Ziel- und Ergebnisorientierung sowie die Förderung der horizontalen Umweltpolitikintegration sind Defizite zu beobachten. Gleichzeitig gerät die EU-Nachhaltigkeitsstrategie ebenso wie das VI. UAP gegenüber der erneuerten Lissabon-Strategie für „Wachstum und Beschäftigung" unter Rechtfertigungs- und Deregulierungsdruck.

Für eine verbesserte Ausgestaltung der europäischen Strategien macht der SRU folgende Empfehlungen:

- Die EU-Nachhaltigkeitsstrategie sollte als übergeordneter Rahmen gestärkt werden, der zentrale Ziele des UAP und des Lissabon-Prozesses „strategisch" aufwertet und deren *langfristige* Weiterentwicklung und Integration ermöglicht.
- So bald wie möglich sollte mit den Vorbereitungen für das ab 2012 anlaufende VII. UAP begonnen werden, das dem Steuerungsmodell der Agenda 21 besser gerecht wird und ein anspruchvolles ökologisches Fundament für den europäischen Nachhaltigkeitsprozess bietet.
- Auf die „Wiederbelebung" des „Cardiff-Prozesses" sollte zugunsten einer besseren Verankerung von Umweltpolitikintegration verzichtet werden, die insbesondere im Rahmen des VII. UAP festgelegt werden könnte.

Die deutsche Nachhaltigkeitsstrategie hat mit dem Staatssekretärsausschuss und dem Nachhaltigkeitsrat sowie der Verankerung von 21 Zielen und Indikatoren vergleichsweise bessere institutionelle Voraussetzungen. Positiv zu werten ist auch die unabhängige Berichterstattung durch das Statistische Bundesamt. Dennoch bleibt auch die deutsche Strategie in wesentlichen Punkten verbesserungswürdig. So fasst die Strategie vorwiegend nur bestehende Ziele und Maßnahmen zusammen und bleibt damit ein Instrument ohne ausreichende Steuerungswirkung. Ausgeprägte Defizite bestehen

auch im Hinblick auf die Politikintegration.

Im Hinblick auf eine verbesserte Ausgestaltung der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie empfiehlt der SRU:

- die Aufnahme weiterer Ziele zum Zustand der Umweltmedien und die engere Rückkoppelung mit den umweltrelevanten Fachpolitiken;
- die Entwicklung von *Langfristzielen* (Zeithorizont 2050);
- die Stärkung der institutionellen und personellen Basis des Nachhaltigkeitsprozesses durch Aufwertung des „Green Cabinet“ und die Veranstaltung regelmäßiger „Nachhaltigkeitsgipfel“;
- eine Verbesserung von Monitoring und Evaluation durch verstärkte Einbeziehung der Ressorts und eine Verbesserung der Nachhaltigkeitsindikatoren;
- eine bessere horizontale Politikintegration durch Einführung einer „Nachhaltigkeitsprüfung“ sowie
- eine bessere vertikale Politikintegration durch eine engere Verkopplung der Nachhaltigkeitsstrategien des Bundes und der Bundesländer.

1.1 Einleitung

1. Der SRU befürwortet seit langem den Ansatz einer strategischen Umwelt- und Nachhaltigkeitsplanung im Sinne des Steuerungskonzepts der Agenda 21 (vgl. SRU 1996; 1998; 2000; 2002; 2004). Die ursprüngliche Diskussion über nachhaltige Entwicklung Anfang der 1990er-Jahre war durch rein ökologisch ausgerichtete Umweltpläne bestimmt, die sich am niederländischen Umweltplan (1989) orientierten (JÄNICKE und JÖRGENS 2000). Inzwischen hat sich international ein „Drei-Säulen-Konzept“ nachhaltiger Entwicklung durchgesetzt. Nachhaltigkeitsstrategien werden nunmehr verstanden als unter Beteiligung gesellschaftlicher Akteure erstellte Handlungsentwürfe, die medien- und sektorübergreifend Ziele und Prioritäten einer langfristig stabilen Entwicklung von Wirtschaft, Umwelt und Gesellschaft festlegen. Mit diesem „Drei-Säulen-Konzept“ war zunächst häufig ein restriktives Verständnis von Umweltpolitik verbunden, das inzwischen einer Sicht weicht, die nicht-nachhaltige Entwicklungen in unterschiedlichen Handlungsfeldern thematisiert und dabei den Synergien von Umwelt und Wirtschaft besondere Bedeutung beimisst. Der SRU hat die hier liegenden Innovationspotenziale betont, vertritt aber zugleich ein ökologisch ausgerichtetes Konzept „starker Nachhaltigkeit“, bei dem das Naturkapital über die Zeit hinweg konstant gehalten werden soll (vgl. SRU 2002, Tz. 28 f.).

2. Umwelt- und Nachhaltigkeitsstrategien haben sich seit 1992 im Vergleich zu anderen umweltpolitischen Neuerungen weltweit überdurchschnittlich schnell ausge-

breitet (BUSCH und JÖRGENS 2005). Deutschland hat im April 2002 eine nationale Nachhaltigkeitsstrategie beschlossen (Bundesregierung 2002). Auf der europäischen Ebene bestehen mehrere Ansätze: Zu unterscheiden sind (1) die EU-Nachhaltigkeitsstrategie (2006), (2) das VI. UAP (2002 bis 2012) und (3) der „Cardiff-Prozess" für Umweltpolitikintegration (1998). Aus Umweltsicht von Bedeutung ist ferner (4) die Lissabon-Strategie, die im Jahr 2005 verstärkt auf die Ziele „Wachstum und Beschäftigung" ausgerichtet wurde.

3. Während Umwelt- bzw. Nachhaltigkeitsstrategien inzwischen ein fester Bestandteil nationaler und europäischer Umweltpolitik sind, bleiben ihre Qualität und Funktion weiter umstritten (u. a. LUNDQVIST 2004; STEURER und MARTINUZZI 2005; GEORGE und KIRKPATRICK 2006; VOLKERY et al. 2006; MEADOWCROFT 2007; STEURER 2008). Letztlich geht es dabei auch um die Frage, ob solche Strategien als neue Form der „nicht-hierarchischen Steuerung" (KNILL und LENSCHOW 2007) einen Mehrwert haben oder nicht. Ausgehend von dieser Debatte sollen im Folgenden die Nachhaltigkeits- bzw. Umweltstrategien in der EU und Deutschland bewertet werden, um anschließend Empfehlungen zu ihrer künftigen Ausgestaltung zu formulieren.

4. Die Bewertung der Strategien erfolgt auf der Basis ausgewählter Kriterien, die sich auf zentrale Steuerungselemente der in Rio de Janeiro beschlossenen Agenda 21 (1992) beziehen (s. bereits SRU 2000, Tz. 1 ff.; 2004, Tz. 1198 ff.). Gemeint sind diejenigen Steuerungselemente, die auch im „Rio-Prozess" der Entwicklung von Nachhaltigkeitsstrategien als Leitprinzipien Anerkennung fanden. Bewertet wird hierbei in erster Linie der Beitrag zur umweltbezogenen Nachhaltigkeit:

- *Zielorientierung*: Formulierung quantifizierter und zeitgebundener Umweltziele, die das bestehende Zielsystem problemadäquat weiterentwickeln.

Zielorientierte Steuerung bildet das Rückgrat einer strategischen Umwelt- und Nachhaltigkeitsplanung. Die Ziele sollten dabei grundsätzlich quantifiziert und zeitgebunden sein, um so ihre Verbindlichkeit und Überprüfbarkeit zu gewährleisten. Darüber hinaus sollten die Ziele insofern „neu" sein, als sie das bestehende Zielsystem problemadäquat weiterentwickeln. Nur in diesem Fall leistet die Strategie einen genuinen Steuerungsbeitrag.

- *Ergebnisorientierung*: Darlegung der geplanten Umsetzungsmaßnahmen und Festlegung klarer Umsetzungszuständigkeiten.

Neben der Formulierung von Zielen müssen konkrete Maßnahmen zur Zielerreichung benannt werden. Die Festlegung der für die Umsetzung zuständigen Akteure bestimmt die Verantwortlichkeiten.

– *Monitoring und Evaluation*: Verbindliche Berichterstattung über die Umsetzung und die systematische Evaluation der Politikergebnisse anhand von Indikatoren.

Ziel- und Ergebnissteuerung bedürfen des Monitoring und der Evaluation. Hierzu werden die mit der Umsetzung betrauten Akteure auf Berichtspflichten festgelegt. Ein System von Indikatoren dient als Basis für die Evaluation der Politikergebnisse.

– *Politikintegration*: Integration insbesondere von Umweltbelangen in die Verursacherbereiche (horizontale Integration) und Mobilisierung der Potenziale auf verschiedenen Politikebenen (vertikale Integration).

Nachhaltigkeitsstrategien sollen einen Beitrag zur Politikintegration leisten, die im Bereich der Umweltpolitik als Beteiligung der Verursacher an der Problemlösung besondere Bedeutung hat. Hierbei ist die Berücksichtigung von Umweltbelangen in den wesentlichen Verursacherbereichen (Energie, Landwirtschaft oder Verkehr) zu verbessern. Jenseits dieser „horizontalen“ Politikintegration geht es um eine „vertikale“ Integration zwischen den Politikebenen, der gerade in „Mehr-Ebenen-Systemen“ wie Deutschland oder der EU erhebliche Bedeutung zukommt.

– *Partizipation*: Aktive Beteiligung von zivilgesellschaftlichen Akteuren.

Schließlich soll der Nachhaltigkeitsprozess durch die aktive Beteiligung von Verbänden und Bürgern auf eine breite gesellschaftliche Basis gestellt werden. Partizipative Verfahren haben dabei einen Doppelcharakter: Sie betreffen einerseits die Entscheidungsfindung, weil sie die Informationsdefizite der Entscheidungsträger verringern können. Andererseits befördern sie die Umsetzung, indem sie die politischen Kompetenzen von Bürgern aktivieren.

1.2 Nachhaltigkeits- und Umweltstrategien in der EU

1.2.1 Die EU-Nachhaltigkeitsstrategie

5. Der europäische Nachhaltigkeitsprozess war lange durch Stillstand gekennzeichnet. Der ambitionierte Vorschlag der Kommission im Mai 2001 (s. Europäische Kommission 2001) traf auf Widerstand in verschiedenen Mitgliedstaaten, sodass der Europäische Rat von Göteborg lediglich Grundzüge einer EU-Nachhaltigkeitsstrategie verabschiedete (Europäischer Rat 2001, Rn. 19 ff.). Diese „vorläufige“ Strategie war als umweltpolitische Ergänzung des bis dahin ausschließlich wirtschafts- und sozialpolitisch ausgerichteten „Lissabon-Prozesses“ konzipiert und fokussierte auf die vier Umweltthemen Klima, Gesundheit, natürliche Ressourcen und Verkehr. Inhaltlich wurde der ursprüngliche Kommissionsentwurf in wesentlichen Punkten abgeschwächt (s. bereits SRU 2002, Tz. 246 ff.). Obwohl der Rat für Allgemeine Angelegenheiten in Göteborg mit der weiteren Ausarbeitung der Strategie beauftragt wurde, geriet der eu-

ropäische Nachhaltigkeitsprozess in der Folgezeit weitgehend in Vergessenheit (ausführlich s. PALLEMAERTS 2006). Damit blieb die EU-Nachhaltigkeitsstrategie lange ein Torso, der lediglich aus den 14 wenig ambitionierten Paragrafen der Göteborg-Schlussfolgerungen bestand.

Erst die für 2005 vorgesehene Revision der Nachhaltigkeitsstrategie brachte das Thema wieder auf die Tagesordnung. Während die (neue) Kommission im Februar 2005 noch eine ehrgeizige Überprüfung einschließlich „einer sorgfältigen Untersuchung nicht nachhaltiger Trends“ angekündigt hatte (s. Europäische Kommission 2005a), fiel die eigentliche Mitteilung über die „Überprüfung der Strategie für nachhaltige Entwicklung“ im Dezember 2005 enttäuschend aus (s. Europäische Kommission 2005b). Anstatt eines neuen Strategieentwurfs präsentierte die Kommission lediglich eine nach Form und Inhalt vergleichsweise anspruchslose Diskussionsgrundlage für weitere Verhandlungen, die in der Mehrzahl der Mitgliedstaaten sowie unter Stakeholdern kritisch aufgenommen wurde (u. a. HEY 2006a; EEB 2006, S. 7).

In Reaktion auf die enttäuschende Kommissionsmitteilung formulierte der Europäische Rat die Erwartung, „dass im Juni 2006 eine ehrgeizige und umfassende Strategie angenommen wird, die Ziele, Indikatoren und ein wirksames Beobachtungsverfahren enthält“ (Europäischer Rat 2006c). Daraufhin initiierte die österreichische Ratspräsidentschaft eine ad-hoc Arbeitsgruppe „Freunde der Präsidentschaft“, die sich die Erarbeitung einer neuen Strategie zur Aufgabe machte. In den Folgemonaten entstand so unter Beteiligung aller Ratsformationen ein Entwurf, den der Europäische Rat im Juni 2006 in Brüssel als „ehrgeizige und umfassende neue Strategie der EU für nachhaltige Entwicklung“ angenommen hat (Europäischer Rat 2006a, Rn. 17).

6. Die neue Strategie identifiziert insgesamt sieben zentrale Herausforderungen einer nachhaltigen Entwicklung (Rat der Europäischen Union 2006, Rn. 13 ff.):

- Klimawandel und umweltfreundliche Energie,
- nachhaltiger Verkehr,
- nachhaltige Konsumption und Produktion,
- Erhaltung und Bewirtschaftung der natürlichen Ressourcen,
- Gesundheit,
- soziale Eingliederung, Demografie und Migration sowie
- globale Herausforderungen in Bezug auf Armut und nachhaltige Entwicklung.

Damit werden die vier prioritären Umweltthemen der Göteborg-Schlussfolgerungen übernommen, neu ist allein der Themenbereich „nachhaltige Konsumption und Produktion“. Weiterhin integriert die Strategie sowohl die bisher separat behandelte „globale Dimension nachhaltiger Entwicklung“ als auch sozialpolitische Themen, die 2001

noch in den Bereich der Lissabon-Strategie verwiesen wurden. Die sieben Schlüsselbereiche werden jeweils durch eine Reihe von Zielen und Maßnahmen konkretisiert (s. u.). Darüber hinaus thematisiert die neue Strategie auch bereichsübergreifende Themen wie Bildung und Forschung, zivilgesellschaftliche Partizipation sowie die Bedeutung von „Finanzierungs- und Wirtschaftsinstrumenten".

Zielorientierung

7. Die neue EU-Nachhaltigkeitsstrategie enthält „operative Ziele und Vorgaben" für alle sieben Schlüsselbereiche (s. Tab. 1-1). Während sich darunter durchaus einige quantifizierte und zeitgebundene Vorgaben finden, ist der Großteil der Ziele qualitativer Natur. Zudem ist die Strategie im Wesentlichen eine Bestandsaufnahme aller bereits existierenden Ziele mit Nachhaltigkeitsbezug. Wirklich „neu" ist allein das unter dem Schwerpunkt „nachhaltige Konsumption und Produktion" formulierte Ziel, das ökologische öffentliche Beschaffungswesen bis 2010 im EU-Durchschnitt auf das Niveau der derzeit besten Mitgliedstaaten zu bringen. Alle anderen Zielvorgaben sind bereits gängige Praxis in Teilbereichen der EU oder werden unverbindlich „in Erwägung gezogen". Damit mangelt es der neuen EU-Nachhaltigkeitsstrategie grundlegend an Vorgaben, die das bereits vorhandene Zielsystem problemadäquat weiterentwickeln. Besonders augenfällig ist zudem das Fehlen langfristiger Zielvorgaben mit einem Zeithorizontal von 2030 oder 2050. Dies ist vor dem Hintergrund, dass der Nachhaltigkeitsprozess in Abgrenzung zur Lissabon-Strategie gemeinhin als langfristige Strategie präsentiert wird, wenig schlüssig.

Tabelle 1-1

Umweltpolitische Ziele der neuen EU-Nachhaltigkeitsstrategie (2006)

Problembereich und allgemeines Ziel	Operative Ziele und Vorgaben
Klimawandel und umweltfreundliche Energie: Begrenzung der Klimaänderung und ihrer negativen Auswirkungen auf Gesellschaft und Umwelt	– Kyoto-Verpflichtungen der EU-15 und des größten Teils der EU-25 auf Ziele für die Reduzierung der Treibhausgasemissionen im Zeitraum 2008-2012. Begrenzung des weltweiten Anstiegs der durchschnittlichen Oberflächentemperatur um höchstens 2° C verglichen mit vorindustriellen Werten. – Die Energiepolitik sollte mit den Zielen der Versorgungssicherheit, der Wettbewerbsfähigkeit und der ökologischen Nachhaltigkeit in Einklang stehen. – Die Anpassung an die Klimaänderung und ihre Eindämmung sollten in alle relevanten Bereiche der europäischen Politik integriert werden. – Bis 2010 sollten im Durchschnitt 12 % des Energieverbrauchs und 21 % des Stromverbrauchs als allgemeines, aber differenziertes Ziel durch erneuerbare Energien gedeckt werden, wobei die Möglichkeit geprüft werden sollte, ihren Anteil bis 2015 auf 15 % zu steigern. – Bis 2010 sollten als Richtwert 5,75 % der Kraftstoffe für den Verkehr Biokraftstoffe sein, wobei die Möglichkeit geprüft werden sollte, ihren Anteil bis 2015 auf 8 % zu steigern. – Erreichung einer Gesamteinsparung von 9 % des Energie-Endverbrauchs über neun Jahre bis 2017.
Nachhaltiger Verkehr:	– Entkoppelung von Wirtschaftswachstum und Verkehrsnachfrage mit der

Gewährleistung von Verkehrssystemen, die den wirtschaftlichen, sozialen und ökologischen Ansprüchen genügen, bei gleichzeitiger Minimierung von nachteiligen Auswirkungen auf Wirtschaft, Gesellschaft und Umwelt	Absicht, die Auswirkungen auf die Umwelt zu verringern. – Erreichung eines nachhaltigen Niveaus der Energienutzung im Verkehrssektor und Verringerung der verkehrsbedingten Treibhausgasemissionen. – Verringerung des verkehrsbedingten Schadstoffausstoßes auf ein Niveau, das die Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und/oder die Umwelt minimiert. – Erreichung einer ausgewogenen Verlagerung auf umweltfreundliche Verkehrsträger, um zu einem nachhaltigen Verkehrs- und Mobilitätssystem zu kommen. – Verringerung des verkehrsbedingten Lärms sowohl an der Quelle als auch durch nachträgliche Lärmminderungsmaßnahmen, damit die gesundheitlichen Auswirkungen durch die Gesamtexponierung minimiert werden. – Modernisierung des EU-Rahmens für öffentliche Personenverkehrsdienste zur Förderung verbesserter Effizienz und Leistung bis 2010. – In Einklang mit der Strategie der EU für CO_2-Emissionen leichter Nutzfahrzeuge sollte die durchschnittliche Neufahrzeugflotte CO_2-Emissionswerte von 140 g/km (2008/2009) und von 120 g/km (2012) erreichen.
Nachhaltiger Konsum und nachhaltige Produktion: Förderung nachhaltiger Konsum- und Produktionsmuster	– Förderung des nachhaltigen Konsums und der nachhaltigen Produktion, wobei eine soziale und wirtschaftliche Entwicklung innerhalb der Tragfähigkeit der Ökosysteme und die Entkoppelung von Wirtschaftswachstum und Umweltbeeinträchtigungen angestrebt werden. – Verbesserung der Umwelt- und Sozialverträglichkeit von Produkten und Prozessen und Förderung ihrer Übernahme durch Wirtschaft und Verbraucher. – Anstreben des Ziels, dass das ökologische öffentliche Beschaffungswesen bis 2010 im EU-Durchschnitt das Niveau der derzeit besten Mitgliedstaaten erreicht. – Die EU sollte bestrebt sein, ihren weltweiten Marktanteil auf dem Gebiet der Umwelttechnik und der ökologischen Innovationen auszubauen.
Erhaltung und Bewirtschaftung der natürlichen Ressourcen: Verbesserung der Bewirtschaftung der natürlichen Ressourcen und Vermeidung ihrer Übernutzung, Anerkennung des Wertes der Funktionen des Ökosystems	– Verbesserung der Ressourceneffizienz, um die Gesamtnutzung nicht erneuerbarer natürlicher Ressourcen und der damit zusammenhängenden Umweltauswirkungen der Rohstoffnutzung zu verringern; dabei sollten erneuerbare natürliche Ressourcen in einem Ausmaß genutzt werden, das ihre Regenerationskapazität nicht übersteigt. – Erlangung und Aufrechterhaltung eines Wettbewerbsvorteils durch Verbesserung der Ressourceneffizienz, unter anderem durch Förderung öko-effizienter Innovationen. – Bessere Bewirtschaftung und Vermeidung der Übernutzung erneuerbarer natürlicher Ressourcen, z. B. im Hinblick auf Fischerei, Artenvielfalt, Wasser, Luft, Boden und Atmosphäre; Wiederherstellung geschädigter Meeresökosysteme bis 2015 gemäß dem Johannesburg-Plan (2002), einschließlich Erreichung der höchstmöglichen Dauerfangmenge in der Fischerei bis 2015. – Stopp des Rückgangs der biologischen Vielfalt und Leistung eines Beitrags zur erheblichen Senkung der weltweiten Verlustrate bei der biologischen Vielfalt bis 2010. – Wirksamer Beitrag zur Erreichung der vier Globalziele der Vereinten Nationen für Wälder bis 2015. Abfallvermeidung und effizientere Nutzung der natürlichen Ressourcen durch Anwendung des Lebenszykluskonzepts und Förderung von Wiederverwendung und Recycling.
Gesundheit: Förderung der öffentlichen Gesundheit zu gleichen Bedingungen für alle und verbesserter Schutz vor Gesundheitsbedrohungen	– Gewährleistung, dass Chemikalien, einschließlich Schädlingsbekämpfungsmittel, bis 2020 auf eine Weise produziert, gehandhabt und verwendet werden, die keine größere Bedrohung für die menschliche Gesundheit und die Umwelt darstellt. Dabei wird die rasche Annahme der Verordnung zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH) einen Meilenstein darstellen, wobei als Ziel angestrebt wird, besonders besorgniserregende Stoffe langfristig durch geeignete alternative Stoffe oder Technologien zu ersetzen. – Verbesserung der Information über Umweltverschmutzung und Gesundheitsschäden.

Soziale Inklusion, Demografie und Migration	– Keine Umweltziele
Globale Armut und die Herausforderungen nachhaltiger Entwicklung: Aktive Förderung der nachhaltigen Entwicklung in der ganzen Welt und Sicherstellung, dass die innen- und außenpolitischen Maßnahmen der EU mit der globalen nachhaltigen Entwicklung und mit den eingegangenen internationalen Verpflichtungen im Einklang stehen	– Erhebliche Fortschritte bei der Erfüllung der Verpflichtungen der EU im Hinblick auf international vereinbarte Ziele und Vorgaben, insbesondere jene, die in der Millenniumserklärung enthalten sind, und jene, die sich aus dem Weltgipfel für nachhaltige Entwicklung von 2002 (Johannesburg) und damit verbundenen Verfahren wie dem Konsens von Monterrey zur Entwicklungsfinanzierung, der Entwicklungsagenda von Doha und der Pariser Erklärung zur Harmonisierung der Entwicklungshilfe ergeben. – Beitrag zur Verbesserung der globalen Umweltpolitik, insbesondere im Kontext der Maßnahmen im Anschluss an die Ergebnisse des Weltgipfels von 2005, und zur Stärkung der multilateralen Umweltübereinkommen. – Förderung der nachhaltigen Entwicklung im Rahmen von WTO-Verhandlungen (WTO – World Trade Organisation) im Einklang mit der Präambel des Abkommens von Marrakesch zur Gründung der Welthandelsorganisation, in der die nachhaltige Entwicklung als eines der obersten Ziele der WTO genannt wird. – Einbeziehung der Fragen der nachhaltigen Entwicklung in alle externen Politikbereiche der EU, einschließlich der Gemeinsamen Außen- und Sicherheitspolitik, unter anderem dadurch, dass die nachhaltige Entwicklung als ein Ziel der multilateralen und bilateralen Entwicklungszusammenarbeit festgelegt wird.
Quelle: Rat der Europäischen Union 2006, Rn. 13 ff.	

8. Ungeachtet dieser Defizite bietet die neue EU-Nachhaltigkeitsstrategie einige Anknüpfungspunkte für eine anspruchsvollere Umweltpolitik. Dies gilt etwa für

- das Bekenntnis zu einer zielorientierten Klimapolitik nach 2012, unter anderem durch Weiterentwicklung des Emissionshandels;
- das Bekenntnis zum Ausbau der erneuerbaren Energien;
- den neuen thematischen Fokus auf „nachhaltige Konsum- und Produktionsmuster“ mit der Ankündigung einer umweltbezogenen Beschaffungspolitik;
- das Bekenntnis zur Grundidee der ökologischen Steuerreform verbunden mit der Aufforderung an die Mitgliedstaaten, verstärkt marktbasierte Instrumente einzuführen sowie
- die Aufforderung an die Kommission, bis 2008 sektorspezifische „Fahrpläne“ zum Abbau (und zur langfristigen Abschaffung) umweltschädigender Beihilfen vorzulegen.

Insgesamt ist die neue EU-Nachhaltigkeitsstrategie aber weniger ein zielorientiertes Steuerungsinstrument als ein Referenzrahmen, der bereits vorhandene Ziele strategisch aufwertet.

Ergebnisorientierung

9. Die EU-Nachhaltigkeitsstrategie benennt jeweils eine Reihe von „zu ergreifenden Maßnahmen“, mittels derer ihre Ziele erreicht werden sollen. Allerdings handelt es sich hierbei überwiegend weniger um konkrete Umsetzungsmaßnahmen als um Verweise auf eine Vielfalt von europäischen Aktionsplänen und Strategien. Diese

sind analog zu den Zielen nicht neu. Damit ist die neue EU-Nachhaltigkeitsstrategie letztlich eine Art „Meta-Strategie“ über bestehende bzw. geplante (Teil-)Strategien mit Nachhaltigkeitsbezug.

Im Hinblick auf die Zuweisung von Umsetzungsverantwortlichkeiten werden anders als 2001 neben der Europäischen Kommission nunmehr überwiegend auch die Mitgliedstaaten einbezogen. Dennoch bleibt die Initiative der Kommission von zentraler Bedeutung. Dabei ist fraglich, ob sie diese Führungsrolle ausfüllen kann. Zum einen ist der europäische Nachhaltigkeitsprozess innerhalb der Kommission – und insbesondere im Generalsekretariat – seit Anbeginn unzureichend institutionalisiert (s. DALAL-CLAYTON 2004). Eine Situation, die sich auch mit der neuen Strategie nicht verbessert hat (PALLEMAERTS et al. 2007, S. 29). Zum anderen sind die Umsetzungsverantwortlichkeiten auch außerhalb der Kommission nicht ausreichend verankert. So ist weiterhin der Rat (Allgemeine Angelegenheiten) für die horizontale Koordinierung der EU-Nachhaltigkeitsstrategie verantwortlich, während die anderen Ratsformationen die Durchführung in ihren jeweiligen Ratsformationen überprüfen sollten. Dies ist nicht optimal, da der Rat für Allgemeine Angelegenheiten tendenziell mit außenpolitischen Fragen überlastet ist und daher seinem Mandat einer „horizontalen Koordinierung“ bereits im Rahmen der alten Nachhaltigkeitsstrategie nicht nachgekommen ist (PALLEMAERTS 2006). Auch das Vertrauen auf die Selbstregulierung der jeweiligen Ratsformationen scheint ohne die Einrichtung eines mandatierten Steuerungszentrums nicht zielführend.

Monitoring und Evaluation

10. Im Zuge der alten Nachhaltigkeitsstrategie wurden Monitoring und Evaluation an die Frühjahrstagung des Europäischen Rates delegiert und damit an das Beobachtungsverfahren des Lissabon-Prozesses gekoppelt. Ungeachtet dieser Aufwertung blieb eine systematische Überprüfung aber aus, da dieses Mandat weder durch die Kommission noch durch den Europäischen Rat ernst genommen wurde (PALLEMAERTS 2006, S. 33 ff.). Mit der neuen Strategie wurde nunmehr ein eigenständiges Berichtsverfahren eingerichtet, das sowohl die Kommission als auch die Mitgliedstaaten gleichermaßen einbezieht. Die Mitgliedstaaten sind aufgefordert, ab Juni 2007 alle zwei Jahre über Fortschritte auf nationaler Ebene zu berichten. Die nationalen Fortschrittsberichte wurden Mitte 2007 erstmals erarbeitet (s. Bundesregierung 2007) und bilden die Grundlage für einen Gesamtfortschrittsbericht, den die Kommission alle zwei Jahre vorzulegen hat. Der erste Gesamtfortschrittsbericht wurde im Oktober 2007 präsentiert (s. Europäische Kommission 2007a) und dient seinerseits dem Europäischen Rat als Grundlage, um auf seiner Dezembertagung (alle zwei Jahre) die zukünftigen Prioritäten festzulegen.

Auch im Hinblick auf die Erarbeitung von Indikatoren sind Fortschritte zu verzeichnen. Bereits Anfang 2005 hatte die Europäische Kommission ein vom Statistischen Amt der Europäischen Gemeinschaften (EUROSTAT) erarbeitetes System von 155 Nachhaltigkeitsindikatoren präsentiert (s. Europäische Kommission 2005c). Dieses Indikatorensystem wurde von EUROSTAT weiterentwickelt (s. Eurostat 2007) und im Fortschrittsbericht 2007 der Kommission verwendet. Es enthält nunmehr 122 Indikatoren – darunter 11 Leitindikatoren („Headline indicators", 1. Ebene), die durch 33 bzw. 78 Indikatoren auf der 2. und 3. Ebene verfeinert werden (für die Indikatoren der 1. und 2. Ebene s. Tab. 1-2). Die Indikatoren orientieren sich an der Zielstruktur der neuen Strategie und bieten – falls in ihrer ganzen Bandbreite verwendet – eine gute Basis für eine differenzierte Bewertung von Umsetzungsfortschritten. Allerdings wurde das Indikatorensystem bislang nicht formell in die neue Strategie integriert. Während erste Entwürfe der österreichischen Ratspräsidentschaft ein Set von Indikatoren enthielten, wird die Berücksichtigung einer „begrenzten Zahl von Indikatoren" in der Endfassung lediglich in Erwägung gezogen (Rat der Europäischen Union 2006, Rn. 36). Der Europäische Rat vom Dezember 2007 hat in seiner Bewertung der EU-Nachhaltigkeitsstrategie die Indikatoren nicht thematisiert und damit deren Nicht-Berücksichtigung vorerst festgeschrieben (Europäischer Rat 2007a, Rn. 56).

Tabelle 1-2

Umweltbezogene Nachhaltigkeitsindikatoren (1. und 2. Ebene)

Thema	Leitindikatoren (1. Ebene)	2. Ebene
Nachhaltige(r) Produktion und Verbrauch	– Ressourcenproduktivität	– Gesamtabfallmenge, nach Wirtschaftssektor und BIP – Stromverbrauch der Haushalte – Unternehmen mit registrierten Umweltmanagementsystemen
Gesundheit	– Gesunde Lebensjahre (healthy life years) und Lebenserwartung, geschlechterdifferenziert	– Index für die Chemikalienproduktion, nach Toxizitätskategorie
Klima und Energie	– Treibhausgasemissionen, gesamt – Anteil erneuerbarer Energien	– Treibhausgasemissionen, nach Sektor – Energieabhängigkeit
Nachhaltiger Verkehr	– Energieverbrauch des Verkehrssektors	– Anteil der Verkehrsträger am Güterverkehr – Anteil der Verkehrsträger am Personenverkehr – Benzinpreise (road fuel prices) – Treibhausgasemissionen im Verkehrssektor, nach Verkehrsträger
Natürliche Ressourcen	– Gemeinsamer Vogelindex – Fischfang jenseits biologisch belastbarer Grenzen	– Hinlänglichkeit der nach der EU Habitat- und Vogelschutzrichtlinie ausgewiesenen Flächen – Oberflächen- und Grundwasserentnahme – Quecksilberkonzentration in Fischen und Schalentieren – Landnutzungsänderungen, nach Kategorie – Waldzuwachsrate und Holzeinschlag
Quelle: Eurostat 2007		

Umweltpolitikintegration

11. Die EU-Nachhaltigkeitsstrategie postuliert seit Anbeginn die Vereinbarkeit wirtschaftlicher, sozialer und ökologischer Ziele und ist damit potenziell ein Ort zur Förderung von (Umwelt-)Politikintegration. PALLEMAERTS et al. (2007) zeigen allerdings, dass bereits die alte Strategie keinen eigenständigen Beitrag zu Fortschritten bei der (horizontalen) Umweltpolitikintegration in den Bereichen Energie, Landwirtschaft und Verkehr geleistet hat. Die Integration von Umweltaspekten in die Verursacherbereiche war durchweg von spezifisch sektoralen Dynamiken getragen, während die EU-Nachhaltigkeitsstrategie kaum wahrgenommen und allenfalls als ergänzender „legitimierender Diskurs“ (RADAELLI 2003) benutzt wurde.

Auch die neue EU-Nachhaltigkeitsstrategie wird in ihrer derzeitigen Form kaum einen genuinen Beitrag zu mehr horizontaler Umweltpolitikintegration leisten können. Zwar fokussiert die Strategie sinnvollerweise auf zwei wesentliche Verursacherbereiche (Energie, Verkehr), die genannten Ziele und Maßnahmen gehen aber kaum über den „Status quo“ hinaus (s. o.). Im Energiebereich werden die Ausbauziele für den Einsatz von Biomasse und Biokraftstoffen übernommen, ohne die notwendige Einbeziehung von Nachhaltigkeitskriterien vorzusehen (s. a. SRU 2007, Tz. 118 ff.). Auch in den Bereichen Landwirtschaft und Fischerei wird lediglich vage auf bestehende Ziele und Programme verwiesen. Positive Ansatzpunkte ergeben sich dagegen aus der bereits erwähnten Aufforderung an die Kommission, bis 2008 sektorspezifische „Fahrpläne“ zum Abbau (und zur langfristigen Abschaffung) umweltschädigender Beihilfen vorzulegen. Auch das Bekenntnis zu „qualitativ hochwertiger Folgenabschätzung“ birgt grundsätzlich Potenzial für mehr (Umwelt-)Politikintegration, wird aber durch die derzeit gängige Praxis der europäischen Folgenabschätzung konterkariert (s. Abschn. 1.2.5).

12. Auf der „strategischen“ Ebene ist die seit langem ungeklärte Integration mit dem primär wirtschafts- und sozialpolitisch ausgerichteten Lissabon-Prozess nur vordergründig gelungen (s. a. Abschn. 1.2.5). Zwar ist die neue Strategie nicht länger als umweltpolitische Ergänzung der Lissabon-Strategie konzipiert, sondern dient als „umfassender Rahmen, innerhalb dessen die Lissabonner Strategie mit ihrer Neuausrichtung auf Wachstum und Beschäftigung als Motor einer dynamischeren Wirtschaft fungiert“ (Rat der Europäischen Union 2006, Rn. 8). Dennoch impliziert die Stellung der Nachhaltigkeitsstrategie als „umfassender Rahmen“ offenbar keine Hierarchisierung. Vielmehr wird betont, dass Nachhaltigkeitsstrategie und Lissabon-Strategie „einander ergänzen“, indem erstere primär auf die Sicherung von Lebensqualität, Generationengerechtigkeit und Politikkohärenz abzielt, während letztere auf Wirtschaftswachstum und Beschäftigung fokussiert. Auch die Aufforderung an den Europäischen Rat, im Zuge der Überprüfung der Nachhaltigkeitsstrategie die Prioritäten der Lissabon-Strategie zu berücksichtigen (Rat der Europäischen Union 2006,

Rn. 38) lässt eher auf eine Höherrangigkeit der Lissabon-Strategie schließen. Ingesamt bleibt das Verhältnis der beiden Strategieprozesse weiterhin unklar.

Der Verweis auf die Komplementarität der beiden Strategien begründet zudem nicht automatisch einen integrierten Politikansatz. Vielmehr suggeriert das zugrunde liegende Drei-Säulen-Konzept von Nachhaltigkeit die harmonistische Vereinbarkeit aller Ziele und ignoriert damit das Konfliktpotenzial, dessen Kenntnis Voraussetzung effektiver Maßnahmen wäre (s. bereits SRU 2002, Tz. 30 ff.). Die Vereinbarkeit ökonomischer, sozialer und ökologischer Ziele wird unterstellt, ohne mögliche Unvereinbarkeiten zu thematisieren und notwendige Integrationsschritte zu benennen. Die EU-Nachhaltigkeitsstrategie beinhaltet damit keine konkreten Ansatzpunkte für die Integration von Umweltbelangen in die Lissabon-Strategie.

13. Positive Entwicklungen sind dagegen im Hinblick auf die Integration von Umweltbelangen zwischen den Politikebenen (vertikale Integration) zu verzeichnen. Die Mitgliedstaaten werden nunmehr aktiv in die Umsetzung und Überprüfung der neuen Strategie einbezogen (s. o.). Zudem soll auch die Weiterentwicklung der nationalen Strategien zukünftig „im Lichte der überarbeiteten EU-Strategie für nachhaltige Entwicklung erfolgen“ (Rat der Europäischen Union 2006, Rn. 40). Institutionell unterstützt wurde die „vertikale“ Politikintegration durch die Benennung von nationalen Ansprechpartnern für Nachhaltigkeitsfragen, die in einer von der Kommission eingerichteten Arbeitsgruppe zusammengeschlossen sind.

Partizipation

14. Im Rahmen der alten EU-Nachhaltigkeitsstrategie erfolgte die Beteiligung zivilgesellschaftlicher Akteure im Wesentlichen über ein alle zwei Jahre stattfindendes „Stakeholder Forum“ und einen aus 15 Mitgliedern bestehenden „Runden Tisch“. Diese Form der Partizipation hatte insgesamt wenig konkrete Ergebnisse (DALAL-CLAYTON 2004). Mit der neuen Strategie wurde die Beteiligung zivilgesellschaftlicher Akteure verbessert. Im Zuge des Revisionsprozesses organisierte die Kommission zunächst von April bis Oktober 2004 eine umfangreiche öffentliche Konsultation, die mehr als 1 100 verschiedene Diskussionsbeiträge einbrachte (Europäische Kommission 2005a). Zudem wurden auch in den Mitgliedstaaten Informationsveranstaltungen finanziert. Im Rahmen der neuen Strategie sind unter anderem die Erstellung eines „allgemein verständlichen Leitfadens zu dieser Strategie“, Veranstaltungen mit Interessengruppen und die verstärkte Förderung der Lokalen Agenda 21 geplant (Rat der Europäischen Union 2006, Rn. 26 ff.). Zudem wird die Kommission aufgefordert, unter Einbeziehung aller Interessengruppen eine „konkrete und realistische Vision der EU auf ihrem Weg hin zu einer nachhaltigen Entwicklung in den kommenden fünfzig Jahren“ zu entwickeln.

Ein europäischer Nachhaltigkeitsrat fehlt weiterhin. Allerdings bestehen vielfältige Aktivitäten der nationalen Umwelt- und Nachhaltigkeitsräte. Die Rolle des Netzwerkes der „European Environmental and Sustainable Development Advisory Councils“ (EEAC) wird im Rahmen der neuen Strategie ausdrücklich anerkannt. Im Jahr 2006 wurde zudem die „Beobachtungsstelle für nachhaltige Entwicklung“ des Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschusses (EWSA) eingerichtet, die eine führende Rolle im Hinblick auf die Beteiligung zivilgesellschaftlicher Kräfte beansprucht.

Zusammenfassende Bewertung

15. Nach Jahren des Stillstands ist die neue EU-Nachhaltigkeitsstrategie insofern ein Fortschritt, als sie ein Bekenntnis zu sieben umwelt- und sozialpolitischen Schwerpunktthemen enthält. Positiv hervorzuheben ist auch, dass die EU nunmehr über ein integriertes und besser kommunizierbares Nachhaltigkeitsdokument verfügt.

Dennoch entspricht die neue Strategie weitgehend nicht dem Ansatz strategischer Nachhaltigkeitsplanung. Sie fasst bereits bestehende Ziele und Maßnahmen mit Nachhaltigkeitsbezug zusammen und bleibt damit ein vergleichsweise vager Referenzrahmen ohne Eigendynamik, der kaum zu einer Weiterentwicklung der ökologischen Fachpolitiken oder zu mehr Umweltpolitikintegration beitragen dürfte. Darüber hinaus bleibt die institutionelle Basis des Nachhaltigkeitsprozesses unzureichend. Verbesserungen bringen dagegen die Einrichtung eines kontinuierlichen Beobachtungsverfahrens unter verstärkter Einbeziehung der Mitgliedstaaten. So wird immerhin die Überwachung bestehender Ziele befördert.

1.2.2 Das VI. Umweltaktionsprogramm

16. Das VI. UAP definiert für den Zeitraum 2002 bis 2012 die Eckpunkte europäischer Umweltpolitik (Beschluss Nr. 1600/2002/EG vom 22. Juli 2002) und hat damit den Charakter einer mittelfristigen fachlichen Politikplanung. Es versteht sich als umweltpolitischer Kernbestandteil der eher langfristig angelegten EU-Nachhaltigkeitsstrategie.

Das VI. UAP identifiziert insgesamt vier prioritäre umweltpolitische Handlungsfelder: Klimawandel; Natur und biologische Vielfalt; Umwelt, Gesundheit und Lebensqualität sowie natürliche Ressourcen und Abfall. Diese vier Bereiche werden jeweils durch eine Reihe von Zielvorgaben und Umsetzungsmaßnahmen ausgefüllt (s. u.). Wichtige Bestandteile dieser Ziele und Maßnahmen sind bereits bestehende (Teil-)Strategien (insbesondere Klima, Biodiversität) und die sieben sogenannten thematischen Strategien (s. Tab. 1-3).

Tabelle 1-3

Zentrale (Teil-)Strategien im Rahmen des VI. Umweltaktionsprogramms

Handlungsbereich	Zentrale (Teil-)Strategie
Klimawandel	Europäisches Klimaschutzprogramm
Natur und biologische Vielfalt	Biodiversitätsstrategie Thematische Strategie „Boden“ Thematische Strategie „Meeresumwelt“
Umwelt, Gesundheit und Lebensqualität	Thematische Strategie „Pestizideinsatz“ Thematische Strategie „Luftreinhaltung“ Thematische Strategie „Städtische Umwelt“
Natürliche Ressourcen und Abfall	Thematische Strategie „Ressourcen“ Thematische Strategie „Abfallrecycling“
	SRU/UG 2008/Tab. 1-3

17. Die folgende Bewertung betrifft daher neben dem UAP selbst auch jeweils die in Tabelle 1-3 genannten neun (Teil-)Strategien.

Zielorientierung

18. Das VI. UAP ist durch einen Mangel an quantitativen Zielvorgaben gekennzeichnet. Im Rahmen der vier Themenschwerpunkte werden vorwiegend qualitative und zeitlich nicht präzisierte Umweltziele formuliert. Die wenigen überprüfbaren Ziele (z. B. Klima, Chemikalien) sind zudem nicht „neu“, sondern werden lediglich im Rahmen des UAP aufgegriffen. Eine problemadäquate Weiterentwicklung der bestehenden Zielstruktur findet damit nicht statt bzw. wird in den Bereich der später zu entwickelnden thematischen Strategien verschoben (s. u.). Insgesamt wurde damit die im Zuge des V. UAP begonnene Zielorientierung weitgehend aufgegeben.

Dieser Kurswechsel beruht auf der Auffassung der Europäischen Kommission, dass das traditionelle, hoch spezialisierte und sektoralisierte Europäische Umweltrecht nur einen begrenzten Beitrag zur Lösung der heute vorrangigen Umweltprobleme leisten kann (s. SRU 2002, Tz. 252 ff.; HEY 2006b, S. 19). Gefragt sei vielmehr ein strategischerer Politikansatz, der Rahmenziele formuliert, die vielfältigen Verursacher einbezieht und nach integrierten Lösungen durch einen eher kooperativen Managementansatz sucht. Das Europäische Parlament und einige Mitgliedstaaten haben demgegenüber einen Ansatz vertreten, der Umweltqualitäts- und Handlungsziele und rechtliche Maßnahmen an der Quelle kombiniert. So wurden dem Beschluss zum VI. UAP im Zuge des politischen Entscheidungsverfahrens zumindest noch einige quantifizierte und zeitgebundene Ziele hinzugefügt.

19. Im Hinblick auf Zielorientierung der neun (Teil-)Strategien sind erhebliche Unterschiede auszumachen. Im Europäischen Klimaschutzprogramm (European Climate Change Programme – ECCP) und in der europäischen Biodiversitätsstrategie wurden schrittweise quantifizierte und zeitgebundene Ziele erarbeit, die das vorhandene Zielsystem weiterentwickeln. Dies gilt insbesondere für die Klimaschutzstrategie, die als Beispiel für die Vorbereitung eines zielorientierten Steuerungsansatzes gelten kann. Auch die thematische Strategie „Luftreinhaltung“ setzt konsequent die Tradition von quantifizierten und zeitgebundenen Reduktionszielen für ausgewählte Luftschadstoffe fort (Tz. 283 ff.).

Demgegenüber mangelt es in allen anderen (Teil-)Strategien an quantifizierten Zielvorgaben. Zwar wird überwiegend die Erarbeitung bzw. Weiterentwicklung einer themenspezifischen Zielstruktur angestrebt (Abfall, Ressourcen, Meeresumwelt, Boden, Pestizide), dies geschieht aber auf der Grundlage von rein qualitativen Zielen. In der Bodenschutzstrategie beispielsweise wird der „Schutz und die nachhaltige Nutzung der Böden“ angestrebt, ohne dieses Ziel weiter zu konkretisieren (Tz. 526 ff.). Auch das im Rahmen der Meeresschutzstrategie formulierte Ziel eines „guten Umweltzustandes“ wird nicht näher präzisiert, sondern soll durch die Mitgliedstaaten ausgestaltet werden (Tz. 593). Einige dieser qualitativen Ziele sind immerhin noch zeitgebunden (Meeresumwelt, Ressourcen, Abfall), wobei der in den Strategien „Ressourcen“ und „Abfall“ genannte Zeitrahmen nicht explizit mit dem bestehenden Ziel verknüpft wird.

Der weitgehende Verzicht auf quantifizierte, zeitgebundene Zielvorgaben wurde von der Europäischen Kommission wiederholt mit unzureichenden wissenschaftlichen Grundlagen begründet. Dies ist zwar insofern begründet, als dass einige Handlungsfelder eine hohe Komplexität der Problemstruktur aufweisen (z. B. Ressourcen, Boden). Hier erweist sich die Zielfindung jenseits allgemein anerkannter Formeln zumindest als schwierig. Andererseits könnten in vielen Fällen sehr wohl quantifizierte Ziele festgelegt werden. Im Fall der Pestizidstrategie, beispielsweise, bieten sich Minderungsziele im Hinblick auf die Anwendungsintensität, Mindestrückstände in Lebensmitteln oder den Anteil des ökologischen Landbaus an (Tz. 1010 ff.). Zudem war die Erarbeitung von thematischen Strategien ja ursprünglich gerade mit dem Anspruch verbunden, die Grundlagen für die Weiterentwicklung des zielorientierten Umweltpolitikansatzes zu legen. Dieser Anspruch ist aber – jenseits der thematischen Strategie „Luftreinhaltung“ – bisher nicht eingelöst worden.

Ergebnisorientierung

20. Das VI. UAP benennt jeweils einen Katalog von „prioritären Aktionen“, mittels derer die Zielvorgaben in den vier Handlungsfeldern erreicht werden sollen. Analog zu den qualitativen Zielen des Programms werden hier aber überwiegend nur allgemeine

Handlungsziele bzw. die Erarbeitung von weiteren Aktionsplänen und Strategien angekündigt, deren genaue Inhalte es noch festzulegen gilt. Bestes Beispiel ist die Entwicklung der sieben thematischen Strategien.

Die unzureichende Ergebnisorientierung des VI. UAP wird auch in der Mehrzahl seiner (Teil-)Strategien nicht überwunden. Ein Positivbeispiel ist die Biodiversitätsstrategie (2006), die im Rahmen des „EU-Aktionsplan bis 2010 und darüber hinaus“ ihre zehn Hauptziele durch die Benennung von detaillierten Umsetzungsmaßnahmen unterstützt (ausführlich s. Tz. 393 f.). Zudem enthalten immerhin fünf der sieben thematischen Strategien ergänzende Vorschläge über Rahmenrichtlinien (s. a. von HOMEYER 2007, S. 9 f.). Allerdings variieren deren konkrete Inhalte von überwiegend substanziell (z. B. Luft) bis hin zu vorwiegend prozedural (z. B. Meeresumwelt). Während die Luftreinhaltestrategie die Einführung neuer Immissionsgrenzwerte sowie die stärkere Berücksichtigung neuer Emissionsquellen (z. B. mittlere Feuerungsanlagen) vorsieht (Tz. 283 ff.), soll die Umsetzung in den neueren Handlungsfeldern (Meeresumwelt, Boden) im Wesentlichen über nationale Aktionspläne erfolgen. Die Rahmenrichtlinie formuliert dabei Mindestanforderungen für den nationalen Programmierungsprozess, nicht aber für seine Inhalte.

21. Im Hinblick auf die Festlegung von Umsetzungszuständigkeiten ist das VI. UAP mit der klaren Verantwortlichkeit der Generaldirektion (GD) Umwelt grundsätzlich sinnvoll institutionalisiert. Allerdings ist im Rahmen der thematischen Strategien zunehmend eine Verschiebung der Zuständigkeiten zu beobachten. Durch den verstärkten Rückgriff auf das Instrument der Rahmenrichtlinie wird die Verantwortung für die konkrete Ausgestaltung von Zielen und Maßnahmen den Mitgliedstaaten übertragen. Es findet damit eine Renationalisierung von Verantwortung statt, die als normative Schwächung des europäischen Umweltrechts interpretiert werden kann (PALLEMAERTS et al. 2006). Zwar ist in wesentlichen Handlungsfeldern auch eine Kontinuität der europäischen Umweltpolitik durch Umweltrecht beobachtbar (z. B. Luft, Abfall). Dennoch sind immer wieder Defensivlagen im Hinblick auf die generelle Wachstumsstrategie entstanden. So musste Umweltkommissar Dimas die thematischen Strategien noch im Juli 2005 vor dem Kabinett verteidigen und ihre Vereinbarkeit mit dem Ansatz von „besserer Rechtsetzung“ (Tz. 41 ff.) belegen (s. Europäische Kommission 2005d). Dieser Anpassungsdruck hat das Regulierungs- und Verbindlichkeitsniveau der thematischen Strategien abgeschwächt (PALLEMAERTS et al. 2006, S. 57).

Monitoring und Evaluation

22. Monitoring und Evaluation des VI. UAP erfolgen im Rahmen einer Halbzeitbewertung und eines Abschlussberichts, welche die Europäische Kommission dem

Europäschen Parlament und dem Rat vorzulegen hat. Die „Halbzeitbewertung“ wurde Ende April 2007 präsentiert und ist im Ansatz durchaus selbstkritisch (s. Europäische Kommission 2007b). Allerdings erfolgte die Überprüfung nicht wie vorgesehen „auf der Grundlage eines umfassenden Indikatorensatzes“.

Im Hinblick auf Monitoring und Evaluation der neun (Teil-)Strategien sind ebenfalls zumeist Berichtspflichten vorgesehen. Ein Positivbeispiel ist die Biodiversitätsstrategie, die jährliche Fortschrittsberichte bis 2013 vorsieht. Auch die Ressourcenstrategie hat konkrete Vorgaben zur kontinuierlichen Überprüfung und Weiterentwicklung nach 2010 (alle fünf Jahre). Weiterhin finden sich in fünf von sieben thematischen Strategien Berichtspflichten zur Umsetzung der nationalen Aktionsprogramme (Meeresumwelt, Boden, Pestizide, Abfall, Luft). Weniger positiv ist die Lage dagegen im Hinblick auf die Berücksichtigung von Indikatoren. Ein positives Beispiel ist hier erneut die Biodiversitätsstrategie, die sich auf eine Gruppe von Leitindikatoren für die biologische Vielfalt stützt. Auch die Luftreinhaltestrategie hat ein eigenes Indikatorensystem. Die Entwicklung von Indikatoren in den Bereichen Ressourcen, Pestizide und (mit Abstrichen) städtische Umwelt wird angestrebt.

Umweltpolitikintegration

23. Die Kommission ist bereits seit den 1970er-Jahren bemüht, den Anspruch der horizontalen Umweltpolitikintegration im Rahmen ihrer UAP voranzubringen (HERODES et al. 2007, S. 7 ff.). Dies gilt insbesondere für das V. UAP, das einen offenen, konsensorientierten Dialog mit fünf Verursachersektoren vorsah und den Integrationsgedanken durch die Einführung einer Reihe von administrativen Mechanismen unterstützte. Das VI. UAP bekennt sich zwar prinzipiell zum „strategischen Konzept“ der Einbeziehung von Umweltbelangen in die Verursacherbereiche, unterstützt dieses aber weitgehend nicht durch konkrete Ziele oder Maßnahmen. Vielmehr soll der Anspruch der horizontalen Umweltpolitikintegration im Rahmen der sieben thematischen Strategien eingelöst werden, indem unter Beteiligung anderer Generaldirektionen, nationaler Beamte sowie weiterer Stakeholder integrierte Managementansätze zu komplexen Problemlagen erarbeitet werden. Damit hat sich der Fokus von ausgewählten Verursacherbereichen hin zu einer integrierten Bearbeitung ausgewählter Umweltthemen gewandelt (WILKINSON 2007, S. 11).

Der dem VI. UAP zugrunde liegende Ansatz kann als innovatives „Governance-Experiment“ für mehr Umweltpolitikintegration gelten (von HOMEYER 2007, S. 5). Allerdings sind dafür nur erste Ansätze zu erkennen, die überdies nahezu durchweg noch konkretisiert werden müssen. Ein Positivbeispiel ist erneut die Luftreinhaltestrategie, die vergleichsweise konkrete Ideen und Konzepte für Veränderungen in der Verkehrs-Struktur- und Agrarpolitik beinhaltet. Auch die Bodenschutzstrategie sieht immerhin

vor, Aspekte des Bodenschutzes unter anderem bei der Überarbeitung der Klärschlammrichtlinie, der Revision der IVU-Richtlinie (IVU – Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung) oder der Weiterentwicklung der Produktpolitik zu berücksichtigen. Demgegenüber wird der umweltpolitische Revisionsbedarf in Sektorpolitiken wie der Landwirtschaft oder der Fischerei in der Meeresschutzstrategie kaum thematisiert (s. SRU 2006; von HOMEYER 2007, S. 16 ff.). Auch in der Abfallstrategie fehlt die Verknüpfung mit der integrierten Produktpolitik und dem Boden-, Gewässer- und Klimaschutz.

Insgesamt zeigt sich gerade in den neuen Handlungsbereichen das Problem einer Anspruchsüberforderung bei knappen Ressourcen. Ernsthaft integrierte thematische Strategien würden einflussreiche Interessengruppen mit starken Bündnispartnern in den nationalen Ministerien herausfordern. Die Einheiten, welche die thematischen Strategien betreuen sollen, sind unterausgestattet und verfügen nicht über den notwendigen politischen Rückhalt in der Hierarchie der Europäischen Kommission.

24. Der Anspruch einer vertikalen Umweltpolitikintegration ist besser umgesetzt: Nationale Beamte und Experten wurden durchweg an der Erarbeitung der (Teil-)Strategien beteiligt. Die Integration der Politikebenen wurde in einigen Fällen institutionalisiert. Im Rahmen der Ressourcenstrategie beispielsweise wurde ein hochrangiges Forum eingerichtet, das sich aus nationalen Beamten, Vertretern der Kommission sowie anderen Stakeholdern zusammensetzt. Auch die zukünftige Meeresschutzrahmenrichtlinie schafft die Gelegenheit zur regelmäßigen Koordination der mit Meeresschutzfragen beauftragten Fachbeamten in der EU.

Partizipation

25. Durchweg positiv hervorzuheben ist auch die vergleichsweise umfassende Beteiligung zivilgesellschaftlicher Akteure. Dies gilt insbesondere für die sieben thematischen Strategien, die im Zuge ihrer Erarbeitung zwischen 2002 und 2006 durchweg von überdurchschnittlich umfangreichen öffentlichen Konsultationsprozessen begleitetet wurden (s. von HOMEYER 2007, S. 11 f.).

Zusammenfassende Bewertung

26. Das VI. UAP wird den Ansprüchen strategischer Umweltplanung in wesentlichen Punkten nicht gerecht. Besonders augenfällig ist dabei die weitgehende Abkehr von einem zielorientierten Steuerungsansatz, der auch in den (Teil-)Strategien nur teilweise wieder aufgegriffen wurde. Allein in „reifen“ Handlungsfeldern (Klima, Biodiversität, Luft, Abfall) bilden die Strategien einen konzeptionellen Rahmen für ein umfangreiches rechtspolitisches und sektorübergreifendes Handlungsprogramm. In neuen Handlungsfeldern (Ressourcen, Meeresschutz, Boden, städtische Umwelt) liegt der

Schwerpunkt dagegen bislang eher im Wissensmanagement, der Netzwerkbildung und inhaltlich weitgehend entkernten Programmen mit einer Verantwortungsverlagerung auf die nationale Ebene. Hier ähneln die Strategien zunehmend der „Methode der offenen Koordinierung“ (s. Kasten, vgl. auch von HOMEYER 2007).

Die „Methode der offenen Koordinierung“ (MOK)

Die MOK ist ein Instrument „weicher“ Politikkoordinierung, bei dem auf Ratsebene gemeinsame Ziele formuliert werden, deren nationalstaatliche Erreichung dann gegenseitig überwacht wird. Der Koordinationsmodus umfasst zumeist die Festlegung von Leitlinien, die Erarbeitung von nationalen Aktionsplänen, die Vergabe von Indikatoren sowie die regelmäßige Überprüfung von Umsetzung und Ergebnissen. Dieses Verfahren, das außerhalb der EG-Verträge läuft und damit keine unmittelbare Verbindlichkeit besitzt, wurde in den 1990er-Jahren im Rahmen der europäischen Beschäftigungspolitik entwickelt und findet seitdem in zahlreichen Politikfeldern der EU Verwendung.

1.2.3 Der Cardiff-Prozess

27. Umweltpolitikintegration beruht auf der Erkenntnis, dass ökologisch nachhaltige Entwicklung nicht alleine durch eine spezialisierte, additive Umweltpolitik erreicht wird, sondern als Querschnittspolitik wesentlich in den Verursacherbereichen stattfinden muss. Artikel 6 des EG-Vertrags fordert in diesem Sinne die Einbeziehung der „Erfordernisse des Umweltschutzes bei der Festlegung und Durchführung der […] Gemeinschaftspolitiken und -maßnahmen insbesondere zur Förderung einer nachhaltigen Entwicklung“. Dieser Anspruch erhielt im Jahr 1998 einen wesentlichen Anstoß, als der Europäische Rat von Cardiff einzelne Fachministerräte mit der Erarbeitung sektoraler Umweltintegrationsstrategien beauftragte. Auf dieser Grundlage entstanden bis 2001 Integrationsstrategien für neun Politikbereiche: Energie; Transport; Landwirtschaft; Binnenmarkt; Industrie; Entwicklung; Wirtschaft und Finanzen; Fischerei sowie Handel und Außenpolitik (s. bereits SRU 2002, Tz. 256). Diese Initiative war nicht zuletzt deshalb von Bedeutung, weil damit der Anspruch der Umweltpolitikintegration erstmals jenseits der Initiative der GD Umwelt verfolgt wurde.

Zielorientierung

28. Die Integrationsstrategien der Fachministerräte sind durch einen grundlegenden Mangel an Zielorientierung gekennzeichnet: Keine der Strategien enthält quantifizierte und mit Zeitvorgaben versehene Ziele (SRU 2002, Tz. 258; FERGUSSON et al. 2001, S. 9). Die Absage an konkrete Zielvorgaben geht in einigen Fällen so weit, dass sogar bestehende Sektorziele nicht in die Strategien aufgenommen wurden. Demgegenüber enthalten die meisten Strategien qualitative Ziele, wobei

hier erhebliche Unterschiede zu beobachten sind. Ein positives aber nicht hinreichendes Beispiel ist die Sektorstrategie „Verkehr“, die sich immerhin die Entkoppelung von Verkehrsaufkommen und Umweltbelastungen zum Ziel macht.

Ergebnisorientierung

29. Auch die Ergebnisorientierung der Umweltintegrationsstrategien ist nahezu durchweg unzureichend. Allein die Fachräte Transport, Landwirtschaft und Fischerei benennen vergleichsweise detaillierte Umsetzungsmaßnahmen (SRU 2002, Tz. 258). Allerdings sind auch diese Maßnahmen nicht neu, sondern es werden lediglich bereits beschlossene oder geplante Maßnahmen aufgelistet. Im Bereich Landwirtschaft werden zum Beispiel im Wesentlichen die bereits im Rahmen der „Agenda 2000“ beschlossenen Maßnahmen aufgeführt.

Im Hinblick auf die Festlegung von Umsetzungszuständigkeiten benennen die meisten Sektorstrategien zumindest im Ansatz die für die Implementierung verantwortlichen Akteure. Demgegenüber mangelt es seit Anbeginn grundlegend an einer ratsformationsübergreifenden Verantwortlichkeit für den Cardiff-Prozess (SRU 2002, Tz. 260; 2004, Tz. 1270). Die Strategie hatte zu keinem Zeitpunkt ein übergeordnetes Steuerungszentrum, das die Entwicklung und Umsetzung der sektoralen Integrationspläne koordiniert und überwacht. Weder der formell beauftragte Rat für Allgemeine Angelegenheiten noch die wenig konfliktfähige „Integration Unit“ in der GD Umwelt konnten eine solche Funktion annähernd ausfüllen. Allein engagierte Präsidentschaften des Europäischen Rates konnten punktuell Akzente setzen. Letztlich blieb die Fortführung des gesamten Prozesses aber von der Selbstregulierung der Verursacherbereiche abhängig. Ingesamt war diese unzureichende Institutionalisierung ein zentraler Grund für das Scheitern des Cardiff-Prozesses.

Monitoring und Evaluation

30. Nur einige Integrationsstrategien enthalten Ansatzpunkte für eine regelmäßige Berichterstattung über Umsetzungsfortschritte (Transport, Landwirtschaft, Fischerei). Der Großteil der Fachräte scheint den Cardiff-Prozess dagegen als „Einmalübung“ ausgelegt zu haben (Europäische Kommission 2004a). Auch im Hinblick auf die Entwicklung von Indikatoren zur Erfolgskontrolle sind erhebliche Defizite zu verzeichnen. Allein der Verkehrsrat hat mit dem Indikatorensystem TERM (Transport and Environment Reporting Mechanism) einen geeigneten Bewertungsmaßstab für die Integration von Umweltbelangen entwickelt.

Umweltpolitikintegration

31. Neben den genannten Defiziten im Hinblick auf den Anspruch der horizontalen Integration mangelt es den Sektorstrategien ferner durchweg an Mechanismen,

mittels derer die vertikale Integration zwischen europäischer und nationaler Ebene verbessert werden könnte (KRAEMER 2000, S. 20 f.). Damit ergibt sich im Zuge des Cardiff-Prozesses kein gesonderter Anstoß zur Umsetzung der einzelnen Integrationsstrategien in den Mitgliedstaaten oder der Entwicklung von nationalen Integrationsprozessen. Einen solchen vertikalen Integrationsprozess verlangt aber im Prinzip schon Artikel 6 des EG-Vertrags, nach dem die Erfordernisse des Umweltschutzes nicht nur im Zuge der Festlegung der Gemeinschaftspolitiken, sondern auch bei deren Durchführung in den Mitgliedstaaten zu berücksichtigen sind.

Partizipation

32. Schließlich ist der Cardiff-Prozess durch einen vollständigen Mangel an zivilgesellschaftlicher Partizipation gekennzeichnet, da die Erarbeitung der sektoralen Integrationsstrategien nicht durch öffentliche Konsultationsprozesse begleitet wurde (FERGUSSON et al. 2001, S. 7). Interessierten Umweltgruppen wurde zudem der Zugang zu den Sektorstrategien sogar nach deren Fertigstellung wiederholt erschwert. Auch das Europäische Parlament war kaum beteiligt.

Zusammenfassende Bewertung

33. Es besteht Einigkeit darüber, dass der Cardiff-Prozess die Integration von Umweltbelangen in die Verursacherbereiche kaum vorangebracht hat (KRAEMER 2000; FERGUSSON et al. 2001; JORDAN und SCHOUT 2006; HERODES et al. 2007). Allenfalls in den Bereichen Energie, Transport, Landwirtschaft und Fischerei waren ansatzweise Integrationsimpulse zu beobachten. Auch die Kommission hat die sektorspezifischen Integrationsleistungen in ihrer Bestandsaufnahme im Juni 2004 als enttäuschend bezeichnet (Europäische Kommission 2004a). Zwar habe der Cardiff-Prozess das Profil der Einbeziehung von Umweltbelangen auf EU-Ebene geschärft, sei aber insgesamt hinter den Erwartungen zurückgeblieben.

Inzwischen wird der Cardiff-Prozess nicht länger weiterverfolgt. Zaghafte Initiativen zur Wiederbelebung durch die Europäische Kommission (s. Europäische Kommission 2004a, S. 35 ff.) sowie die britische Ratspräsidentschaft (2005) waren nicht erfolgreich. Mit dem Amtsantritt der Barroso-Kommission wurde der Cardiff-Prozess auch von Seiten der Europäischen Kommission aufgegeben (JORDAN et al. 2008).

1.2.4 Zwischenfazit

34. Die Analyse der europäischen Nachhaltigkeits- und Umweltstrategien zeigt, dass diese überwiegend hinter dem Steuerungsmodell der Agenda 21 zurückbleiben (s. Tab. 1-4). Insbesondere im Hinblick auf die Ziel- und Ergebnisorientierung sowie die Förderung der horizontalen Umweltpolitikintegration sind erhebliche Defizite zu be-

obachten. Demgegenüber dominiert ein „ergebnisoffenes Prozessmanagement“, das durch qualitative Rahmenziele, nationale Aktionspläne und verbindliche Berichtspflichten gekennzeichnet ist. Damit ähneln die europäischen Strategieprozesse zunehmend der „Methode der offenen Koordinierung“. Dies gilt für die meisten der im Rahmen des VI. UAP entwickelten thematischen Strategien, mit Abstrichen aber auch für die EU-Nachhaltigkeitsstrategie.

35. Die unzureichende Ausgestaltung der europäischen Strategien ist differenziert zu bewerten. Einerseits ist ein genuiner Beitrag zur Entwicklung der ökologischen Fachpolitiken oder zu mehr horizontaler Umweltpolitikintegration von den Strategieprozessen in ihrer derzeitigen Form kaum zu erwarten. Damit stellt sich grundsätzlich die Frage nach ihrem Eigen- bzw. Mehrwert.

Andererseits ist die Schwäche der europäischen Strategien insofern erklärbar, als übergeordnete Planungsprozesse mit dem Anspruch einer Feinsteuerung bis in die Fachpolitiken im Kontext der arbeitsteiligen Funktionsweise des politischen Systems einen hohen Schwierigkeitsgrad aufweisen. Dies gilt insbesondere für ein komplexes politisches System wie die EU. Zudem stehen Strategien als „ergebnisoffenes Prozessmanagement“ durchaus in der Tradition einer umfassenden Politikvorbereitung, durch die neue Begründungsmuster getestet, neue Akteursallianzen gesucht und Handlungschancen identifiziert werden können (HERTIN und BERKHOUT 2005). Derartige Konsultationsprozesse sind schon lange ein fester Bestandteil der europäischen Politikformulierung (MAZEY und RICHARDSON 2006). Im günstigsten Fall sind sie Teil einer „sukzessiven Selbstbindung“ (EICHENER 2000), nach der die Kommission zunächst nach zustimmungsfähigen Grundsätzen sucht, bevor sie möglicherweise konfliktträchtige konkrete Vorstellungen entwickelt. Die Flucht ins Abstraktere hält immerhin bestimmte Themen auf der Tagesordnung, ohne direkt politisch nicht gewinnbare Konflikte zu erzeugen.

Positiv gewürdigt werden sollte schließlich auch der mit den Strategien verbundene Bedeutungsgewinn argumentativer und deliberativer Prozesse (NEYER 2003; RISSE 2004). In diesem Sinne haben die Strategien eine wichtige Funktion in einem europäischen Konsensfindungsprozess, der eine Voraussetzung für die Entscheidungsfähigkeit der am Rechtsetzungsprozess beteiligten Institutionen und die Akzeptanz der betroffenen wirtschaftlichen Akteure ist.

Tabelle 1-4

Nachhaltigkeits- und Umweltstrategien in der EU

		Elemente strategischer Umwelt- und Nachhaltigkeitsplanung									
		Ziel-orientierung			*Ergebnis-orientierung*		*Monitoring & Evaluation*		*Umweltpolitik-integration*		*Partizipation*
		quantifiziert	zeitgebunden	„neu“	Maßnahmen	Zuständigkeit	Berichtspflicht	Indikatoren	Horizontal	Vertikal	
EU-Nachhaltigkeits-strategie (2006)											
VI. Umweltaktions-programm (2002)											
Thematische Strategien	Klima										
	Biodiversität										
	Abfall										
	Ressourcen										
	Boden										
	Städt. Umwelt										
	Meeresumwelt										
	Luft										
	Pestizide										
Cardiff-Prozess	Energie										
	Transport										
	Landwirtschaft										
	Binnenmarkt										
	Industrie										
	Entwicklung										
	ECOFIN*										
	Fischerei										
	Außenpolitik										

relativ umfassende, zufrieden stellende Berücksichtigung

positive Ansätze, aber insgesamt unzureichende Berücksichtigung

keine oder geringfügige Berücksichtigung

* Rat „Wirtschaft und Finanzen“

SRU/UG 2008/Tab. 1-4

1.2.5 Die Lissabon-Strategie

36. Neben den verschiedenen Nachhaltigkeits- und Umweltstrategien ist auf Ebene der EU ferner die Lissabon-Strategie zu nennen, die als Ausdruck des europäischen „Wachstumsparadigmas“ auch unter umweltpolitischen Gesichtspunkten von großer Bedeutung ist. Sie verfolgte ursprünglich das Ziel, die EU bis 2010 „zum wettbewerbsfähigsten und dynamischsten wissensbasierten Wirtschaftsraum der Welt zu machen“ (Europäischer Rat 2000). Zu diesem Zweck wurden wirtschafts- und sozialpolitische Ziele formuliert, die Ende 2001 um eine Umweltkomponente ergänzt wurden (s. Abschn. 5.2.1). Die Umsetzung erfolgte im Rahmen der „Methode der offenen Koordinierung“ (s. o.). In der Folge traten allerdings Umsetzungsprobleme zu Tage und die EU konnte die bestehenden Wachstums-, Produktivitäts- und Beschäftigungsziele nicht erreichen (s. Europäische Kommission 2004b).

Vor diesem Hintergrund initiierte die Europäische Kommission anlässlich der Halbzeitüberprüfung einen „Neubeginn für die Strategie von Lissabon“, der auf die Ziele „Wachstum und Beschäftigung“ fokussiert (Europäische Kommission 2005e). Diese Neuausrichtung wurde auf der Frühjahrstagung des Europäischen Rates 2005 in ihren wesentlichen Grundzügen beschlossen.

Die erneuerte Lissabon-Strategie beinhaltet folgende politische Zielvorgaben:

- Förderung von Wissen und Innovation als Triebkräfte nachhaltigen Wachstums,
- Schaffung eines attraktiven Raums für Investitionen und Arbeit sowie
- Steigerung von Wachstum und Beschäftigung im Dienste des sozialen Zusammenhalts (Europäischer Rat 2005).

Im Hinblick auf eine verbesserte Umsetzung der Lissabon-Ziele wurde die „Methode der offenen Koordinierung“ durch einen dreijährigen Governance-Zyklus zur „Verbesserung der Politikgestaltung“ weiterentwickelt (Europäischer Rat 2005, Rn. 38°ff.; ausführlich s. Kasten).

Der Governance Zyklus der Lissabon-Strategie

- Ausgangspunkt ist ein *„Strategiebericht“* der Kommission, auf dessen Grundlage der Rat auf seiner Frühjahrstagung die politischen Zielvorgaben für die wirtschaftliche, soziale und ökologische Dimension der Lissabon-Strategie definiert.
- Gemäß den Verfahren der Artikel 99 und 128 des Vertrags beschließt der Rat *„integrierte Leitlinien“*, die Grundzüge der Wirtschaftspolitik und Leitlinien für die Beschäftigungspolitik festlegen.

- Auf dieser Grundlage unterbreitet die Kommission ein *„Lissabon-Programm der Gemeinschaft“*, während die Mitgliedstaaten auf dieser Basis in eigener Verantwortung *„nationale Reformprogramme“* vorlegen.
- Die Mitgliedstaaten liefern jährlich einen *nationalen Fortschrittsbericht* an die Kommission.
- Die Kommission verfasst einen *jährlichen Gesamtfortschrittsbericht*, auf dessen Grundlage der Rat auf seinen Frühjahrstagungen die erzielten Fortschritte bewertet und gegebenenfalls Änderungen an den integrierten Leitlinien beschließt.

Nach Ablauf von drei Jahren wird der Governance-Zyklus nach dem beschriebenen Verfahren erneuert.

37. Im Rahmen des aktuellen „Lissabon-Zyklus“ (2005 bis 2008) wurden im Juni 2005 insgesamt 24 „Integrierte Leitlinien für Wachstum und Beschäftigung (2005-2008)“ beschlossen, die sowohl die Grundzüge der Wirtschaftspolitik definieren („makro- und mikroökonomische Leitlinien“) als auch Leitlinien für die Beschäftigungspolitik festlegen (Europäische Kommission 2005f). Die Verbindlichkeit der Leitlinien ist allerdings eher gering, da sie überwiegend „weiche“ Rahmen- und Handlungsziele enthalten.

Auf Basis dieser Vorgaben haben alle Mitgliedstaaten bis Ende 2005 nationale Reformprogramme erarbeitet, die allerdings überwiegend nicht wie vorgesehen konkretisierende Ziele und Maßnahmen enthalten (Europäische Kommission 2006a, S. 17 ff.). Dies liegt nicht zuletzt daran, dass die „weichen“ Rahmenziele den Mitgliedstaaten hinreichende Ausweichspielräume bieten. So können oft bereits bestehende Politiken als Beitrag zur Lissabon-Agenda „verkauft“ werden. Die Kommission hat ihrerseits plangemäß ein „Lissabon-Programm der Gemeinschaft“ erarbeitet, das Maßnahmen in acht Schlüsselbereichen mit hohem europäischen Mehrwert vorsieht (Europäische Kommission 2005g). Hierzu zählen unter anderem die Förderung von Wissen und Innovation, die Reform der Beihilfepolitik, die Vollendung des Binnenmarkts für Dienstleistungen sowie „bessere Rechtsetzung“ (s. u.).

Die Überwachung der Lissabon-Strategie obliegt wie bisher der Frühjahrstagung des Europäischen Rates. Allerdings wurde das Beobachtungsverfahren insofern verbessert, als dass sowohl die Mitgliedstaaten als auch die Kommission mit umfangreichen Berichtspflichten belegt wurden (s. Kasten). Durch die regelmäßige Berichterstattung entsteht trotz der erwähnten Ausweichspielräume ein gewisser Anpassungsdruck, den Zielen der Lissabon-Strategie entsprechende Maßnahmen zu ergreifen. Eine wesentliche Grundlage der Bewertung von Umsetzungsfortschritten bleibt das 2001 eingerichtete System von 14 Strukturindikatoren.

Umweltpolitik im Rahmen der Lissabon-Strategie

38. Die Berücksichtigung von Umweltbelangen im Rahmen der Lissabon-Strategie ist seit Anbeginn durch widersprüchliche Entwicklungen gekennzeichnet. Während die Strategie ursprünglich rein wirtschafts- und sozialpolitisch ausgerichtet war, wurde sie im Juni 2001 immerhin – wenn auch nur additiv – um eine umweltpolitische Komponente in Gestalt der Nachhaltigkeitsstrategie erweitert. Letztere wurde aber in der Folge nie systematisch berücksichtigt und integriert.

Mit der Halbzeitüberprüfung der Lissabon-Strategie (2005) und der Priorisierung von Wachstum und Beschäftigung geriet die europäische Umweltpolitik unter verstärkten Rechtfertigungs- und Deregulierungsdruck (HEY et al. 2005; WILKINSON 2005). Die Kommission vertrat ein zunehmend einseitiges Verständnis von Umweltpolitik, nach dem umweltpolitische Belange nur dann berücksichtigt werden, wenn sie im Sinne von „Win-Win-Situationen“ einen Beitrag zu Wachstum und Beschäftigung leisten können (vgl. Europäische Kommission 2005e, S. 28). Nach dieser Auffassung ist die Förderung von Umweltinnovationen der bevorzugte „Schlüssel zum Erfolg“ für ein umweltverträgliches Wachstum. Umwelttechnischen Innovationen kommt in der Tat ein hoher Stellenwert zu (s. Kap. 2 (Innovationskap.)). Ein umweltverträgliches Wachstum ist jedoch mehr als ein Wachstum durch die Vermarktung von Umwelttechnik.

In der Folge war es nun der Europäische Rat, der diese einseitige Fokussierung auf „Win-Win-Situationen“ abschwächte und die Bedeutung der europäischen Klima- und Biodiversitätsziele wie auch der umweltverträglichen Verbrauchs- und Produktionsmuster hervorhob (Europäischer Rat 2005, S. 4). Auch bei der Erarbeitung der „Integrierten Leitlinien“ wurde die einseitige Beschränkung auf Umweltinnovationen durch den Rat korrigiert. In der dem Umweltaspekt gewidmeten (einzigen) „Leitlinie 11“ (Förderung einer nachhaltigen Ressourcennutzung und Stärkung der Synergien zwischen Umweltschutz und Wachstum) werden die Mitgliedstaaten nun aufgefordert:

- prioritär hinzuarbeiten auf die Steigerung der Energieeffizienz und der Kraft-Wärme-Kopplung, nachhaltige – auch erneuerbare – Energien zu entwickeln sowie umweltfreundliche und öko-effiziente Technologien rasch zu verbreiten;
- Instrumente zur Internalisierung externer Umweltkosten zu entwickeln und die Entkopplung von Wirtschaftswachstum und Umweltschädigung zu fördern;
- dem Verlust der biologischen Vielfalt bis zum Jahr 2010 Einhalt zu gebieten, insbesondere durch Einbeziehung dieser Belange in andere Politikbereiche;
- weiterhin gegen den Klimawandel anzugehen und die Kyoto-Ziele kosteneffizient umzusetzen (Europäische Kommission 2005d, S. 21).

Diese Schwerpunkte wurden auf dem Frühjahrsgipfel 2006 durch Leitlinien für ein „umweltverträgliches Wachstum“ ergänzt (Europäischer Rat 2006b, S. 24 f.). Die zu-

nehmende Aufwertung umweltpolitischer Themen im Rahmen der Lissabon-Strategie fand ihren Höhepunkt auf dem Frühjahrsgipfel 2007, der ganz im Zeichen der energie- und klimapolitischen Beschlüsse stand (Europäischer Rat 2007b).

Insgesamt ist in der Auseinandersetzung zwischen einem ökologisch eher bedenkenlosen Wachstumskonzept und einer integrativen Strategievariante im Sinne – auch ökologisch – nachhaltiger Entwicklung das Gewicht des letztgenannten Ansatzes gewachsen. Gründe dafür dürften neben der Entwicklung der Energiepreise und neuer Erkenntnisse über den Klimawandel auch die Schadenseffekte eines ökologisch bedenkenlosen Industriewachstums sein, wie sie in China aber auch in EU-Ländern wie Spanien zu Tage getreten sind. Innerhalb kurzer Zeit hat nunmehr eine Vorstellung der Lissabon-Strategie um sich gegriffen, die die Umweltfrage in die Wachstumsstrategie integrieren möchte.

39. Trotz der zuletzt verstärkten Berücksichtigung umweltpolitischer Themen sind von der erneuerten Lissabon-Strategie aber kaum Impulse für mehr (horizontale) Umweltpolitikintegration zu erwarten. Zwar können die in „Leitlinie 11“ empfohlene Förderung von Umweltinnovationen und die Entwicklung von Instrumenten zur Internalisierung externer Umweltkosten potenziell einen Beitrag zu mehr Umweltpolitikintegration leisten. Diesbezügliche Maßnahmen aber fehlen sowohl in den nationalen Reformprogrammen (s. Europäische Kommission 2006b, S. 8 ff.) als auch in der „Lissabon-Strategie der Gemeinschaft“ weitgehend. Der Verweis auf die Kooperation im Rahmen des 2004 ins Leben gerufenen Aktionsplans „Umwelttechnologien“ (Environmental Technologies Action Plan – ETAP) ändert daran wenig, da dieser bislang nur in Ansätzen einen geeigneten Rahmen zur Förderung von Umwelttechnik bietet (ausführlich s. Kap. 2 (Innovationskapitel)).

Grundsätzlich zu bemängeln ist die weiterhin rein „additive“ Integration von Umweltbelangen. Die bloße und zudem selektive Erwähnung bestehender Umweltziele schafft noch keinen integrierten Politikansatz. Vielmehr werden umwelt- und wirtschaftspolitische Ziele und Maßnahmen weiterhin in getrennten Abschnitten diskutiert, ohne mögliche Wechselwirkungen und Unvereinbarkeiten zu thematisieren. Im Hinblick auf „Ausbau und Verbesserung der europäischen Infrastruktur“ (Leitlinie 16) beispielsweise wird die Einführung von Preisgestaltungssystemen für die Energie- und Verkehrsinfrastruktur angeraten, ohne die notwendige vollständige Internalisierung von Umweltkosten angemessen zu berücksichtigen.

40. Schließlich verbleibt auch das System von Strukturindikatoren unter umweltpolitischen Gesichtspunkten verbesserungswürdig, da die drei berücksichtigten Umweltindikatoren (Emissionen von Treibhausgasen, Energieintensität der Wirtschaft sowie Güterverkehrsvolumen im Verhältnis zum Bruttoinlandsprodukt (BIP)) die Umweltdimension nur unzureichend abdecken (s. bereits SRU 2002, Tz. 265 ff.). Dieses

grundlegende Defizit wurde vom Europäischen Rat im Frühjahr 2006 anerkannt und eine Überarbeitung angekündigt (Europäischer Rat 2006b, S. 25).

Umweltpolitik und bessere Rechtsetzung („Better Regulation")

41. Ein zentrales Beispiel für unzureichende Umweltpolitikintegration ist das Maßnahmenpaket für „Bessere Rechtsetzung", das seit langem ein wesentlicher Bestandteil der Lissabon-Strategie ist. Während dieses Maßnahmenpaket zunächst die qualitative Verbesserung der europäischen Rechtsetzung zum Ziel hatte (s. Europäische Kommission 2002), hat sich ihr Fokus mit der Halbzeitüberprüfung der Lissabon-Strategie verengt. So fordert die Kommission „noch engagierter und energischer auf das Gleichgewicht zwischen politischer Agenda und wirtschaftlichen Kosten der Regulierung" hinzuarbeiten (Europäische Kommission 2005h, S. 5). Bessere Rechtsetzung meint nun in erster Linie weniger oder kostengünstigere Regulierung (WILKINSON et al. 2005, S. 7 ff.; LOFSTEDT 2006). Auch werden in der Debatte fälschlicherweise „Regulierung" und „überflüssiger Bürokratismus" zunehmend gleichgesetzt. Insgesamt gerät Umweltpolitik damit unter verstärkten Rechtfertigungs- und Deregulierungsdruck.

42. Dies wird zunächst deutlich am Beispiel des europäischen Systems der integrierten Folgenabschätzung. Die integrierte Folgenabschätzung verfolgt grundsätzlich das Ziel, die Gesamtheit der möglichen wirtschaftlichen, sozialen und umweltrelevanten Folgen neuer Rechtsvorschriften zu analysieren. Die gründliche und ausgewogene Abwägung aller Folgen soll eine umfassende Bewertung ermöglichen, mögliche Kompromisslinien aufzeigen und politische Entscheidungsträger so in ihrer Beschlussfassung unterstützen. Die Methode wurde Anfang 2003 eingeführt und wird seit Juni 2005 auf alle im Legislativ- und Arbeitsprogramm der Kommission enthaltenen Vorschläge angewendet. Im Hinblick auf den Umfang der Folgenabschätzung gilt das Prinzip der Proportionalität, das heißt die Höhe der verwendeten Mittel orientiert sich an der voraussichtlichen Natur des Vorschlags und seiner wahrscheinlichen Folgen. Die institutionelle Umsetzungsverantwortung liegt bei den jeweiligen Generaldirektionen, die von einer Einheit im Generalsekretariat und einem abteilungsübergreifenden Lenkungsausschuss unterstützt werden. Seit 2003 wurden insgesamt mehr als 160 Folgenabschätzungen durchgeführt (Europäische Kommission 2006c, S. 7).

Während die Folgenabschätzung ihrem Anspruch nach wirtschaftliche, soziale und ökologische Interessen integriert und so Qualität und Kohärenz des europäischen Regelungsumfeldes verbessert, wurde das Instrument im Kontext der erneuerten Lissabon-Strategie verstärkt auf das Primat der Wettbewerbsfähigkeit ausgerichtet. So vertritt die Kommission die Auffassung, dass im Zuge der Folgenabschätzung „die Beurteilung wirtschaftlicher Auswirkungen intensiviert werden muss, um zu der Verwirklichung der Ziele einer neu ausgerichteten Lissabon-Strategie beitragen zu können"

(Europäische Kommission 2005h, S. 5). Dementsprechend enthalten die aktualisierten Leitfäden für Folgenabschätzung insgesamt 14 neue Fragen zu möglichen Wettbewerbswirkungen neuer Legislativvorschläge (Europäische Kommission 2005i). Zusätzlich bedient sich die Kommission im Rahmen der integrierten Folgenabschätzung inzwischen dem sogenannten EU-Standardkostenmodell (EU-SKM) – eine Methode, mit deren Hilfe die Bürokratiebelastung von Unternehmen messbar gemacht werden soll (Europäische Kommission 2006e, S. 6 ff.). Das Verfahren wurde auf Basis des niederländischen Standardkostenmodells (SKM) entwickelt und ermittelt primär diejenigen Kosten, welche für Unternehmen im Zuge von geplanten oder bereits bestehenden gesetzlichen Informationspflichten anfallen. Die dem SKM-Ansatz zugrunde liegende extreme Partialbetrachtung verschärft den einseitigen Fokus auf die Wettbewerbswirkungen neuer Initiativen und ist aus Umweltsicht nicht zuletzt insofern problematisch, als der Abbau von Informationspflichten eine zentrale Säule von Umweltpolitik betrifft.

Insgesamt schafft die derzeitig gängige Praxis der EU-Folgenabschätzung damit eher restriktive Rahmenbedingungen für die Berücksichtigung von Umweltbelangen. Diese Einschätzung wird belegt durch eine Vielzahl von empirischen Studien (u. a. WILKINSON et al. 2004; RENDA 2006; ADELLE et al. 2006: EEAC 2006; NIELSEN et al. 2006):

- Die ökonomischen (Wettbewerbs-)Wirkungen neuer Vorschläge werden häufig auf Kosten sozialer, umweltrelevanter und internationaler Folgen prioritär berücksichtigt.
- Kurzfristige Betrachtungsweisen dominieren gegenüber Langfristperspektiven und die Evaluierung der Kosten neuer Initiativen wird im Gegensatz zu deren Nutzen überbetont. Damit wird Umweltregulierung auf entstehende Verwaltungskosten für Unternehmen reduziert, während der (schwerer quantifizierbare und oftmals eher langfristige) Nutzen von Umweltregulierung vernachlässigt wird. Gleichzeitig wird auch das ökonomische Potenzial einer anspruchsvollen, innovationsorientierten Umweltpolitik verkannt.
- Im Hinblick auf die Beteiligung von Stakeholdern am Verfahren der Folgenabschätzung dominieren häufig ökonomische Interessen.

Darüber hinaus ist das System der integrierten Folgenabschätzung durch eine Reihe genereller Funktionsdefizite gekennzeichnet:

- Das Prinzip der Proportionalität ist nicht ausreichend definiert. Dies eröffnet der zuständigen Generaldirektion die Möglichkeit, den Umfang und die Ausgestaltung der Folgenabschätzung gemäß ihrer Prioritäten festzulegen.

- Folgenabschätzungen werden oft erst zu einem späten Zeitpunkt des Entscheidungsprozesses durchgeführt und dienen damit weniger der Entscheidungsfindung, als vielmehr der Ex-post-Legitimierung.
- Qualitätskontrolle und Transparenz des Verfahrens sind unzureichend.
- Durch Abänderungen von Vorschlägen im weiteren Entscheidungs- und Umsetzungsprozess entstehen Auswirkungen, die im System der Folgenabschätzung unberücksichtigt bleiben.

Vor dem Hintergrund dieser vielfältigen Defizite hat die Europäische Kommission zuletzt einige Anstrengungen unternommen, die Qualität der integrierten Folgenabschätzungen zu erhöhen (Europäische Kommission 2006c). So wurde beispielsweise im Jahr 2006 ein „Impact Assessment Board“ (IAB) unter Vorsitz des Kommissionspräsidenten eingerichtet, das die Funktionsweise des Verfahrens sowie dessen Evaluierung verbessern soll.

43. Auch andere Maßnahmen für „bessere Rechtsetzung“ haben Umweltpolitik unter verstärkten Deregulierungsdruck gesetzt. So wurde auch die Prüfung schwebender Rechtsetzungsvorschläge auf das Ziel der Wettbewerbsfähigkeit ausgerichtet (Europäische Kommission 2005j; S. 2 f.). Zwar ist das Zurückziehen der meisten Rechtsetzungsvorschläge weitgehend unstrittig, da diese ihre Relevanz eingebüßt haben. Dennoch ist nicht ersichtlich, warum für die Vorschläge über fluorierte Treibhausgase und die Verbringung von Abfällen zusätzliche „wirtschaftliche Analysen“, nicht aber integrierte Folgenabschätzungen eingefordert werden (WILKINSON et al. 2005). Nicht unproblematisch ist aus Umweltsicht auch das laufende Vereinfachungsprogramm für bestehende EU-Rechtsvorschriften, das im Zeitraum 2005 bis 2008 die Vereinfachung von mehr als 1 400 Rechtsakten in mehr als 300 Rechtsetzungsgebieten vorsieht (Europäische Kommission 2005k). Potenzieller Deregulierungsdruck ergibt sich dabei primär im Zuge der Neufassung von Rechtsakten. Durch die Neufassung der 18 Richtlinien und 6 Verordnungen im Abfallsektor beispielsweise soll „den Wirtschaftsakteuren ein klarerer und stärker rationalisierter Regelungsrahmen vorgelegt“ werden. Während dies einerseits die Belastung von Unternehmen und Verwaltung sehr wohl mindern und die Praktikabilität von Regelungen verbessern kann, ist andererseits verstärkt einer Tendenz entgegenzuwirken, das Umweltschutzniveau abzusenken.

Von Interesse ist ferner der Kommissionsvorschlag zur Minderung der Verwaltungsbelastung durch bestehende EU-Rechtsvorschriften (Europäische Kommission 2006d, S. 6). Der Vorschlag sieht vor, das EU-Standardkostenmodell nunmehr prioritär auf das bestehende Gemeinschaftsrecht anzuwenden, um so die Verwaltungsbelastung von Unternehmen in der EU bis 2012 um 25 % zu reduzieren. Damit entsteht ein umweltpolitischer Deregulierungsdruck, der auch die Substanz wichtiger Umweltschutzmaßnahmen gefährden könnte.

44. Auch auf Ebene der Mitgliedstaaten erzeugt die Initiative für „bessere Rechtsetzung“ aus umweltpolitischer Sicht bislang eher restriktive Rahmenbedingungen. Im Zuge der laufenden Vereinfachung einzelstaatlicher Rechtsvorschriften wird unter anderem das Vermeiden von „Übererfüllung“ (Gold plating) angemahnt (Europäische Kommission 2006d). Damit werden ambitionierte umweltpolitische Zielvorgaben auf nationaler Ebene unter Verdikt gestellt, die oft gerade im Interesse der beschworenen Innovationsorientierung von essenzieller Bedeutung sein können. Auch die Einführung nationaler Systeme integrierter Folgenabschätzung verläuft bislang enttäuschend. Zwar verfügen inzwischen viele Mitgliedstaaten über ein solches System, die wenigsten werden aber den Ansprüchen der integrierten Methode gerecht (Europäische Kommission 2006c).

Zusammenfassende Bewertung

45. Die erneuerte Lissabon-Strategie wurde primär auf die Ziele „Wachstum und Beschäftigung“ ausgerichtet. Dabei geriet die europäische Umweltpolitik unter verstärkten Rechtfertigungs- und Deregulierungsdruck. Auch wenn Umweltthemen im Rahmen der Lissabon-Strategie zuletzt wieder eine gewisse Aufwertung erfahren haben, werden die Potenziale für mehr horizontale Umweltpolitikintegration bislang kaum genutzt. Auch hat der Anspruch „besserer Rechtsetzung“ das Ziel der Umweltpolitikintegration bislang eher behindert (z. B. im Zuge der integrierten Folgenabschätzung).

1.2.6 Empfehlungen

46. Nachhaltigkeitsstrategien im heute etablierten Verständnis sind breit angelegte Zielentwürfe, die über die Umweltthematik hinausgehen. Ihr Potenzial liegt darin, dass sie institutionell wie thematisch einen Rahmen bieten, in dem die ökologische, ökonomische und soziale Langzeitperspektive der Gesellschaft systematisch und koordiniert zur Sprache kommt. Ihr Kern sollte die Thematisierung langfristig nichtnachhaltiger Trends und alternativer Lösungsoptionen im Vorfeld politischer Entscheidungsprozesse sein. Dabei kann es fallweise sinnvoll sein, Schwerpunktbereiche wie den Klima- oder Artenschutz gesondert zu behandeln und mit aktuellen Entwicklungen zu verkoppeln. Der „Mehrwert“ des Nachhaltigkeitsprozesses für diese Themen sollte in ihrer Verankerung in die übergreifende Langzeitperspektive, ihrer besseren Integration in relevante Entscheidungsprozesse und der Einbeziehung eines breiten Akteurspektrums liegen.

Das Steuerungsmodell des Rio-Prozesses (Agenda 21) ist im Grundsatz sinnvoll und sowohl auf Umweltpläne wie auf breiter angelegte Nachhaltigkeitsstrategien anwendbar. Dies gilt insbesondere für die Rolle überprüfbarer, auf breiter Basis entwickelter Ziele, für die „horizontale“ Integration der Problemlösungen in die Verursacherbereiche

und die „vertikale“ Einbeziehung der Handlungspotenziale unterschiedlicher Ebenen (Mehrebenensteuerung). Dieses Steuerungsmodell ist aber höchst voraussetzungsvoll und durch tendenzielle Überforderung gefährdet. Deshalb ist weniger das „Ob“ als das „Wie“ seiner Umsetzung zu klären.

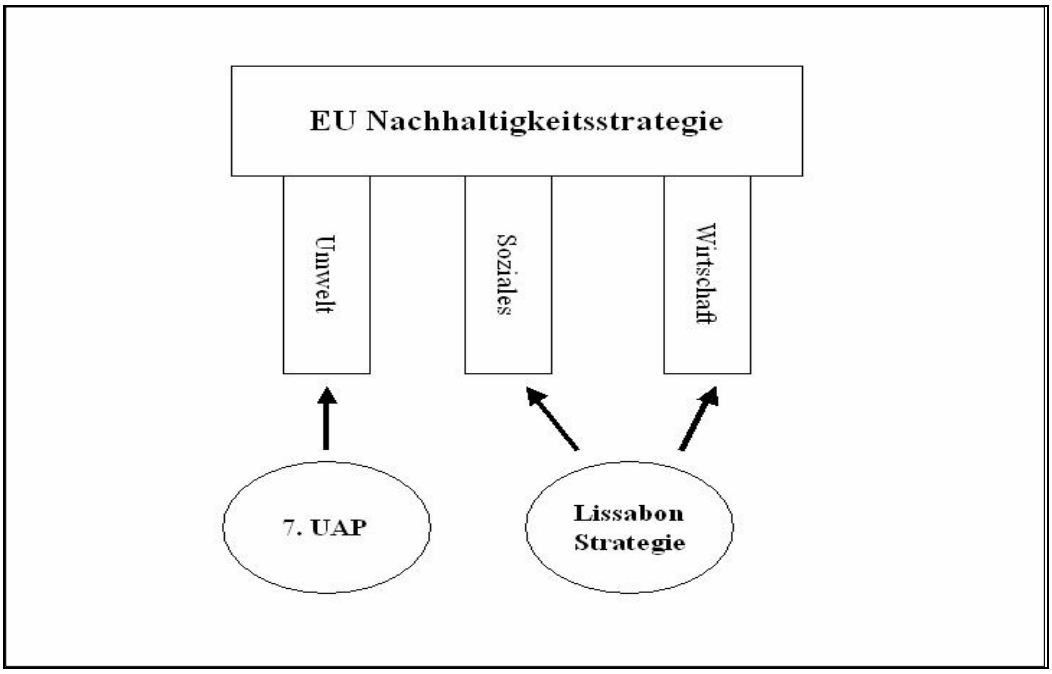
47. Für die zukünftige Ausgestaltung der europäischen Nachhaltigkeits- und Umweltstrategien ist zunächst ihr wechselseitiges Verhältnis zu klären. Dies gilt nicht zuletzt für die Beziehung von EU-Nachhaltigkeitsstrategie und Lissabon-Prozess.

Für die Konsolidierung der europäischen „Strategienlandschaft“ werden folgende Empfehlungen gegeben (s. a. Abb. 1-1):

- Die Nachhaltigkeitsstrategie der EU sollte als übergeordneter Rahmen gestärkt werden, in dem Grundfragen der langfristigen Entwicklung und der Umgang mit zentralen nicht-nachhaltigen Trends thematisiert werden. UAP und Lissabon-Strategie sind diesem Rahmen untergeordnet und als gleichrangig zu betrachten. Sie bilden das ökologische bzw. ökonomisch-soziale Fundament des europäischen Nachhaltigkeitsprozesses.
- Zwischen Nachhaltigkeitsthemen und Themen der kurz- und mittelfristigen Politik sollte klar unterschieden werden. Für die langfristige Entwicklung besonders wichtige Zielvorgaben aus UAP und Lissabon-Prozess könnten in diesem Sinne „strategisch“ aufgewertet und integriert werden.
- So bald wie möglich sollte mit den Vorbereitungen für das ab 2012 anlaufende VII. UAP begonnen werden, das dem Steuerungsmodell der Agenda 21 besser gerecht wird und ein anspruchvolles ökologisches Fundament für den europäischen Nachhaltigkeitsprozess bietet.
- Eine Wiederbelebung des erfolglos gebliebenen „Cardiff-Prozesses“ sollte nicht angestrebt werden. Vielmehr kommt es darauf an, die verursachernahen Sektoren in die Verfolgung konkreter Nachhaltigkeitsziele einzubinden, ihr „Ownership“ bei diesen Themen zu stärken und sektorale Aktivitäten mit Nachhaltigkeitsrang (Beispiel Klimaschutz) auf der übergeordneten Ebene zu integrieren. Das Ziel der horizontalen Umweltpolitikintegration sollte insbesondere im Rahmen eines VII. UAP verankert werden.

Abbildung 1-1:

Nachhaltigkeits- und Umweltstrategien in der EU



SRU/UG 2008/Abb. 1-1

EU Nachhaltigkeitsstrategie als übergeordneter Rahmen

48. Die EU-Nachhaltigkeitsstrategie sollte zukünftig als übergeordneter europäischer Strategieprozess etabliert werden und dabei aus Umweltsicht folgenden Ansprüchen genügen:

- *„Strategische" Aufwertung wichtiger (Umwelt-)Ziele*: Im Rahmen der EU-Nachhaltigkeitsstrategie sollten zunächst wie bisher zentrale (Umwelt-)Ziele zusammengefasst und damit politisch aufgewertet werden. Dabei sollten klare Prioritäten gelten und die Zahl der Zielvorgaben überschaubar bleiben.
- *Entwicklung von Langfristzielen (Zeithorizont 2050):* Gleichzeitig bedarf Europa aber institutionell und thematisch eines Ortes, an dem seine *langfristigen* Perspektiven und Probleme thematisiert werden. Dieser Ort könnte die europäische Nachhaltigkeitsstrategie sein. In diesem Sinne sollte, wie in der neuen Strategie gefordert, so bald wie möglich eine „konkrete und realistische Vision der EU auf ihrem Weg hin zu einer nachhaltigen Entwicklung in den kommenden 50 Jahren" erarbeitet werden. Diese sollte zwingend überprüfbare Zielvorgaben beinhalten, welche die vorhandene Zielstruktur langfristig (Zeithorizont 2050) weiterentwickeln.
- *Weitere Verbesserung von Monitoring und Evaluation*: Das im Rahmen der neuen EU-Nachhaltigkeitsstrategie praktizierte Monitoringverfahren bietet eine sinnvolle Grundlage und sollte weiter gestärkt werden. Durch verbindliche Berichtspflichten

entsteht ein nicht zu unterschätzender Anpassungsdruck, Maßnahmen zur Zielerreichung zu ergreifen. Gleichzeitig ermöglicht der kontinuierliche Erfahrungsaustausch Spielräume für Lernprozesse und neue Akteursallianzen. Erhebliches Verbesserungspotenzial ergibt sich aus dem von EUROSTAT entwickelten System von Nachhaltigkeitsindikatoren, das nun formell in die Nachhaltigkeitsstrategie zu integrieren ist. Die Berichterstattung von Kommission und Mitgliedsländern sollte dabei auf der Grundlange des Indikatorensystems in seiner ganzen Bandbreite (alle drei Ebenen von Indikatoren) erfolgen.

- *Horizontale (Umwelt-)Politikintegration durch integrierte Folgenabschätzung:* Maßnahmen für „bessere Rechtsetzung“ sollten auf instrumentelle Verbesserungen bei Wahrung des umweltpolitischen Schutzniveaus abzielen und nicht im Sinne des Primats von „Wachstum und Beschäftigung“ instrumentalisiert werden. Das primäre Ziel bleibt aus Sicht des SRU eine konsequent integrierte Folgenabschätzung, die umweltrelevante, soziale und ökonomische Aspekte ausgewogen berücksichtigt. Zu diesem Zweck ist die interne Qualitätssicherung auch nach Einrichtung des IAB weiter zu verbessern und durch externe Evaluierung zu ergänzen. Dogmatische Deregulierungspostulate mit pauschalen Zielvorgaben (25 %) sind kritikwürdig, wenn sie das umweltpolitische Schutzniveau beeinträchtigen oder anspruchsvolle, innovationsfördernde Regelsetzungen von Vorreiterländern verhindern (z. B. durch das Verbot von „Gold plating“).
- *Stärkung der institutionellen Basis des europäischen Nachhaltigkeitsprozesses:* Die Konsolidierung der Nachhaltigkeitsstrategie als übergeordneter Rahmen erfordert zwingend eine Stärkung ihrer institutionellen Basis. Hier ist eine höherrangige und besser sichtbare Verankerung der Nachhaltigkeitsstrategie im Rahmen der Europäischen Kommission zu empfehlen (z. B. auf Ebene des Generalsekretariats), da der Rat insbesondere aufgrund wechselnder Präsidentschaften nur eingeschränkt „strategiefähig“ ist.

VII. Umweltaktionsprogramm als anspruchsvolles ökologisches Fundament des europäischen Nachhaltigkeitsprozesses

49. Das VI. UAP ist durch die Abkehr von einem zielorientierten Steuerungsansatz gekennzeichnet, der auch im Rahmen der thematischen Strategien nur unzureichend wieder aufgegriffen wurde. Der SRU empfiehlt daher die frühzeitige Vorbereitung eines VII. UAP für die Periode ab 2012, das dem Steuerungsmodell der Agenda 21 gerecht wird und damit ein anspruchvolles ökologisches Fundament für den europäischen Nachhaltigkeitsprozess bietet:

- *Revitalisierung des zielorientierten Steuerungsansatzes*: Die Europäische Kommission sollte zunächst auf Grundlage einer kritischen Bestandsaufnahme der ersten

Millenniumsdekade die zentralen umweltpolitischen Herausforderungen identifizieren. Die anschließende Entwicklung eines Handlungsrahmens durch quantifizierte und zeitgebundene Ziele ist unerlässlich, aber voraussetzungsvoll. Um die für die Zielbildung notwendige Wissensbasis aufzubauen, sollte die Rolle der Europäischen Umweltagentur (EEA) gestärkt werden.

- *Fokussierter Einsatz von „thematischen Strategien"*: Thematische Strategien sind ein probates Mittel zur Entwicklung eines europäischen Zielsystems. Sie sollten dementsprechend weiterentwickelt werden. Allerdings können zahlreiche Handlungserfordernisse kapazitätsschonend auch ohne den Umweg über thematische Strategien erfüllt werden. In diesen Feldern ist die Vorbereitung von – in den meisten Fällen – rechtlichen Instrumenten der Europäischen Umweltpolitik zu empfehlen. Eine Novellierung der Abgasgrenzwerte für PKW zum Beispiel wäre auch ohne Umweg über eine Luftreinhaltestrategie möglich gewesen.
- *Verbesserung von Monitoring und Evaluation*: Das VI. UAP wurde zwar im Zuge seiner „Halbzeitbewertung" durch die Europäische Kommission kritisch evaluiert, es mangelt aber weiterhin an einem Bewertungsmaßstab in Form von kontinuierlich verwendeten Umweltindikatoren. Im Zuge der Erarbeitung eines VII. UAP sollte daher – in Abstimmung mit den von EUROSTAT entwickelten Nachhaltigkeitsindikatoren – ein aussagekräftiges Set von Umweltindikatoren beschlossen werden, das eine nachvollziehbare Evaluierung der Politikergebnisse ermöglicht.
- *Neukonzipierung der Bemühungen um Umweltpolitikintegration*: Im Rahmen des VI. UAP wird der Anspruch der Umweltpolitikintegration in den Bereich der thematischen Strategien verwiesen. Dieser Ansatz ist sinnvoll, da der Cardiff-Prozess einer Politikintegration als Sektorstrategie wenig erfolgreich war. Für eine wirksamere Integrationsrolle müssen die mit den thematischen Strategien betreuten Einheiten aber gestärkt werden, da sie bislang unterausgestattet sind und nicht über den notwendigen Rückhalt in der Hierarchie der Europäischen Kommission verfügen. Darüber hinaus sollte das VII. UAP aber auch verbindliche Zielvorgaben für die wichtigsten Verursacherbereiche formulieren. Nur eine solche zielspezifische Integration von Umweltbelangen wird die Verursacherbereiche langfristig unter Anpassungsdruck setzen können. Allerdings bedarf es hierzu einer verbesserten Institutionalisierung von Umweltpolitikintegration. Zu empfehlen ist daher die Einrichtung einer hochrangigen und mit ausreichenden Kapazitäten ausgestatteten Einheit im Generalsekretariat der Kommission, die sowohl die thematischen als auch die sektoralen Umweltaktivitäten koordiniert und wechselseitig stärkt. Dies wäre in Kombination mit der Institutionalisierung des EU-Nachhaltigkeitsprozesses im Generalsekretariat denkbar (s. Empfehlungen zur EU-Nachhaltigkeitsstrategie).

1.3 Die deutsche Nachhaltigkeitsstrategie

50. Deutschland ist im Zeitverlauf sowohl Vorreiter als auch Nachzügler einer strategischen Umwelt- und Nachhaltigkeitsplanung gewesen. Eine Vorreiterrolle übernahm Deutschland schon mit dem Umweltprogramm der sozial-liberalen Bundesregierung (1971): Dieses benannte nicht nur eine Vielzahl von langfristigen Zielen und konkreten Maßnahmen, sondern bekannte sich auch frühzeitig zur Idee der Umweltpolitikintegration, die institutionell durch den Kabinettsausschuss für Umweltfragen und den ständigen Abteilungsleiterausschuss konkretisiert wurde (JÄNICKE et al. 2002). Spätestens unter der konservativ-liberalen Bundesregierung verlor der Ansatz einer strategischen Umweltplanung aber dann an Unterstützung, sodass Deutschland diesbezüglich in den 1980er- und 1990er-Jahren eine Nachzüglerrolle einnahm. Zwar geriet das Thema in den 1990er-Jahren durch den Rio-Prozess (1992), die erfolgreiche Arbeit zweier Enquete-Kommissionen des Deutschen Bundestages sowie den vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) initiierten „Schritte Prozess“ (1996 bis 1998) wieder auf die Tagesordnung, führte aber anders als in zahlreichen OECD-Ländern (OECD – Organisation for Economic Co-operation and Development) vorerst nicht zu konkreten Ergebnissen (ausführlich SRU 2000, Kap. 1; 2002, Tz. 274). Erst die rot-grüne Bundesregierung realisierte schließlich das Projekt einer nationalen Nachhaltigkeitsstrategie, die am 17. April 2002 unter dem Titel „Perspektiven für Deutschland“ verabschiedet wurde (Bundesregierung 2002).

Die Nachhaltigkeitsstrategie wird seit 2002 umgesetzt und weiterentwickelt. Der erste Fortschrittsbericht wurde im Herbst 2004 vorgelegt (Bundesregierung 2004). Bereits ein Jahr später verabschiedete die rot-grüne Bundesregierung einen „Wegweiser Nachhaltigkeit 2005“ (Bundesregierung 2005), der wegen der vorgezogenen Bundestagswahl den für 2006 geplanten zweiten Fortschrittsbericht ersetzt. Nach dem Regierungswechsel bekräftigte die große Koalition den Willen zur Fortführung und Weiterentwicklung der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie unter Beibehaltung der „bewährten“ Nachhaltigkeitsinstitutionen (CDU et al. 2005, S. 58), hat dieses Bekenntnis aber bislang nicht konkretisiert. Zuletzt wurde ein unabhängiger „Indikatorenbericht 2006“ vorgelegt (Statistisches Bundesamt 2007). Dieser ergibt eine überwiegend negative Fünf-Jahres-Bilanz der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie. Nur bei den erneuerbaren Energien und – mit einigen Abstrichen – beim Klimaschutz ist die Bundesregierung auf einem guten Weg, ihre Nachhaltigkeitsziele zu erreichen. Kaum Fortschritte finden sich dagegen im Hinblick auf die Ziele Ressourcenschonung, Flächeninanspruchnahme, Artenvielfalt und Schadstoffbelastung der Luft. Bei der Verringerung der Gütertransportintensität läuft die bisherige Entwicklung den bestehenden Zielvorgaben sogar diametral entgegen.

1.3.1 Bewertung

Zielorientierung

51. Die deutsche Nachhaltigkeitsstrategie ist auf den ersten Blick durch ein hohes Maß an Zielorientierung gekennzeichnet. Ausgangspunkt der Strategie ist zunächst ein eher allgemein gehaltenes „Leitbild nachhaltiger Entwicklung“, das die vier „Koordinaten“ Generationengerechtigkeit, Lebensqualität, sozialer Zusammenhalt und internationale Verantwortung umfasst. Dieses Leitbild wird einerseits konkretisiert durch insgesamt zehn „Managementregeln der Nachhaltigkeit“, die im Umweltbereich über die wichtigen Managementregeln der Enquete-Kommission zum „Schutz des Menschen und der Umwelt“ noch hinausgehen. Darüber hinaus beinhaltet die Strategie im Kern 21 zumeist quantifizierte und zeitgebundene Zielvorgaben (s. Tab. 1-5). Diese Einzelziele sollen das gesamte Spektrum einer nachhaltigen Entwicklung repräsentativ abdecken. Umweltrelevante Zielvorgaben finden sich dabei für die Bereiche Ressourcenschonung, Klimaschutz, erneuerbare Energien, Flächeninanspruchnahme, Artenvielfalt, Bildung, Mobilität, Ernährung sowie Luftqualität (SRU 2004, Tab. 3-3).

Die Berücksichtigung der 21 zumeist überprüfbaren Zielvorgaben ist zu begrüßen und hat der deutschen Strategie im internationalen Vergleich zu Recht positive Evaluierungen beschert (u. a. VOLKERY et al. 2006; OECD 2006). Dennoch bleibt ihre Zielorientierung in einigen Punkten verbesserungswürdig. Zum einen gehen zwar – anders als im Fall der EU-Nachhaltigkeitsstrategie – durchaus einige (Umwelt-)Ziele über bereits bestehende Vereinbarungen hinaus. Hierzu zählen die Vorgaben in den Bereichen Artenschutz, Ökolandbau, Düngemitteleinsatz und Flächenverbrauch. Dennoch mangelt es insgesamt an einer umfassenden und vor allem langfristigen Weiterentwicklung der (umweltpolitischen) Zielstruktur. Zum anderen reichen die berücksichtigten Umweltziele bislang nicht aus, das gesamte Spektrum einer ökologisch nachhaltigen Entwicklung angemessen abzudecken. So fehlt es weitgehend an Zielen für den Umweltzustand (z. B. Wasser, Boden; s. a. SRU 2004, Tz. 119 ff.), um dessen langfristige Verbesserung es ja letztlich gehen muss. Stattdessen setzt die Nachhaltigkeitsstrategie in zentralen Bereichen allein auf relative Effizienzziele (z. B. Verdoppelung der Energie- und Rohstoffproduktivität bis 2020). Relative Effizienzgewinne sind wenig aussagekräftig, da sie bei gleichzeitigem Wirtschaftswachstum gemindert, neutralisiert oder gar überkompensiert werden können. Dies bestätigt der „Indikatorenbericht 2006“ (Statistisches Bundesamt 2007, S. 5): So hat ein Anstieg der Energieproduktivität von knapp 31 % im Zeitraum von 1990 bis 2006 nur zu einem relativ schwachen absoluten Rückgang des Energieverbrauchs von 3 % geführt, weil die Effizienzsteigerung durch ein Wirtschaftswachstum von rund 27 % weitgehend aufgezehrt wurde.

Tabelle 1-5

Indikatoren und Ziele der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie

	Indikator	Ziel
1 Ressourcenschonung	Energieproduktivität	Verdoppelung bis 2020
	Rohstoffproduktivität	Verdoppelung bis 2020
2 Klimaschutz	Verminderung der Treibhausgasemissionen	Reduktion um 21 % bis 2008/2010
3 Erneuerbare Energien	Anteil erneuerbarer Energien am Energieverbrauch	4,2 % bis 2010 am Primärenergieverbrauch
		12,5 % bis 2010, 20 % bis 2020 am Stromverbrauch
4 Flächeninanspruch-nahme	Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsfläche	Reduzierung des täglichen Wachstums auf 30 ha in 2020
5 Artenvielfalt	Bestand ausgewählter Vogelarten	Stabilisierung auf hohem Niveau in 2015
6 Staatsverschuldung	Staatsdefizit	Konsolidierung des Staatshaushalts
7 Wirtschaftliche Zukunftsvorsorge	Verhältnis der Bruttoanlageinvestitionen zum Bruttoinlandsprodukt (BIP)	Steigerung der Innovationsdynamik
8 Innovation	Private und öffentliche Ausgaben für Forschung und Entwicklung (FuE)	Steigerung der FuE-Ausgaben auf 3 % des BIP in 2010
9 Bildung	Ausbildungssituation der 25-jährigen	Anteil mit abgeschlossener Hochschulausbildung verbessern: 10 % in 2010, 20 % in 2020
		Anteil ohne Sekundarabschluss: 9,3 % in 2010 und 4,6 % in 2020
	Studienanfängerquoten	Erhöhung auf 40 % in 2010
10 Wirtschaftlicher Wohlstand	BIP je Einwohner	Wirtschaftliches Wachstum
11 Mobilität	Transportintensitäten von Personen- und Güterverkehr	Personenverkehr: Sinken auf 90 % gegenüber 1999 bis 2010, 80 % bis 2020
		Güterverkehr: Sinken auf 98 % gegenüber 1999 bis 2010, 95 % bis 2020
	Anteile des Schienenverkehrs und der Binnenschifffahrt an der Güterverkehrleistung	Anteil Bahn bis 2015: 25 %
		Anteil Schiff bis 2015: 14 %
12 Ernährung	Stickstoffbilanzüberschüsse der Landwirtschaft	80 kg Austrag/ha Landwirtschaftsfläche bis 2010
	Entwicklung der Anbaufläche des ökologischen Landbaus	Anteil an der Landwirtschafts-fläche: 20 % bis 2010
13 Luftqualität	Schadstoffbelastung der Luft	Verringerung auf 30 % gegenüber 1990
14 Gesundheit	Vorzeitige Sterblichkeit	Rückgang
	Zufriedenheit mit der Gesundheit	Stabilisierung auf hohem Niveau
15 Kriminalität	Wohnungseinbruchsdiebstahl	Rückgang der Fälle auf 117 000
16 Beschäftigung	Erwerbstätigenquote	Anteil 70 % in 2010

17 Perspektiven für Familien	Ganztagsbetreuungsangebote für Kinder in den alten Bundesländern	Anteil von 30 % in verschiedenen Altersgruppen
18 Gleichberechtigung	Durchschnittlicher Lohn der Frauen in Prozent des durchschnittlichen Lohnes der Männer	85 % in 2015 (alte Bundesländer)
19 Integration von Zuwanderern	Ausländische Schulabgänger/-innen ohne Hauptschulabschluss	Rückgang
20 Entwicklungs-zusammenarbeit (EZ)	Öffentliche Entwicklungszusammenarbeit	Anteil EZ am BSP: 0,33 % in 2006
21 Märkte öffnen	Einfuhren der EU aus Entwicklungsländern	Anstieg
Quelle: Bundesregierung 2004, S. 37 f.		

Ergebnisorientierung

52. Die Zielvorgaben der Strategie sollen in acht Handlungsfeldern in konkrete Maßnahmen umgesetzt werden: Energieversorgung; umweltschonende Mobilität; Landwirtschaft und Verbraucherschutz; demografischer Wandel; Bildung; Innovation; Flächenverbrauch sowie globale Verantwortung (Bundesregierung 2002).

Von diesen Bereichen werden die ersten drei für den Zeitraum 2002 bis 2004 als prioritär eingestuft und durch Maßnahmen unterlegt. Für die anderen Handlungsfelder wird lediglich ein allgemeines Arbeitsprogramm dargestellt, ohne konkrete Maßnahmen festzulegen. Mit dem „Fortschrittsbericht 2004“ werden dann weitere Schwerpunkte entwickelt. Hierzu zählen die Potenziale älterer Menschen, eine neue Energieversorgungsstruktur, alternative Kraftstoffe sowie die Verminderung der Flächeninanspruchnahme (Bundesregierung 2004). Auch der „Wegweiser Nachhaltigkeit 2005“ identifiziert sechs Handlungsbereiche (Energieversorgung, Biomasse, eine zukunftsfähige Waldwirtschaft, Schutz der biologischen Vielfalt, „Generationenbilanz“ sowie gesellschaftliche Verantwortung von Unternehmen).

Die Festlegung von prioritären Handlungsfeldern und Maßnahmen ist notwendig und daher positiv zu bewerten. Dennoch bleiben die Maßnahmen insofern unzureichend, als sie – analog zu den Zielen – größtenteils lediglich ein Spiegel der bereits eingeleiteten Politiken der Bundesregierung sind. Weiterreichende, planerische Maßnahmen jenseits des Status quo sind dagegen entweder vage gehalten oder fehlen vollständig. So mangelt es an konkreten und langfristigen Fahrplänen zur Ereichung der Ziele in den Bereichen Verkehrsvermeidung, Ökolandbau und ökologischer Waldumbau (s. a. LITTMEIER 2004, S. 21). Auch im Hinblick auf das ehrgeizige Ziel zur Reduzierung der Flächeninanspruchnahme ist der Test auf die Glaubwürdigkeit erst durch den Beschluss geeigneter Maßnahmen zu erbringen. Hier wurde zwar im „Fortschrittsbericht 2004“ konstruktiv nachgebessert, die genannten Maßnahmen reichen aber – gerade ohne Einbezug der Bundesländer (s. u.) – weiterhin nicht aus (s. a. DNR et al. 2005, S. 25 ff.).

Im Hinblick auf die Zuweisung von Umsetzungsverantwortlichkeiten ist zunächst die auch im internationalen Vergleich gelungene Institutionalisierung der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie hervorzuheben. Mit dem „Green Cabinet“ unter Leitung des Chefs des Bundeskanzleramts verfügt die Strategie über eine „Entwicklungs- und Umsetzungszentrale“, die – potenziell – die ressortübergreifende Koordinierung auf das Ziel der Nachhaltigkeit ermöglicht und die Durchsetzungsfähigkeit der Strategie erhöht. Damit wurden Lehren aus der mangelhaften Institutionalisierung des bereits erwähnten „Schritte-Prozesses“ (1996 bis 1998) gezogen. Damals fand der vom zuständigen Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit erarbeitete Entwurf eines umweltpolitischen Schwerpunktprogramms in den anderen Ressorts keinen Rückhalt und wurde nie verabschiedet.

In der politischen Praxis hat das „Green Cabinet“ die Rolle einer zentralen „Management-Zentrale“ allerdings nur in Ansätzen ausfüllen können. Dies liegt zum einen an der zu geringen politischen Priorität der Nachhaltigkeitsstrategie, die durch seltene und unregelmäßige Sitzungen des Staatssekretärsausschusses (circa 1 bis 3-mal im Jahr) unterstrichen wird. Zum anderen fehlt die angemessene personelle Ausstattung im Bundeskanzleramt, wo eine kompetente, aber zu kleine Gruppe für die Weiterentwicklung und Umsetzung der Strategie verantwortlich ist. Hier ist es eher von Nachteil, dass die Nachhaltigkeitsstrategie bislang im Umweltreferat des Bundeskanzleramts angesiedelt ist und daher in der Auseinandersetzung zwischen Ressortinteressen tendenziell als reine Umweltangelegenheit wahrgenommen wird.

Schließlich sind – anders als etwa im Klimaprogramm der Bundesregierung – die Umsetzungszuständigkeiten der einzelnen Ministerien nicht verbindlich geregelt. Die Verpflichtungsfähigkeit der Strategie ist damit gering. Eine Umsetzung der nationalen Strategie in sektorale Strategien, wie dies in mehreren Ländern praktiziert wird, ist in Deutschland bislang nicht vorgesehen (JACOB und VOLKERY 2007, S. 437).

Monitoring und Evaluation

53. Positiv hervorzuheben ist, dass die deutsche Nachhaltigkeitsstrategie mit einem klar institutionalisierten und funktionierenden Beobachtungsverfahren ausgestattet ist. Das System von 21 Schlüsselindikatoren bietet einen Bewertungsmaßstab, um die deutsche Nachhaltigkeitspolitik überprüfbar zu machen. Die Überwachung der Indikatoren erfolgt im Rahmen von zweijährlichen Fortschrittsberichten, die durch den Staatssekretärsauschuss für nachhaltige Entwicklung erarbeitet und vom Kabinett beschlossen werden. Dabei beleuchtet etwa der „Fortschrittsbericht 2004“ nicht nur die Entwicklung der Schlüsselindikatoren, sondern leistet in Einzelfällen auch einen Beitrag zur Weiterentwicklung und Verbesserung der Indikatoren (z. B. Indikator zur Artenvielfalt). Zu begrüßen ist weiterhin, dass der jüngste „Indikatorenbericht 2006“ mit dem

Statistischen Bundesamt einen unabhängigen Verfasser hat. Damit ist ein transparentes und glaubwürdiges Monitoring gelungen, das die überwiegend unzureichende Zielerreichung nicht beschönigt, zusätzliche Anstrengungen also nahelegt. Sinnvoll ergänzt werden die genannten Fortschritts- und Indikatorenberichte zudem durch die Dialog- und Kritikverfahren des Rates für Nachhaltige Entwicklung (RNE) sowie des Parlamentarischen Beirats für Nachhaltige Entwicklung.

Ungeachtet dieser positiven Einschätzung bleiben auch Monitoring und Evaluation der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie verbesserungswürdig. Dies gilt für die Auswahl der Indikatoren, die – analog zu den Zielvorgaben – das breite Spektrum einer ökologisch nachhaltigen Entwicklung nicht angemessen abdecken können. Es fehlt an Indikatoren zum Zustand der Umweltmedien und an Messgrößen zu anhaltend ungelösten Umweltproblemen (z. B. Pestizideinsatz). Darüber hinaus laufen einige Umweltindikatoren Gefahr, ein ungerechtfertigt positives Bild der Entwicklung zu erzeugen. Dies gilt besonders für Indikatoren wie „Energie- und Rohstoffproduktivität“, die nur relative „Belastungsintensitäten“ ausdrücken (s. o.).

Umweltpolitikintegration

54. Im Hinblick auf den Anspruch der horizontalen Umweltpolitikintegration ist zunächst zu begrüßen, dass die deutsche Nachhaltigkeitsstrategie sich in ihren umweltpolitischen Schwerpunkten auf die zentralen Verursacherbereiche konzentriert (Energie, Verkehr, Landwirtschaft, Bau- und Siedlungswesen). Auch verfügt die Strategie mit dem im Bundeskanzleramt angesiedelten „Green Cabinet“ über eine im Grundsatz geeignete Institution, um die ressortübergreifende Koordination auf das Ziel der Umweltpolitikintegration voranzubringen.

Dennoch ergeben sich durch die deutsche Nachhaltigkeitsstrategie bislang nur in Einzelfällen genuine Impulse für mehr horizontale Umweltpolitikintegration. Dies liegt in erster Linie daran, dass die Strategie – wie dargestellt – kaum umweltpolitische Ziele und Maßnahmen jenseits des Status quo beinhaltet. Allein im Bereich „Bau- und Siedlungswesen“ wurde mit dem ambitionierten Flächenziel ein wichtiger Integrationsprozess eingeleitet, der im „Fortschrittsbericht 2004“ konkretisiert und zuletzt durch – finanzpolitisch motivierte – Maßnahmen wie die Abschaffung der Eigenheimzulage und die Reduzierung der Entfernungspauschale vorangebracht wurde. Ansonsten mangelt es an einer gezielten Konfrontation der Verursacher mit den von ihnen zu verantwortenden Umweltbelastungen, etwa in Gestalt von langfristigen Sektorzielen und -strategien.

Darüber hinaus wurde es im Rahmen der Nachhaltigkeitsstrategie versäumt, das Prinzip der Umweltpolitikintegration – wie in anderen OECD-Ländern vielfach geschehen – durch übergreifende Mechanismen zu institutionalisieren (JACOB und VOLKERY

2007, S. 437). Hierzu zählen beispielsweise die Methode der integrierten Folgenabschätzung (u. a. EU, Großbritannien) oder die Überprüfung des Budgets auf Umwelt- und Nachhaltigkeitsaspekte (z. B. Norwegen). Auch ist die fehlende Verknüpfung der Nachhaltigkeitsstrategie mit anderen Strategieprozessen wie der „Agenda 2010“ zu bemängeln. Beim Umbau der sozialen Sicherungssysteme wurde damit die Chance vertan, durch die Fortschreibung der ökologischen Steuerreform oder die Streichung umweltschädlicher Subventionen ökologische Akzente zu setzen.

Gleichwohl sind in den letzten Jahren in einigen Verursacherbereichen (wie z. B. der Energiepolitik) erhebliche Integrationsfortschritte zu beobachten. Diese sind aber nicht „top-down“ durch die nationale Nachhaltigkeitsstrategie bewirkt, sondern gehen „bottom-up“ auf sektorspezifische Einflussfaktoren zurück (WURZEL 2008).

55. Im Hinblick auf den Anspruch der vertikalen Umweltpolitikintegration ist positiv hervorzuheben, dass inzwischen auch die große Mehrzahl der Bundesländer über eine eigene Nachhaltigkeitsstrategie verfügt (s. Bundesregierung 2007, S. 22 ff.; DNR 2007, S. 39 ff.). Auch ist anzuerkennen, dass sich Bund und Länder im Rahmen der 2001 eingerichteten „Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Nachhaltige Entwicklung“ (BLAG NE) kontinuierlich über Ziele und Maßnahmen einer nachhaltigen Entwicklung ausgetauscht haben (Bundesregierung 2007, S. 21 ff.). Zudem wurde im Rahmen der „Länderinitiative Kernindikatoren“ ein gemeinsames System von 24 Umweltindikatoren entwickelt, dessen Kohärenz mit den ökologisch ausgerichteten Indikatoren der Bundesstrategie stetig zunimmt (ausführlich s. EWEN und SCHÄFER 2007, S. 4).

Dennoch sollte die vertikale Integration zwischen der Nachhaltigkeitsstrategie des Bundes und den Strategien der Bundesländer insgesamt weiter entwickelt werden (s. a. DNR 2007): So werden die Nachhaltigkeitsstrategien der Länder zumeist ohne – substanziellen – Bezug auf die nationale Strategie erarbeitet, das heißt Zielvorgaben werden kaum abgestimmt und auch Maßnahmen und Berichtszeiträume divergieren. Zudem wird die erwähnte zunehmende Harmonisierung von ökologisch ausgerichteten Bundes- und Landesindikatoren durch anhaltende definitorische und methodische Unterschiede gefährdet (ausführlich s. EWEN und SCHÄFER 2007, S. 4 f.). Inzwischen ist die BLAG NE im September 2007 in eine neue BLAG Klima, Energie, Mobilität und Nachhaltigkeit „aufgegangen“. Es bleibt abzuwarten, was dies konkret für die zukünftige institutionelle Ausgestaltung der Bund-Länder-Kooperation bedeutet.

Partizipation

56. Im Hinblick auf die Beteiligung gesellschaftlicher Gruppen an der Zielbildung ist zunächst die positive Rolle des Rates für Nachhaltige Entwicklung (RNE) hervorzuheben. Der RNE besteht derzeit aus 17 Mitgliedern des gesellschaftlichen Lebens und hat seine Doppelfunktion der Beratung der Bundesregierung zu allen Fragen der

Nachhaltigkeitsstrategie sowie der öffentlichen Kommunikation zur Idee der nachhaltigen Entwicklung im Rahmen seiner begrenzten Möglichkeiten effektiv wahrgenommen. Zum einen wurden zahlreiche Vorschläge zu Zielen, Maßnahmen und Indikatoren der Nachhaltigkeitsstrategie gemacht (ausführlich s. RNE 2007, S. 26 ff.), die im Zuge der (Weiter-)Entwicklung der Strategie oft berücksichtigt wurden (s. a. OECD 2006, S. 25). Außerdem hat der Nachhaltigkeitsrat eine Vielzahl von Kommunikationsprojekten zur Stärkung der öffentlichen Wahrnehmung von Nachhaltigkeitsfragen durchgeführt (für Details s. RNE 2007, S. 20 ff.).

Auch hier sind jedoch Schwächen zu überwinden. Zwar wurden im Zuge der Erarbeitung der Strategie (2001 bis 2002) sowie des ersten Fortschrittsberichts (2003 bis 2004) öffentliche Konsultationen durchgeführt (www.dialog-nachhaltigkeit.de), an der sich ein Vielzahl gesellschaftlicher Akteure beteiligte. Dennoch wurde die gesellschaftliche Beteiligung insofern kritisiert, als dass die öffentlichen Konsultationen zeitlich stark begrenzt waren und die tatsächliche Mitwirkung am Prozess der Strategieformulierung eher gering einzuschätzen ist (VOLKERY 2004, S. 8). Vielmehr wurden die wesentlichen Inhalte der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie in einem der Öffentlichkeit wenig zugänglichen Verfahren im Bundeskanzleramt koordiniert, das die inhaltlichen Zuarbeiten der Sektorministerien zusammenfügte. Dabei fiel insbesondere auch die wissenschaftliche und parlamentarische Mitarbeit äußerst gering aus. Darüber hinaus ist insgesamt zu konstatieren, dass der deutsche Nachhaltigkeitsprozess in der deutschen Öffentlichkeit weitgehend unbekannt bleibt. Dies liegt zum einen daran, dass die Bundesregierung die Nachhaltigkeitsstrategie – anders als etwa die „Agenda 2010“ – nur unzureichend beworben hat. Auch die Medien zeigen weiterhin kaum Interesse für das eher abstrakte Konzept der „Nachhaltigkeit“.

Zusammenfassende Bewertung

57. Die deutsche Nachhaltigkeitsstrategie gilt im internationalen Vergleich durchaus als ein Positivbeispiel (u. a. OECD 2006, VOLKERY et al. 2006). Diese Bewertung basiert unter anderem auf der Berücksichtigung von 21 zumeist überprüfbaren Zielen, der sinnvollen Institutionalisierung durch „Green Cabinet“ und Nachhaltigkeitsrat sowie einem weitgehend funktionierenden Monitoringverfahren. Dennoch bleibt auch die deutsche Strategie in wesentlichen Punkten verbesserungswürdig (s. Tab. 1-6). So fasst sie vorwiegend nur bestehende Ziele und Maßnahmen zusammen und bleibt damit ein Instrument ohne ausreichende Steuerungswirkung. Ausgeprägte Defizite bestehen auch im Hinblick auf die Politikintegration.

Tabelle 1-6

Bewertung der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie

	Elemente strategischer Umwelt- und Nachhaltigkeitsplanung									
	Ziel-orientierung			*Ergebnis-orientierung*		*Monitoring & Evaluation*		*Umweltpolitik-integration*		*Partizipation*
	quantifiziert	zeitgebunden	„neu“	Maßnahmen	Zuständigkeit	Berichtspflicht	Indikatoren	Horizontal	Vertikal	
Nachhaltigkeits-strategie (2002)										

relativ umfassende, zufrieden stellende Berücksichtigung

positive Ansätze, aber insgesamt unzureichende Berücksichtigung

keine oder geringfügige Berücksichtigung

SRU/UG 2008/Tab. 1-6

1.3.2 Empfehlungen

58. Im Hinblick auf eine verbesserte Ausgestaltung der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie kommt der SRU zu folgenden Empfehlungen:

– *„Strategische“ Aufwertung bestehender (Umwelt-)Ziele*: Im Rahmen der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie sollten kurzfristig wie bisher zentrale Ziele mit „Nachhaltigkeitsrang“ zusammengefasst und damit politisch aufgewertet werden. Dabei sollten anstelle von relativen Effizienzzielen weitere Ziele zum Zustand der Umweltmedien (z. B. Wasser, Boden) Berücksichtigung finden. Auch ist eine enge Rückkoppelung zwischen Nachhaltigkeitsstrategie („top-down“) und ökologischen Fachpolitiken („bottom-up“) sicherzustellen, damit sektorale Lernprozesse (Beispiel Energie/Klima) rasch in den Nachhaltigkeitsprozess integriert werden können.

– *Entwicklung von Langfristzielen (Zeithorizont 2050):* Gleichzeitig bedarf es auch in Deutschland eines Ortes, an dem *langfristige* Perspektiven und Probleme thematisiert werden. Unter breiter Beteiligung sollten Langfristziele mit dem Zeithorizont 2050 erarbeitet werden. Der übergeordnete Planungsprozess („top-down“) würde so den (ökologischen) Fachpolitiken eine langfristige Orientierung bieten und in seiner Steuerungswirkung gestärkt werden.

– *Stärkung der institutionellen Basis des Nachhaltigkeitsprozesses:* Die Institution eines „Green Cabinet“ bietet eine gute Voraussetzung für eine anspruchsvolle Nachhaltigkeitsstrategie. Es bedarf jedoch einer Stärkung dieser institutionellen Basis. Zu empfehlen ist die Festlegung eines zumindest vierteljährlichen Sitzungs-

zyklus. Im Bundeskanzleramt sollte eine eigenständige Organisationseinheit bestehen, die für die anfallenden Koordinierungsfunktionen angemessen ausgestattet ist. Darüber hinaus sollte die Vernetzung von „Green Cabinet“, Nachhaltigkeitsrat und anderen Stakeholdern verbessert werden.

- Empfohlen wird hierfür die zweijährliche Veranstaltung eines *Nachhaltigkeitsgipfels*, der die relevanten Akteure zu einem strukturierten Diskurs zusammenbringt (RNE, „Green Cabinet“, Interessenverbände, Vertreter der Bundesländer und der kommunalen Spitzenverbände). Aufgabe wäre die aktuelle Bilanzierung des Nachhaltigkeitsprozesses und die Justierung seiner Zielstruktur. Denkbar sind auch Themenschwerpunkte (Beispiel Kohleverstromung). Entscheidend ist der wissenschaftliche Input zur Langzeitentwicklung und zur Zielerreichung (Statistisches Bundesamt, Umweltbundesamt), die Stellungnahme wichtiger Ressorts zu zentralen Problemfeldern („nicht-nachhaltige Trends“) und der anschließende Stakeholder-Dialog. Die Vorbereitung des Nachhaltigkeitsgipfels sollte beim Staatssekretärsausschuss liegen und mit dem Nachhaltigkeitsrat abgestimmt sein.
- *Verbesserung von Monitoring und Evaluation*: Das bestehende Monitoringverfahren könnte durch eine stärkere Einbeziehung der Ressorts verbessert werden. Denkbar wäre ein Verfahren, bei dem jeweils ein anderes Ressort einen Nachhaltigkeitsbericht im „Green Cabinet“ präsentiert. Damit entstünde ein politischer Wettbewerb um Beiträge zur Nachhaltigkeitsstrategie. Weiterhin ist die Verbesserung der Nachhaltigkeitsindikatoren anzuraten. Hier sollten – anlog zu den Zielen – weitere Indikatoren zum Zustand der Umweltmedien integriert werden. Die Rolle des Statistischen Bundesamtes in der Berichterstattung zum Nachhaltigkeitsprozess ist positiv hervorzuheben.
- *Horizontale (Umwelt-)Politikintegration durch „Nachhaltigkeitsprüfung“:* Der Anspruch der horizontalen Politikintegration sollte wie auf Ebene der EU und in zahlreichen Mitgliedstaaten durch die Einführung einer „Nachhaltigkeitsprüfung“ institutionalisiert werden. Zu diesem Zweck müssen Nachhaltigkeitskriterien in die laufende Gesetzesfolgenabschätzung integriert und dort angewendet werden.
- *Verbesserung der vertikalen Politikintegration*: Wesentlich verbessern lässt sich die vertikale Integration zwischen der Nachhaltigkeitsstrategie des Bundes und den Strategien der Bundesländer. Denkbar wäre etwa ein Verfahren, bei dem Ziele, Maßnahmen und Indikatoren regelmäßig abgestimmt und Berichtszeiträume harmonisiert werden. Die Institution eines „Nachhaltigkeitsgipfels“ könnte hier einen geeigneten Rahmen bieten. Orientierung kann hier die gesamtösterreichische Nachhaltigkeitsstrategie bieten, bei der die österreichischen Bundesländer in Form von Maßnahmenprogrammen zur Umsetzung der Bundesstrategie beitragen.

2 Innovationsorientierte Umweltpolitik – ein neuer Megatrend?

Botschaften

Öko-effiziente Technologien weisen ein ungewöhnlich starkes Wachstum auf und sind dabei, einen „Megatrend“ technologischer Entwicklung zu etablieren. In den letzten Jahren haben immer mehr Industrieländer – vor allem in Europa – auf diese Entwicklung gesetzt und sind zu einer innovationsorientierten Ausrichtung ihrer Umweltpolitik übergegangen. Aus Sicht des Sachverständigenrates für Umweltfragen (SRU) geht es jedoch weniger um die seit langem thematisierten Umweltinnovationen als solche, sondern vielmehr um einen im ökologischen Effekt leistungsfähigen Innovationsprozess, der die beachtlichen Potenziale dieses technologiebasierten Ansatzes voll ausschöpft. Dies setzt eine anspruchsvolle Ausgestaltung innovationsorientierter Umweltpolitik voraus, die sowohl in Deutschland als auch in der Europäischen Union (EU) noch weiterer Konkretisierung bedarf.

Dabei sollten folgende Ansatzpunkte verstärkt verfolgt werden:

- Fokus auf „starke“ Umweltinnovationen: Innovationsorientierte Umweltpolitik sollte sich auf Innovationen konzentrieren, die zum einen mehr als nur inkrementelle Verbesserungen erzielen und zum anderen eine hohe (auch internationale) Marktdurchdringung erreichen. Auch die radikalste umwelttechnische Verbesserung trägt kaum zur Umweltentlastung bei, wenn sie nicht eine hohe Verbreitung findet.
- Eine aktive Rolle des Staates: Inkrementelle oder auf Nischenmärkte beschränkte Innovationen können zumeist der Eigendynamik des Marktes überlassen werden, „starke“ Umweltinnovationen können dies im Regelfall nicht. Der mit ihnen verbundene hohe ökologische Leistungsanspruch (und die entsprechende Beschleunig des technischen Fortschritts) implizieren anspruchsvolle Ziele, die über die „normale“ Innovationskraft des Marktes hinausgehen. Dabei spielt die Suche nach geeigneten Steuerungsformen eine wichtige Rolle.
- Anspruchsvolle Ausgestaltung des Instrumenten-Mix: Neben der umweltbezogenen Infrastruktur im Bereich von Forschung und Entwicklung kommt es auf die Förderung des gesamten Innovationsprozesses von der Markteinführung bis zur globalen Ausbreitung an. Hier ist im Regelfall ein hybrides Steuerungsmuster von monetärer Tendenzsteuerung (z. B. über den Emissionshandel) und regulativer Detailsteuerung (z. B. dynamische Energieeffizienzstandards) entscheidend. Marktbasierte wie ordnungsrechtliche Regelungen erfordern aber meist auch unterstützende Instrumente. Anspruchsvolle umweltpolitische Zielvorgaben sind bei alledem die Grundvoraussetzung.

– Öko-Design von Produkten und Prozessen: Die Forcierung produktbezogener Umweltinnovationen, die sich über den Lebenszyklusansatz auch auf die Produktionsprozesse auswirken, ist umweltpolitisch sinnvoll und besonders Erfolg versprechend. Im Interesse der Schonung staatlicher Handlungskapazitäten verdienen hier Produktgruppen mit den höchsten negativen Umwelteffekten und den profitabelsten Entlastungspotenzialen Vorrang. Eine signifikante, dynamische Steigerung der Öko-Effizienz ist wiederum über Produktregulierungen allein nicht zu erreichen. Sie innoviert Produkte und Produktklassen als solche, gibt aber keinen Anreiz zum Wechsel hin zu umweltfreundlicheren Produkten oder Produktklassen (z. B. kleineren Autos). Diesen Anreiz müssen monetäre Instrumente schaffen (z. B. differenzierte Umweltsteuern oder der Emissionshandel).

Berücksichtigung der Grenzen innovationsorientierter Umweltpolitik: Die Grenzen innovationsorientierter Umweltpolitik ergeben sich einerseits aus der Tatsache, dass nicht alle Umweltprobleme technisch lösbar sind (z. B. Biodiversität, Boden). Diese technikfernen Bereiche dürfen in der derzeitigen Innovationseuphorie der Umweltpolitik nicht vernachlässigt werden. Andererseits ist zu berücksichtigen, dass Innovationsprozesse ambivalent sind und als Prozesse „schöpferischer Zerstörung“ auch Modernisierungsverlierer hervorbringen, mit deren Widerstand zu rechnen ist. Und schließlich ist auch auf Grenzen einer politikgetriebenen Innovationsstrategie zu verweisen: Es wird für die Politik darauf ankommen, den Unterschied zwischen einer forcierten Nutzung industrieller Innovationspotenziale und einem überfordernden Interventionismus zu beachten. Investitionszyklen der Wirtschaft müssen berücksichtigt, Überhitzungseffekte vermieden, Fördermaßnahmen zeitlich begrenzt und der Wettbewerb gestärkt werden.

2.1 Einleitung

59. Das derzeit aktuelle Thema einer „innovationsorientierten Umweltpolitik“ hat eine mehr als dreißigjährige Vorgeschichte. Das japanische Ministerium für Internationalen Handel und Industrie (MITI – Ministry of International Trade and Industry) entwickelte schon 1974 ein Wirtschaftskonzept, das wissensintensiven, umwelt- und ressourcenschonenden Produktionen große Bedeutung beimaß (MITI 1974). HAUFF und SCHARPF nahmen hierauf Bezug und empfahlen 1975 eine innovationsorientierte Industriepolitik, die auch den „neuen Markt“ ressourcen- und umweltschonender Technologien in den Blick nehmen sollte (HAUFF und SCHARPF 1975, S. 115 ff.; s. a. JÄNICKE 1978; 2008). Umweltökonomen betonten gleichzeitig, dass Umweltpolitik letztlich auf technischen Wandel setzen müsse (KNEESE und SCHULTZE 1975). Ashford vom amerikanischen Massachusetts Institute of Technology (MIT) entdeckte schon 1979 – lange vor seinem Harvard-Kollegen Porter (PORTER 1991; PORTER

und van der LINDE 1995) – innovationsfördernde Wirkungen staatlicher Umweltregulierungen (ASHFORD et al. 1985; ASHFORD 2005). In Deutschland wurden Vorstellungen einer Ökologisierung des technischen Fortschritts seit den 1980er-Jahren entwickelt (HUBER 1982; JÄNICKE 1984). Das Konzept der ökologischen Modernisierung und die Formel des „greening of industry“ kennzeichnen in unterschiedlicher Semantik den weiteren Fortgang dieser Innovationsdebatte.

Was hier konzeptionell vorgedacht und politisch als notwendig und möglich erachtet wurde, fand nur sehr langsam seinen Niederschlag in der realen Entwicklung. Dass es sich aber um einen stabilen Trend bzw. um einen langfristigen Wachstumszyklus handeln könne, der wesentlich von ökologisch angepassteren, ressourcenschonenden Technologien getragen wird, wurde schon Anfang der 1980er-Jahre festgestellt. Techniken mit dem Schwerpunkt Umweltschutz, Recycling, rationelle Energienutzung und alternative Energien zählte der Prognos Euro-Report 1983 bereits zu den vier wichtigsten technologischen Trägern langfristigen Wachstums (Prognos AG 1982; s. a. JÄNICKE 1985).

Inzwischen erweist sich diese Prognose und ihr konzeptioneller Vorlauf als weitgehend richtig. Öko-effiziente Technologien weisen ein ungewöhnlich starkes Wachstum auf und sind dabei, einen „Megatrend“ technologischer Entwicklung zu etablieren. In den letzten Jahren haben immer mehr Industrieländer – vor allem in Europa – auf diese Entwicklung gesetzt und sind zu einer innovationsorientierten Ausrichtung ihrer Umweltpolitik übergegangen. Die Förderung von Umweltinnovationen ist damit nicht nur zur Schlüsselkategorie der Umweltpolitik avanciert, sondern nun auch Teil eines strategischen Konzepts zur Förderung von Wachstum und Beschäftigung.

60. Der SRU hat das Thema einer innovationsorientierten Umweltstrategie in seinem Umweltgutachten 2002 ausführlich behandelt (SRU 2002, Tz. 42 ff.). Dabei hat er nachdrücklich die erheblichen ökologischen wie auch wirtschaftlichen Chancen einer auf technischen Fortschritt setzenden Umweltpolitik und einer damit verbundenen kalkulierten politischen Vorreiterrolle hervorgehoben. Er begrüßt daher die in diese Richtung gehenden Initiativen Deutschlands und der EU. Umweltpolitisch geht es jedoch weniger um die seit langem thematisierten Umweltinnovationen als solche, sondern vielmehr um einen ökologisch leistungsfähigen Innovationsprozess, der die beachtlichen Potenziale dieses technologiebasierten Ansatzes im Interesse unerlässlicher umweltpolitischer Problemlösungen voll ausschöpft. Dazu sind weitergehende Anstrengungen nötig.

In diesem Kapitel sollen zunächst Struktur, Wachstum und Funktion der „neuen Umweltindustrie“ diskutiert werden (Kap. 2.2). Anschließend werden Überlegungen angestellt, wie die Umweltpolitik diese enormen Wachstumspotenziale angemessen nutzen kann (Kap. 2.3). Aus Sicht des SRU sollte bei der gezielten Förderung von Umwelt-

innovationen die ökologische Leistungsfähigkeit von Innovationsprozessen im Vordergrund stehen (Abschn. 2.3.1). Anschließend wird die instrumentelle Ausgestaltung einer derart ausgerichteten innovationsorientierten Umweltpolitik diskutiert (Abschn. 2.3.2), wobei der Ansatz einer produktbezogenen Umweltregulierung gesondert Beachtung findet (Abschn. 2.3.3). Vor dem Hintergrund dieser Überlegungen werden dann aktuelle Ansätze „ökologischer Industriepolitik“ in Deutschland und der EU dargestellt und bewertet (Kap. 2.4). Abschließend wird auf die Grenzen innovationsorientierter Umweltpolitik verwiesen (Kap. 2.5).

2.2 Hohes Wachstum der Umweltindustrie

Struktur des Umweltsektors

61. Nach Roland Berger hatte die Umweltindustrie in Deutschland 2005 einen Umsatz im Umfang von 4 % des Bruttoinlandsproduktes (BIP) (BMU 2007a). Nach Angaben des Deutschen Instituts für Wirtschaftsforschung (DIW) hat die Beschäftigung in diesem Bereich 2004 mit 1,5 Millionen einen ähnlichen Anteil (BMU 2006a, S. 13). Für die EU-15 wird in einer umfassenden Studie der Umsatz für 2004 auf 214 Mrd. Euro geschätzt. Dies entspricht 2,3 % des BIP. Die Beschäftigungswirkung für die EU-25 wird mit 3,4 Millionen „full-time job equivalents“ angegeben. Deutschland ist vor Frankreich und Großbritannien der größte Anbieter von Umweltgütern und -dienstleistungen der EU (Ernst & Young 2006). Spezielle Untersuchungen über Großbritannien oder Österreich bestätigen den hohen Stellenwert der Öko-Industrie (DTI und DEFRA 2006; KÖPPL 2007).

Dieser umfangreiche Bereich der „Umweltindustrie“ wird aufgrund statistischer Erfassungs- und Abgrenzungsprobleme immer noch unterschätzt. Eine britische Studie spricht daher von einer „invisible industry“ (DTI und DEFRA 2006). Diese Unterschätzung manifestiert sich selbst in der einflussreichen Studie von Ernst & Young (2006) für die EU: Wichtige Bereiche fehlen, weil sie statistisch nicht genau erfasst sind. Das gilt für den Bereich „ökologisches Bauen“ (eco-construction), dessen Größe in der EU auf rund 40 Mrd. Euro geschätzt wird oder für die umweltbezogenen Ausgaben für Forschung und Entwicklung (circa 2,5 Mrd. Euro) oder Monitoring (1 Mrd. Euro). Diese Teilsummen werden genannt, sind in der Gesamtsumme aber (vermutlich wegen ihrer geringeren Belastbarkeit) nicht enthalten (Ernst & Young 2006, S. 15). Zudem sind Anbieter von Öko-Tourismus, ökologischen Finanzdienstleistungen (KfW-Bankengruppe, Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)), Bio-Produkten oder anderen spezifizierten umweltfreundlichen Produkten (z. B. energieeffiziente „Top-Runner“) in der Rechnung nicht enthalten. Insoweit ist der angegebene Umfang der Öko-Industrie eher konservativ geschätzt. Bereits die Einbeziehung der Schätzungen zu „eco-

construction“ würde diese Industrie in der EU-15 auf einen BIP-Anteil von 2,7 % steigen lassen.

Für Deutschland gibt die EU-Studie einen 3 %-Anteil der Umweltindustrie am BIP an, Roland Berger kommt auf 4 % (Ernst & Young 2006; BMU 2007a). Ebenso kommt eine Studie zur britischen Umweltindustrie auf einen höheren Gesamtbetrag (DTI und DEFRA 2006). Insoweit ist auch ein Anteil von 2,7 % für die EU-15 eher als Untergrenze anzusehen. Bei diesen Unterschieden wirken sich auch Abgrenzungsunterschiede aus (s. Tab. 2-1). Da die schwer abgrenzbaren Bereiche oft eine besonders hohe Wachstumsdynamik haben, ist die hier gemachte Einschränkung wichtig.

Zum Begriff der Umweltindustrie

Als „Umweltindustrie“ („Environmental Industry“) wird hier in Anlehnung an eine Definition von Eurostat und OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) die Summe der Unternehmen verstanden, die Güter oder Dienstleistungen sowohl für herkömmlich nachgeschalteten Umweltschutz („pollution management“, end-of-pipe treatment) als auch für integrierte Umweltverbesserungen (cleaner/clean technology, resource management) herstellen (Ernst & Young 2006).

In einer Studie zur „Environmental Industry“ für die Europäische Kommission unterscheiden Ernst & Young (2006) zwei Teile der Umweltindustrie:

- Pollution Management: „[...] sectors that manage material streams from processes (the technosphere) to nature [...] typically using ‚end of pipe’ technology“ und
- Resource Management: „sectors that take a more preventive approach to managing material streams from nature to technosphere“.

Hier ergibt sich naturgemäß ein Abgrenzungsproblem hinsichtlich des Ausmaßes des „preventive approach“ und der jeweiligen Effizienzsteigerung. Als Ausweg wird mit Unterklassen wie „Erneuerbare Energien“, „Recycling“ oder „Eco-construction“ operiert. Ungeachtet dieses Abgrenzungsproblems ist die angeführte Zweiteilung sinnvoll. „Clean(er) technology“ sollte allerdings – anders als in der Studie und auch bei Eurostat – dem Bereich Resource Management zugerechnet werden (DTI und DEFRA 2006), da der Begriff in der Regel die öko-effizientere Technik meint. Mit dieser Aufteilung wird auch die Spezifik der nachgeschalteten Umweltschutz-Technik (end of pipe) unterstrichen. Damit wird der Unterschied verdeutlicht, dass diese additive Umweltschutztechnik in aller Regel nicht nur zusätzliche Kosten verursacht, sondern auch zusätzliche Ressourcen in Anspruch nimmt (z. B. Kalkeinsatz bei der Rauchgaswäsche oder Material für Schallschutzwände). Im Bereich Resource Management wird dagegen mit der effizienteren Ressourcennutzung typischerweise auch eine zumindest relative Kosteneinsparung erzielt. Dies eröffnet die auch empi-

risch zu beobachtende Option, dass anstelle teurer Umweltschutzanlagen Prozess- oder Produktinnovationen vorgenommen werden. Dass in Deutschland die Nachfrage nach herkömmlicher Umweltschutztechnik zurückgeht, der Bereich „Ressourcenmanagement“ aber boomt, ist auch hiermit erklärbar. Innovationen finden auch in der herkömmlichen Umweltschutztechnik (clean-up technology) statt und können wie in der Filtertechnik zu erheblichen punktuellen Umweltentlastungen führen (KUEHR 2007). Umweltinnovationen mit integrierten Lösungen für Verfahren und Produkte (cleaner/clean technology) sind aber im Regelfall ökonomisch effizienter.

Wachstumsdynamik des Umweltsektors

62. Das weltweite reale Nachfragewachstum der Umweltindustrie schätzt Roland Berger – bei einem Nachfragevolumen von 1 000 Mrd. Euro (2005) – bis 2020 auf 5,4 % jährlich. Für den deutschen Umweltsektor wird ein reales Wachstum von 8 % bis 2030 errechnet, was einer Erhöhung des BIP-Anteils auf 16 % entsprechen würde (BMU 2007a). Auch die europäische Umweltindustrie weist ein stabiles – im Bereich ressourcenschonender Technologien ein hohes – Wachstum auf (Ernst & Young 2006). Für Großbritannien wird ein Wachstum des Umweltsektors von 16 Mrd. Pfund und 170 000 Beschäftigen im Jahre 2001 auf 25 Mrd. Pfund und 400 000 Beschäftigten im Jahre 2004 angegeben (DTI und DEFRA 2006). Ein solch überproportionales Wachstum wird unter anderem auch für Österreich erwartet (KÖPPL 2007).

Eine Befragung von 1 500 Unternehmen für den Bereich öko-effizienter Technologien ergab folgendes Bild (der plakative Begriff „GreenTech“ entspricht weitgehend dem oben genannten Begriff des effizienten „resource management“):

Tabelle 2-1

Struktur und Dynamik der deutschen „GreenTech“

	Deutscher Anteil am GreenTech-Weltmarkt (%)	Jährliches Umsatzwachstum 2004-2006 (%)	Erwartetes jährliches Umsatzwachstum 2007-2009 (%)
Umweltfreundliche Energieerzeugung	30	30	27
Energieeffizienz	10	21	22
Rohstoff- und Materialeffizienz	5	11	17
Kreislaufwirtschaft	25	13	11
Nachhaltige Wasserwirtschaft	5	12	15
Nachhaltige Mobilität	20	29	20

SRU/UG 2008/Tab. 2-1; Datenquelle: BMU 2007a, S. 2 und 14

Im Hinblick auf die verlangsamte Wirtschaftsentwicklung bis 2005 dürften die angeführten Wachstumsprognosen nicht unrealistisch sein. Nach Angaben des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) betrug das Wachstum des deutschen Umweltsektors 2002 bis 2004 insgesamt 10 % (BMU 2006a). Andererseits sind Langzeitprognosen zum Wachstum des Umweltsektors naturgemäß mit Vorsicht zu beurteilen.

Ursachen der Wachstumsdynamik

63. Die skizzierte Wachstumsdynamik der deutschen und europäischen Umweltindustrie ist durch das Zusammenspiel einer Vielzahl von Triebfaktoren zu erklären. Genannt seien die folgenden:

- Zunächst ist diese Wachstumsentwicklung ohne die bisherige aktive Umweltpolitik in Deutschland und Europa nicht erklärbar (u. a. Ernst & Young 2006). Anspruchsvolle Umweltregulierung ist zu einem wichtigen Faktor des Innovationswettbewerbs zwischen entwickelten Industrieländern geworden.
- Der Anstieg der Energiepreise und der Rohstoffkosten wirkt als funktionales Äquivalent einer mit dem Preismechanismus operierenden Umweltpolitik. Hier ist unter anderem die explodierende Rohstoffnachfrage von Ländern wie China, Indien oder Brasilien ein wichtiger Faktor. Der Preisanstieg verstärkt Lernprozesse, die bereits im Zeichen der Ölpreiskrise in Ländern wie Japan und den USA zu einer Umorientierung der Energiepolitik geführt hatten (die mit dem Verfall der Energiepreise wieder verloren ging).
- Die absehbaren oder bereits anfallenden Schadenskosten des Klimawandels haben auch die Öffentlichkeit mobilisiert. Verstärkt wird diese Mobilisierung durch aktuelle Informationen über wachstumsbedingte Umweltschäden in Schwellenländern mit hohem Industriewachstum.

Politischer Anspruch auf Technologieführerschaft im Bereich klimafreundlicher Technologien

- Die Europäische Kommission (2006) verfolgt das Ziel „to become world leader in renewable energy“ and „the world’s most energy-efficient region“.
- „[...] Norway shall be [...] world leading (in) environmental friendly energy“ (Minister Enoksen, 2005)
- Eine finnische Regierungskommission (2005) proklamiert als Ziel, Finnland als „one of the most eco-efficient countries“ zu etablieren.
- Tony Blair (2004) proklamiert den Anspruch, Großbritannien als Vorreiter im Bereich klimafreundlicher Technologien zu etablieren.
- Premier Ahern (2006) will Irland zum „world leader [...] in the areas of renewables

[...] and energy efficiency“ machen.

- Schwarzenegger (2006) will Kalifornien zum „world leader“ der Klimapolitik entwickeln.
- Das japanische Top-Runner-Programm hat den Slogan „Developing the World‘s Best Energy-Efficient Appliances“.

(eigene Zusammenstellung nach ENDS Europe DAILY)

- In den letzten Jahren sind immer mehr Industrieländer zu einer innovationsorientierten Ausrichtung ihrer Umweltpolitik übergegangen. Dies hat auch den internationalen Innovationswettbewerb beeinflusst und entsprechenden politischen Wettbewerb stimuliert. So proklamiert mittlerweile eine ganze Reihe von Regierungen (Deutschland, Großbritannien, Schweden, Norwegen, Finnland, Japan, Kalifornien, Südkorea, Irland) das Ziel einer Technologieführerschaft im Bereich klimafreundlicher Technologien (s. Kasten oben).
- Bei umweltintensiven Unternehmen hat die Kombination aus Klimawandel und höheren Energiepreisen die ökonomische Verwundbarkeit und die Unsicherheit über künftige Entwicklungen erhöht. Umweltbedingte Investitionsrisiken für Unternehmen haben in vielfältiger Weise zugenommen (für den Energiesektor s. IEA 2003). Für viele Unternehmen ist es daher attraktiver geworden, sich in Bezug auf Umweltbelange möglichst auf der „sicheren Seite“ zu bewegen. Dies fördert die Nachfrage nach Gütern und Dienstleistungen, die zum Umweltschutz im engeren Sinne und insbesondere zur öko-effizienten Ressourcennutzung im weiteren Sinne beitragen. Unternehmen, die diese Nachfrage erfüllen, bilden den neuen Typus der „Umweltindustrie“. Letztere wird zunehmend auch als politischer Akteur (und Lobbyist) erkennbar (s. Kasten unten). Interessanterweise werden von Unternehmen des europäischen Umweltsektors insbesondere regulatorische Maßnahmen gefordert (HENZELMANN et al. 2007, S. 9).

Pionierunternehmen fordern Umweltregulierung

- EUCETSA (European Committee of Environmental Technology Suppliers Association – Lobby-Organisation für Umwelttechnik, 2006): “The reality is that regulation drives this industry”.
- SUN MICROSYSTEMS (2006): “We want standards and market opportunities for companies that meet them”.
- NOKIA (2006): “Better regulation [...] provides incentives to front-runners”.
- HP (Hewlett-Packard, 2007): “We want standards to drive energy efficiency”.
- European Lamp Federation (2007): Fordert eine politische Initiative zur Abschaffung energie-ineffizienter Beleuchtungen.

(eigene Zusammenstellung nach ENDS Europe DAILY)

64. Darüber hinaus ist das hohe Wachstum der Umweltindustrie auch mit ihrer grundlegenden Funktionsbedeutung im industriellen Wachstumsprozess zu erklären:

- Die Produktion der Umweltindustrie ist die notwendige Bedingung dafür, dass umweltbedingte externe Schadenskosten und Wohlfahrtsverluste des industriellen Wachstums in tolerablen Grenzen gehalten werden. Diese Grenzen haben insoweit objektive Bedeutung, als sie spätestens über Umweltkrisen und Proteste politisch manifest werden (Japan, USA, Osteuropa, neuerdings China).
- Angesichts begrenzter Senken und vielfach knapper Ressourcen erfordert globales Industriewachstum Öko-Effizienz auf ständig steigendem Niveau. Es ist diese Dynamik, die die besondere Bedeutung und Permanenz von Umweltinnovationen erklärt. Der Stellenwert dieses Innovationsprozesses ist mit der säkularen Steigerung der Arbeitsproduktivität vergleichbar.
- Das „negative“ Wachstumserfordernis ständig steigender Öko-Effizienz sichert entsprechenden Innovationen ein langfristiges und zugleich globales Nachfragepotenzial („global environmental needs“). Über das negative Erfordernis der Schadensabwehr hinaus kann die Umweltindustrie auch „positive“ Nachfrageimpulse durch Gestaltungsansprüche von Politik und Gesellschaft erfahren. Die diesbezüglichen gesellschaftlichen Ansprüche nehmen mit steigendem Wohlstands- und Bildungsniveau tendenziell ebenfalls zu (vgl. KUCKARTZ und RHEINGANS-HEINTZE 2006).
- Ungeachtet ihrer eigenen Wachstumsdynamik liegt die Bedeutung der Umweltindustrie und der spezialisierten Anbieter von Umweltinnovationen in ihrer Modernisierungsfunktion für die entwickelten Volkswirtschaften insgesamt: Sie bieten technologische Angebote für Unternehmen, die unter umweltbezogenen Anpassungsdruck geraten oder durch zusätzliche Umweltverbesserungen Reputation anstreben. Als wissens- und innovationsintensive Industrie trägt der Umweltsektor offensichtlich überproportional zur Wertschöpfung und zur Produktivitätssteigerung der Volkswirtschaft bei (DTI und DEFRA 2006, S. 6).

Die hohe Bedeutung von Umweltinnovationen im globalen Industriewachstum macht das stabile Wachstum des Umweltsektors plausibel (JÄNICKE und JACOB 2006; s. a. DTI und DEFRA 2006). Sie macht auch verständlich, warum Prognosen eines globalen Wettbewerbs zulasten der Umweltpolitik (Race to the bottom) nicht eingetroffen sind. Mittlerweile geht es jedoch nicht mehr darum, ob das industrielle Wachstum Umweltinnovationen begünstigt, sondern vielmehr darum, ob dieser Innovationsprozess die erforderlichen Umweltentlastungen bewirkt. Dazu soll im Folgenden geklärt werden,

welche Art von Umweltinnovationen angestrebt werden sollten und wie diese erreicht werden können.

2.3 Zur Governance von Umweltinnovationen

65. Umweltinnovationen begründen sich aus der komplexen Wechselwirkung einer Vielzahl von betriebsinternen und betriebsexternen Faktoren (vgl. SRU 2002, Tz. 51; BERNAUER et al. 2007; JAFFE et al. 2004). Politischen Maßnahmen kommt dabei eine zentrale Rolle zu. Dies ist insbesondere der Tatsache geschuldet, dass die entwickelten Produkte und Prozesse in der Regel zu einer Verbesserung der Umweltqualität führen, für die am Markt keine unmittelbare Gegenleistung erzielt werden kann. Aber selbst wenn Unternehmen Vorteile von der Übernahme einer Umweltinnovation erwarten können, bestehen oft interne Hemmnisse für die Umsetzung entsprechender Maßnahmen. Hierzu zählt insbesondere ein Mangel an Wissen, Zeit, Kapital sowie organisatorischer Verantwortlichkeit (BRÜGGEMANN 2005).

Insgesamt bedarf die Entstehung und Verbreitung von Umweltinnovationen also einer aktiven Rolle des Staates. Allerdings sind Umweltinnovationen kein Selbstzweck, sondern nur als Mittel zur Erreichung bestehender Umweltqualitätsziele gerechtfertigt. Vor diesem Hintergrund sollte aus Sicht der Politik die ökologische Leistungsfähigkeit von Innovationsprozessen im Vordergrund stehen. Im Folgenden wird daher die Fokussierung auf „starke“ (im Gegensatz zu „schwachen“) Umweltinnovationen angeraten (Abschn. 2.3.1). Anschließend wird die instrumentelle Ausgestaltung einer derart ausgerichteten innovationsorientierten Umweltpolitik diskutiert (Abschn. 2.3.2), wobei der Ansatz einer produktbezogenen Umweltregulierung besondere Beachtung findet (Abschn. 2.3.3).

2.3.1 „Starke“ Umweltinnovationen versus „schwache“ Umweltinnovationen

66. Für die Umweltpolitik geht es nicht um die Forcierung jeder Art von Umweltinnovationen. Hier empfiehlt sich eine Unterscheidung zwischen „schwachen“ und „starken“ Umweltinnovationen (s. a. Abb. 2-1). Sie geht über die übliche Differenzierung zwischen sogenannten radikalen Innovationen einerseits und inkrementellen Innovationen andererseits hinaus und schließt neben dem Grad spezifischer Umweltverbesserung auch den anzustrebenden Grad der Marktdurchdringung als Maßstab ein. Dies ergibt einen allgemeinen normativen Maßstab der ökologischen Entlastungswirkung des umweltbezogenen Innovationsprozesses:

- Umweltinnovationen, die nur inkrementelle Verbesserungen bestehender Technologien erbringen (z. B. die Verbesserung des Wirkungsgrades von Kraftwerken oder die „normale“ Verbesserung der Energieeffizienz), sind in der Summe zwar keines-

wegs irrelevant, werden aber meist durch das Wachstum der betreffenden umweltbelastenden Produktion neutralisiert. Sofern sie nicht – etwa über dynamische Standards – permanent forciert werden, haben sie im Wachstumsprozess keine absolute Entlastungswirkung. Dies gilt ebenso für Innovationen, die auf Nischenmärkte beschränkt bleiben. In der Regel können solch „schwache“ Umweltinnovationen dem Markt überlassen werden.

– Demgegenüber beinhalten „starke“ Umweltinnovationen die Entwicklung neuer Produktarten oder Technologien (z. B. der Übergang von konventionellen zu erneuerbaren Energietechniken). Solch radikale Innovationen sind insoweit relevant, als sie eine signifikante ökologische Verbesserung erwarten lassen. Als Minimalkriterium kann hier der Beitrag zur absoluten Reduzierung und einer entsprechend weitgehenden Entkopplung der ökologischen Belastungsentwicklung vom Wachstumstrend gelten. Mit dem Begriff der „starken“ Umweltinnovation wird das Erfordernis unterstrichen, industrielles Wachstum ökologisch nachhaltig zu gestalten. Dabei muss zum einen die Rate des technischen Fortschritts der Umweltverbesserung über der Wachstumsrate der belastenden Produktion liegen, wobei hohe Wachstumsraten höhere kompensatorische Anstrengungen erfordern. Zum anderen geht es bei der Umweltverbesserung nicht einfach um die Verringerung jährlicher Flussgrößen (Emissionen, Abfälle), sondern um die Begrenzung der akkumulierten Belastungen in den Senken (Atmosphäre, Boden, Grundwasser, Meere). Maßstab ist die Erreichung ökologischer Qualitätsziele (z. B. das 2°C-Ziel im Klimaschutz). Allerdings verfehlen auch radikale Umweltinnovationen ihre ökologische Entlastungswirkung, wenn sie nicht eine zweite Bedingung erfüllen: Sie müssen über Nischenmärkte hinausgehen, also eine hohe Marktdurchdringung und damit die nötige Breitenwirkung erreichen. Wegen der globalen Natur vieler Umweltprobleme geht es dabei letztlich um internationale Märkte bzw. um Lead-Märkte in Pionierländern, die Demonstrationseffekte erzielen und die Lernkosten dafür aufbringen, dass marktfähige technologische Lösungen globaler Umweltprobleme sich weltweit ausbreiten.

67. Ökologisch nachhaltiges Wachstum setzt nicht nur fortdauernde Innovationen, sondern vor allem Neuerungen hoher ökologischer Leistungsfähigkeit voraus. Eine innovationsorientierte Umweltpolitik sollte die knappen staatlichen Handlungsressourcen auf die Förderung „starker“ Umweltinnovationen konzentrieren. Dabei geht es nicht nur um eine Richtungsänderung des technischen Wandels, sondern auch um dessen Beschleunigung. Technology Forcing – die politisch gewollte Überschreitung des Standes der Technik – ist die anspruchsvollste Variante dieser Politik (s. u.).

Abbildung 2-1

Ökologische Wirksamkeit von Umweltinnovationen

Radikale Innovation	MITTEL	**STARK**
Inkrementelle Innovation	**SCHWACH**	MITTEL
	Geringe Marktdurchdringung, Nischenmärkte	*Nationale / globale Marktdurchdringung*
Quelle: JÄNICKE 2008		

68. Geht es hierbei ausschließlich um ökologische Effektivität, so ist der Maßstab der Öko-Effizienz auf Vorteile von Umweltinnovationen bezogen, die aus einer höheren Ressourcenproduktivität erwachsen. Öko-Effizienz ist das Kriterium, das über End-of-pipe-Lösungen hinaus weist. Diese können zwar eine hohe schadstoffspezifische Entlastung bringen und ebenfalls (etwa in der Filtertechnik) Gegenstand von Innovationen sein. Der Verbrauch von Ressourcen, insbesondere von Material und Energie hat aber ein breiteres Spektrum negativer Umwelteffekte, und dies auf allen Produktionsstufen. Negative Umwelteffekte der Ressourcennutzung betreffen nicht nur die umweltintensive Rohstoffgewinnung oder das Abfallaufkommen, sondern unter anderem auch die Transporte, Lagerungen und dissipativen Verluste. Diese werden mit der Steigerung der Ressourceneffizienz automatisch (relativ) verringert. Unabhängig von der oft strittigen Frage der Knappheit ist diese Seite der Ressourcennutzung umweltpolitisch von entscheidender Bedeutung.

Dass mit der höheren Ressourceneffizienz häufig auch Kosten- und Wettbewerbsvorteile verbunden sind, ist ein bedeutender ökonomischer Gratiseffekt. Eine innovationsorientierte Umweltpolitik kann hier auf Konvergenzen zwischen Wirtschafts- und Umweltinteressen setzen, indem sie Kostenentlastungen durch die Einsparung spezifischer Energie-, Material-, Abfall- oder Transportkosten begünstigt. Für die Akzeptanz öko-innovativer Lösungen ist dies naturgemäß von hoher Bedeutung. Der Begriff der „starken“ Umweltinnovationen sollte aber auf die ökologische Effektivität und Leistungsfähigkeit fokussieren. Die ökonomische Effizienz einer Umweltinnovation sollte gerade wegen ihrer hohen eigenständigen Bedeutung getrennt erfasst und bewertet werden. Die Möglichkeit, dass ökonomisch profitable Umweltinnovationen zu wenig zur Umweltentlastung beitragen können (z. B. marktgängige symbolische Ver-

besserungen wie Hybrid-Motoren bei PS-starken Fahrzeugen), kommt durch diese begriffliche Differenzierung stärker ins Blickfeld.

2.3.2 Zum Instrumentarium innovationsorientierter Umweltpolitik

69. Im Hinblick auf die Förderung von Umweltinnovationen sind grundsätzlich innovationspolitische und umweltpolitische Instrumente zu unterscheiden. Das Instrumentarium sollte den gesamten Innovationszyklus beeinflussen, der nach Schumpeter in die drei Phasen Invention, Innovation (Markteinführung) und Diffusion unterteilt werden kann (s. a. ZEW und FFU 2007, S. 33 ff.). Demnach stellt Invention die Idee eines neuen Produkts dar, die mittels Innovation in ein marktfähiges Produkt verwandelt wird, während Diffusion den anschließenden Prozess der Marktdurchdringung der Innovation beschreibt.

Tabelle 2-2 benennt eine Reihe von zentralen Ansatzpunkten, wie mittels verschiedener innovations- und umweltpolitischer Instrumente der Innovationszyklus in seinen drei Phasen beeinflusst werden kann. Diese Ansatzpunkte einer innovationsorientierten Umweltpolitik sollen im Folgenden kurz erläutert werden. Der Schwerpunkt der Darstellung liegt dabei explizit auf den spezifisch umweltpolitischen Instrumenten.

70. *Innovationspolitische* Instrumente zielen in erster Linie auf die Phasen der Invention und der Markteinführung ab (s. Tab. 2-2). Das wesentliche innovationspolitische Instrument ist in diesem Zusammenhang die direkte (Projekt-)Förderung von Forschung und Entwicklung (FuE) wie auch die Förderung der Markteinführung. Staatliche Forschungssubventionen sind gerade im Hinblick auf die Förderung radikaler Umweltinnovationen angesichts ihrer anfänglichen Marktferne unverzichtbar.

71. Demgegenüber sollen *umweltpolitische* Instrumente sicherstellen, dass Umweltinnovationen gegenüber herkömmlichen Produkten und Verfahren wettbewerbsfähig sind. In der Forschung besteht inzwischen weitgehend Konsens, dass die Entwicklung und Verbreitung von ökologischen Zukunftstechnologien – neben kalkulierbaren und anspruchsvollen Zielvorgaben – einen umweltpolitischen „Instrumenten-Mix“ erfordert (u. a. JÄNICKE 1996; KLEMMER et al. 1999; BLAZEJCZAK et al. 1999; EKINS und VENN 2006; BERNAUER et al. 2007; IPCC 2007). Daher besteht die Herausforderung nicht in der Wahl eines einzelnen Instruments, sondern in der bestmöglichen Ausgestaltung des „Instrumenten-Mix“. Vor diesem Hintergrund wird im Folgenden zunächst kurz die Bedeutung der wichtigsten umweltpolitischen Instrumentengruppen diskutiert:

- monetäre Instrumente,
- ordnungsrechtliche Instrumente sowie

– unterstützende Instrumente.

Anschließend wird auf die Chancen von „Smart Regulation“ durch die Kombination verschiedener Instrumente verwiesen.

Tabelle 2-2

Ansatzpunkte einer innovationsorientierten Umweltpolitik

Instrument/Phase	INVENTION	MARKTEINFÜHRUNG	DIFFUSION
Innovationspolitische Instrumente			
Direkte Projektförderung	Direkte Förderung von Forschung und Entwicklung (FuE)	Direkte Förderung der Markteinführung	
Umweltpolitische Instrumente			
Monetäre Instrumente			
Abgaben	Monetäre Tendenzsteuerung zur Beeinflussung der Richtung des technischen Fortschritts		
Handelbare Nutzungsrechte			
Beihilfeähnliche Förderung	Monetäre Detailsteuerung zur Förderung spezifischer Technologien		
Ordnungsrechtliche Instrumente			
Ge- und Verbote, dynamische Standards, Grenzwerte	Regulative Detailsteuerung jenseits des Standes der Technik („Technology Forcing“)		Festsetzung von Standards nach dem Stand der Technik
Unterstützende Instrumente			
Ökologische Beschaffung			Nutzung staatlicher Nachfragemacht
Umweltzeichen			Verbesserung der Verbraucherinformation
Quelle: ZEW und FFU 2007, verändert			

Monetäre Instrumente

72. Monetäre Instrumente umfassen Abgaben und handelbare Emissionsrechte einerseits (ökonomische Instrumente im engeren Sinne) sowie beihilfeähnliche Förderungen andererseits.

Abgaben und handelbare Emissionsrechte wirken potenziell in allen drei Innovationsphasen (s. Tab. 2-2), da sie das Gefüge der relativen Preise von Produktionsfaktoren zugunsten des Faktors „Umwelt“ korrigieren und damit die Richtung des technischen Fortschritts verbessern. Ihr verstärkter Einsatz ist daher für eine innovationsorientierte Umweltpolitik als Rahmen genereller Tendenzsteuerung zentral und unverzichtbar: Um weitreichende Innovationswirkungen im Sinne „starker“ Umweltinnovationen realisieren zu können, müssen Abgaben und handelbare Emissionsrechte allerdings zwingend

anspruchsvoll ausgestaltet werden (das heißt ehrgeizige Abgaben- bzw. Mengenziele). So zeigen empirische Studien zu Abgaben (LINSCHEIDT 1999; GÖRLACH et al. 2005) und Emissionshandelssystemen in den USA (ASHFORD et al. 1985; GAGELMANN und FRONDEL 2005), dass wenig anspruchsvoll ausgestaltete Instrumente mit eher geringen Innovationswirkungen verbunden sind und allenfalls die Diffusion verfügbarer Umwelttechnologien zur Folge haben.

Neben dem verstärkten Einsatz anspruchsvoll ausgestalteter Abgaben und Emissionshandelssysteme ist die Förderung spezifischer Umwelttechnologien mittels beihilfeähnlicher Regelungen verbreitet, die ebenfalls potenziell in allen drei Innovationsphasen wirken (s. Tab. 2-2). Letzteres wird durch empirische Studien bestätigt. So haben beihilfeähnliche Förderungen eine hohe Innovationswirksamkeit in allen drei Innovationsphasen erzielt: Ländern mit Einspeisevergütungen (z. B. Deutschland, Dänemark, Spanien) ist es in besonderem Maße gelungen, eine innovative Industrie für erneuerbare Energien aufzubauen (JACOB et al. 2005; ANDERSON et al. 2006). Allerdings müssen beihilfeähnliche Vergütungen prinzipiell zeitlich beschränkt sein, wenn sie den weiteren Innovationsprozess nicht behindern sollen. Die Anreizstruktur muss nahe legen, dass die Schwelle der Wettbewerbsfähigkeit möglichst rasch erreicht wird.

Ordnungsrechtliche Instrumente

73. Das Ordnungsrecht wird unter Innovationsgesichtspunkten traditionell kritisch beurteilt, da Innovationen lediglich im Rahmen der verbindlich geforderten Emissionssenkungen angereizt werden. Ordnungsrechtliche Vorgaben haben sich bisher empirisch meist am Stand der Technik orientiert, da der Staat so bei der Standardsetzung über den Nachweis der technischen Machbarkeit verfügt. Das Ordnungsrecht gilt daher oftmals eher als ein Instrument zur Diffusion des Standes der Technik. Dies wird durch eine Reihe empirischer Studien bestätigt (u. a. KUNTZE et al. 1999; LEHR 1999; HILDEN et al. 2002; ROEDIGER-SCHLUGA 2004).

Dennoch ist das Innovationspotenzial von ordnungsrechtlichen Regelungen wesentlich differenzierter zu bewerten. ASHFORD (2000) beispielsweise kommt zu dem Ergebnis, dass das Ordnungsrecht in der Praxis weit flexibler und innovationsorientierter gehandhabt wird. Auch sind die Reaktionen der Unternehmen oft innovativer als angenommen. In zahlreichen Kosten-Nutzen-Analysen umweltpolitischer Maßnahmen wurden, wie neuere ex-post-Studien eindrucksvoll belegen, regelmäßig zu hohe Kosten errechnet, weil insbesondere die möglichen Innovationseffekte dieser Maßnahmen ignoriert wurden (OOSTERHUIS 2006a; ZEDDIES 2006; IEA 2007).

Zudem erhöhen sich die Innovationspotenziale erheblich, wenn Ordnungsrecht durch „Technology Forcing“ dynamisiert wird. Dies ist neuerdings häufiger, wenngleich in unterschiedlichen Varianten anzutreffen. „Technology Forcing“ ist im Umweltschutz die

anspruchsvolle Regulierung jenseits des Standes der Technik, die also mit verfügbarer Technik nicht eingehalten werden kann und so Umweltinnovationen forciert (BRYNER 1995; WEIDER 2007). Es fördert Innovationen auch in den früheren Phasen der Invention und Markteinführung (s. Tab. 2-2). Dabei wird davon ausgegangen, dass diese Technik ohne staatliche Intervention nicht entwickelt oder vermarktet werden würde. So formulierte der amerikanische Clean Air Act (1970) ambitionierte Reduktionsziele für HC, CO und NO_x jenseits des Standes der Technik, die allerdings zuerst in Japan eine neue (Katalysator-)Technik erzwangen. Später verpflichtete das kalifornische Zero Emission Vehicles (ZEV) program (1990) die Automobilindustrie, bis 2003 10 % ZEV auf dem kalifornischen Markt abzusetzen. Diese Verpflichtung wurde zwar später auf Druck der Industrie aufgeweicht. Dennoch „forcierte“ das Programm eine Reihe neuer Technologien (HEKKERT und van den HOED 2006; JACOB et al. 2005; DTI und DEFRA 2006, S. 24). Auch die Euro-Normen sind als antizipierbare dynamische Standardsetzung eine moderate Variante des „Technology Forcing“. Im Klimaschutz ist der massive politische Druck in Richtung auf Carbon Capture and Sequestration (CCS) eine andere Variante. Rechtliche Möglichkeiten, den Stand der Technik zu transzendieren, bestehen abgesehen vom Atomrecht ansatzweise auch im Anlagenrecht (IVU-Richtlinie Art. 10), sind dort aber bisher nicht innovationspolitisch zum Tragen gekommen.

Beim japanischen Top-Runner-Ansatz mit seiner dynamischen Verschärfung der Standards (für eine ausführliche Darstellung des Ansatzes s. u.) steht zunächst die vollständige Verbreitung des besten Standes der Technik im Vordergrund (Swedish Environmental Protection Agency 2005; KUIK 2006; OOSTERHUIS 2006b). Aber die Dynamik der weiteren Standardsetzung forciert Innovationen, die über den aktuellen Stand der Technik hinausgehen. Dies zeigt sich im zweiten Regulierungsschritt (s. Tab. 2-3): Der zweite, weitergehende Standard basiert nicht mehr auf einem zuvor am Markt vorgefundenen „Top-Runner“, sondern ist bereits Produkt des Verfahrens. Der Top-Runner-Ansatz ist damit eine radikale Variante einer forcierten Technikentwicklung mithilfe dynamischer Standards.

Tabelle 2-3

Ausgewählte Ziele und Ergebnisse des Top-Runner-Programms

PRODUKT:	ZIELJAHR (Basisjahr):	ERWARTETE SPEZIFISCHE EINSPARUNG (gewichteter Durchschnitt):
Computer:	2005 (1997) 2007 (2001)	83 % (erreicht 2001) 69 %
CD-Anlagen:	2005 (1997) 2007 (2001)	78 % (erreicht 2001) 71 %
Videorecorder:	2003 (1997) 2008 (2003)	59 % (erreicht 74 %) 22 %
Klimaanlagen (Kälte/Wärme):	2004 (1997) 2010 (2005)	66 % (erreicht 68 %) 22 %
Kühlschränke:	2004 (1998) 2010 (2005)	30 % (erreicht 55 %) 21 %
PKW (Benzin):	2010 (1995) 2015	23 % (erreicht 2006) 29 %
Fotokopierer:	2006	30 %
TV-Anlagen:	2003 (1997)	16 % (erreicht 26 %)
Quelle: ECCJ 2006		

Ingesamt hat sich die regulative Detailsteuerung – zumal in der Variante des Technology Forcing – zu einem wichtigen Baustein innovationsorientierter Umweltpolitik entwickelt, mit dem spezifische Innovatinspotenziale erschlossen werden. Im Hinblick auf die empfohlene Fokussierung auf die Förderung „starker“ Umweltinnovationen ist dies hervorzuheben. Dennoch stößt der Ansatz der Detailsteuerung an Grenzen, wenn er nicht im Rahmen einer allgemeiner wirkenden ökonomischen Tendenzsteuerung über den Preismechanismus abläuft.

Unterstützende Instrumente

74. Unterstützende Instrumente wie eine umweltorientierte Beschaffungspolitik oder der Einsatz von Umweltzeichen sind eine sinnvolle Ergänzung marktbasierter und ordnungsrechtlicher Lösungen und damit ein unverzichtbarer Bestandteil innovationsorientierter Umweltpolitik. Da diese Instrumente in der Regel auf bereits im Markt befindliche Produkte abzielen, wird primär die Diffusion von Umweltinnovationen befördert (s. Tab. 2-2).

Auf die öffentliche Beschaffung entfallen rund 16 % des BIP der EU (Europäische Kommission 2007) und 13 % des BIP in Deutschland (BMU 2006b). Wird diese enorme staatliche Nachfragemacht durch eine konsequent ökologische Ausgestaltung der Beschaffung von Waren und Dienstleistungen ausgenutzt, kann die öffentliche Hand einen erheblichen Beitrag zur Diffusion von Umweltinnovationen leisten.

Umweltzeichen sollen dem Verbraucher gebündelte Informationen über umweltschonende Produkte und Prozesse zur Verfügung stellen und so die Nachfrage nach ökologisch vorteilhaften Produkten steigern. Diese erhöhte Nachfrage bietet Unternehmen einen unmittelbaren Anreiz, die Umweltbilanz ihrer Produkte und Prozesse zu verbessern. Damit birgt der Einsatz von anspruchsvoll und dynamisch ausgestalteten Umweltzeichen ein gewichtiges Potenzial bei der Verbreitung von Umweltinnovationen.

„Smart Regulation“ durch Instrumenten-Mix

75. Ingesamt birgt insbesondere die intelligente Kombination der verschiedenen Instrumente hohe Innovationspotenziale. Ein solcher „Instrumenten-Mix“ wurde in der Literatur als „Smart Regulation“ bezeichnet (GUNNINGHAM und GRABOSKY 1998; Network of Heads of European Environment Protection Agencies 2005). Besonders augenfällig ist in diesem Zusammenhang die Komplementarität von ordnungsrechtlichen und marktbasierten Instrumenten. Eine forcierte Ausschöpfung – und Steigerung – von Innovationspotenzialen scheint am ehesten zu gelingen, wenn eine spezifisch regulative Detailsteuerung („regulativer Kern“) mit ökonomischen Anreizen als allgemeine Tendenzsteuerung kombiniert wird. Diese „Hybridform“ von verbindlichen Regeln und ökonomischen Anreizen wird zudem oft durch weitere unterstützende Instrumente flankiert.

Der Stellenwert solch hybrider Steuerungsansätze wird exemplarisch durch eine vergleichende Studie von EKINS und VENN (2006) verdeutlicht (s. Tab. 2-4). Auch hier ist wiederum neben dem „Instrumenten-Mix“ die Striktheit der Regulierung von Bedeutung.

Tabelle 2-4

Vergleich von Umweltinnovationen nach Regulationstypus

Sektor	Studie	Land	Innovations-wirkung	Instrument			
				Markt-basiert	Regulie-rung	Verein-barung	Informa-tion
Kraftstoff-verbrauch/CO_2-Emissionen bei PKW	KUIK (2006) vergleicht die freiwilligen Vereinbarungen des europäischen ACEA-Abkommens, das US-amerikanischen CAFE (Corporate Average Fuel Economy) Programm sowie den japanischen „Top-Runner"-Ansatz im Hinblick auf ihre Innovationswirkungen im Bereich Kraftstoffverbrauch/CO_2-Emissionen bei Personenwagen.	Europa	Mittel			X	
		USA	Schwach		X		
		Japan	Gut	X	X		X
Energieeffizienz von Elektrogeräten	OOSTERHUIS (2006b) untersucht die EU Energieeffizienzkriterien bei öffentlichen Ausschreibungen, das amerikanische Energieeffizienzprogramm sowie das japanische Gesetz über die ökologische öffentliche Beschaffung in Verbindung mit dem „Top-Runner" Programm im Hinblick auf ihre Innovationswirkungen im Bereich der Informations- und Kommunikationstechnologien (ICT).	Europa	Schwach			X	
		USA	**Sehr gut**	X	X		
		Japan	**Sehr gut**	X	X		X
Photovoltaik-Technologien	ANDERSON et al. (2006) untersuchen die Innovationswirkungen der öffentlichen Förderung der Photovoltaik in Deutschland, Japan und Großbritannien.	Deutschland	Gut	X	(X)		
		Japan	**Sehr gut**	X	X		
		UK	Schwach	X	X		
Emissionen in der Papier- und Zellstoffproduktion	CHAPPIN et al. (2007) untersuchen die niederländischen Regulierungsversuche in der Papier- und Zellstoffindustrie im Hinblick auf deren Innovationswirkungen in den Bereichen Abwasser, Abfall und Energieeffizienz. Dabei lässt sich nur im Bereich der Energieeffizienz ein Zusammenhang zwischen öffentlicher Intervention und betrieblicher Umweltinnovation belegen.	Niederlande	Unklar		X		
	SIMILÄ (2002) und HILDÉN et al. (2002) haben den Zusammenhang zwischen staatlicher Regulierung und betrieblicher Umweltinnovation in der finnischen Papier- und Zellstoffindustrie untersucht. Beide Autoren verweisen vor allem auf den Zusammenhang von Regulation und Diffusion.	Finnland	Mittel		X		
Ersatz gefährlicher chemischer Stoffe	Die Studie von OOSTERHUIS (2006c) untersucht Maßnahmen zum Ersatz gefährlicher Stoffe am Beispiel des Umgangs mit chlorierten Lösungsmitteln (Trichloroethylene) in Schweden, Dänemark, den USA und Deutschland.	Dänemark	Gut	X			
		USA	Gut		X		
		Deutschland	**Sehr Gut**		X		
ACEA-Abkommen = Abkommen mit dem Verband europäischer Automobilhersteller							
Quelle: EKINS und VENN 2006, S. 34, verändert							

2.3.3 Produktbezogene Umweltregulierungen

76. Eine am Produkt und seinem Lebenszyklus orientierte Umweltstrategie bietet eine Reihe von Steuerungsvorteilen und verdient daher im Kontext einer innovationsorientierten Umweltpolitik besondere Aufmerksamkeit: Sie bezieht sich auf die Designphase, in der die Produkteigenschaften und die Prozessketten konzipiert werden. Sie kann auf dieser Ebene – also bei den Herstellern des Endprodukts – den Innovationswettbewerb entfesseln. Als Nachfrager von Vorprodukten fungieren diese Hersteller potenziell als die „gate keeper“ der Stoffströme und als Steuerungsinstanz, die ein „greening the supply chain“ (SARKIS 2006) in Gang zu setzen vermag. Die Last des Innovationsprozesses liegt dabei vorwiegend bei den Vorproduzenten, erleichtert damit aber auch anspruchsvolle Steuerungsleistungen bei den verarbeitenden Unternehmen und ihren Einkaufsabteilungen.

Ein weiterer Vorteil liegt in der Tatsache, dass nur wenige Produktgruppen das Gros der negativen Umwelteffekte repräsentieren: Lebensmittel, Gebäude (einschließlich ihrer Geräteausstattung) und Straßenfahrzeuge verursachen in ihrem Lebenszyklus 70 bis 80 % der negativen Umwelteffekte unter den 12 wichtigsten Produktgruppen (TUKKER et al. 2006). Diese drei Produktgruppen sind ohnehin einer starken Regulierung unterworfen. Hervorzuheben ist auch, dass die negativen Umwelteffekte dieser drei wichtigen Produktgruppen im Lebenszyklus – nach Kriterien wie Klimawirkung oder Gewässerverschmutzung – in starkem Maße konvergieren (TUKKER et al. 2006). Dies ermöglicht eine pragmatische Fokussierung auf prioritäre Produkte und auf prioritäre, robuste Kriterien (wie Energie- und Materialverbrauch oder Gefahrstoffe im Produkt). Auch die Bevorzugung von Produkten mit profitablen Verbesserungspotenzialen liegt nahe.

77. Produktbezogene Umweltregulierungen wurden auf dem UN-Gipfel 2002 in Johannesburg angestoßen. Sie haben zuletzt international eine rasche Verbreitung erfahren, insbesondere im Hinblick auf die Steigerung der Energieeffizienz. So haben inzwischen mehr als fünfzig Länder Mindesteffizienzstandards (Minimum Energy Performance Standards – MEPS) zumindest für einzelne Elektrogeräte eingeführt, zahlreiche weitere Länder sind dabei dies zu tun (STEENBLIK et al. 2006). Einen anspruchsvolleren, umfassenderen Regelungsansatz für 21 Produktgruppen bietet das bereits erwähnte japanische Top-Runner-Programm (s. Kasten unten). Die europäische Eco-design-(EuP-)Richtlinie (2005) (EuP – Energy-using Products) weitet den Ansatz auf ökologische Kriterien und die Lebenszyklusbetrachtung aus (vgl. IEA 2007; ausführlich s. Abschn. 2.4.2). Sie ist darin dem Top-Runner-Ansatz vorzuziehen, der bislang aber im Entscheidungsablauf wie im Innovationseffekt für die gerätespezifische Energieeinsparung die größere Effektivität bewiesen hat.

Das japanische Top-Runner-Programm (1999)

- Energieeffizienzstandards für 21 Produktgruppen werden festgelegt.
- Der produktgruppenspezifische Effizienz-Standard orientiert sich an den Verbrauchswerten der aktuell am Markt verfügbaren, energieeffizientesten Produkte (Top-Runner) und wird unter Berücksichtigung des erwarteten technischen Forschritts und der Diffusionsmöglichkeiten auf bzw. oberhalb dieser aktuellen Bestmarke festgelegt.
- Der Standard muss innerhalb eines bestimmten Zeitraums erreicht werden und wird im Zieljahr bzw. bei Früherreichung dynamisch weiterentwickelt. Er ist im Zieljahr verbindlich für heimische Produzenten und Importeure und führt zum Ausschluss von Produkten, die den Effizienzwert nicht erfüllen.
- „Name and shame“ werden vor dem Zieljahr als Druckmittel eingesetzt.
- Das Top-Runner-Programm wird flankiert durch ein unterstützendes Green Procurement Law (2001); Kooperation mit dem Handel; eine umweltbezogene Automobilsteuer sowie jährliche Preise für Produkte, welche die Effizienz des Top-Runner überbieten.
- Die Umsetzung wird als „sehr positiv“ evaluiert (Swedish Environmental Protection Agency 2005): Mehrere Produkte erreichen den Standard vor dem Zieljahr (Klimaanlagen, PKW, Computer, Videorecorder).
- Die Produzenten bestätigen überwiegend eine erhöhte Wettbewerbsfähigkeit.

Als Kernbestandteil einer produktbezogenen Innovationsstrategie empfiehlt sich die Festlegung von verbindlichen und dynamischen Leistungszielen für Produkte und Verfahren, wobei aus Gründen der Kapazitätsschonung der Steuerungsinstanzen auf die genannten Produktgruppen mit den höchsten negativen Umwelteffekten fokussiert werden kann.

2.4 Ansätze „Ökologischer Industriepolitik“ in Deutschland und der EU

78. Im Folgenden sollen die neueren Ansätze innovationsorientierter Umweltpolitik in Deutschland und der EU vor dem Hintergrund der vorstehenden Darlegungen zur Governance einer solchen Strategie skizziert werden. Für eine detaillierte Bewertung der Maßnahmen ist es noch zu früh. Es sollen jedoch abschließend einige Schlussfolgerungen für die aktuelle Politik gezogen werden.

2.4.1 „Ökologische Industriepolitik“ in Deutschland

79. Deutschland hat im Oktober 2006 ein Memorandum für „Ökologische Industriepolitik“ vorgelegt (BMU 2006a). Das Memorandum fordert eine „dritte industrielle Revolution“ durch verbesserte Energie- und Ressourceneffizienz und den verstärkten Einsatz nachwachsender Rohstoffe. Damit soll einerseits ein Beitrag für eine nachhaltige Entwicklung geleistet werden. Andererseits soll Deutschland als „globaler Umwelttechnikdienstleister des 21. Jahrhunderts“ etabliert werden, um so neues Wachstum und Beschäftigung zu forcieren. Die „Ökologische Industriepolitik“ umfasst insgesamt acht Handlungsfelder: Energieerzeugung und Speicherung, Energieeffizienz, Rohstoff- und Materialeffizienz, nachhaltige Mobilität, Kreislaufwirtschaft, Abfall und Recycling, nachhaltige Wasserwirtschaft sowie die umweltpolitisch teils strittigen Bereiche Bio- und Nanotechnologie.

Angestrebt wird die Erreichung von „revolutionären Technologiesprüngen“ in diesen Handlungsfeldern. Hierzu wird eine Reihe von allgemein gehaltenen Leitlinien formuliert, die unter anderem abzielen auf:

- die Entwicklung eines intelligenten ökologisch-industriellen Regulierungsrahmens,
- die bessere Ausschöpfung von Exportpotenzialen,
- die beschleunigte Markteinführung innovativer Technologien,
- verbesserte Innovationsfinanzierung für Unternehmen,
- die Schaffung von Leitmärkten sowie
- die Einrichtung institutioneller Strukturen für Innovationen (in Form eines Industriekabinetts).

80. Die konkrete Instrumentierung des deutschen Ansatzes einer „ökologischen Industriepolitik“ steht noch am Anfang. Hier ist zu berücksichtigen, dass zentrale Aspekte einer solchen Politik nur auf europäischer Ebene beschlossen werden können. Zu begrüßen ist daher, dass die Bundesregierung im Rahmen ihrer Ratspräsidentschaft 2007 eine Reihe von Vorschlägen zur Konkretisierung ihres Konzepts auf europäischer Ebene unterbreitet hat (BMU 2007b).

81. Der Gesamtansatz des Memorandums für „ökologische Industriepolitik“ ist zweifelsohne ein wichtiger Diskussionsbeitrag, der die wirtschafts- und umweltpolitischen Potenziale von verbesserten Umwelttechnologien betont und deren Forcierung als ressortübergreifende Chance und Aufgabe definiert. Allerdings geht er insofern nicht weit genug, als nicht die ökologische Wirksamkeit von Umweltinnovationen im Sinne einer weitgehenden Entkoppelung von Wirtschaftswachstum und Umweltverbrauch den Maßstab bildet. Vielmehr wird ein „kräftiger Wachstumsschub“ angestrebt, der „über normale Wachstumsraten hinausgeht“ und die „Basis einer neuen

ökologisch-industriellen Revolution“ ist. Auch wird die Nanotechnologie als Zukunftstechnologie identifiziert, obwohl deren potenzielle Umwelt- und Gesundheitsgefahren bislang nicht hinreichend geklärt sind.

Zur Instrumentierung ergibt sich folgendes Bild:

- *Direkte Projektförderung:* Eine Studie von ZEW und FFU (2007, S. 37 ff.) kommt zu dem Ergebnis, dass die direkte Projektförderung des Bundes neben sinnvollen Förderschwerpunkten wie „erneuerbare Energien“ die Bereiche „nachhaltige Mobilität“ und „Biotechnologie“ eher wenig berücksichtigt. Zudem werden weiterhin hohe Summen in Technologien investiert, die im Hinblick auf den Anspruch ökologisch leistungsfähiger Innovationen fragwürdig sind. Hierzu zählt die Förderung der Nukleartechnologie.
- *Einsatz monetärer Instrumente*: Im Rahmen der „Ökologischen Industriepolitik“ wird zwar grundsätzlich die Optimierung eines „marktwirtschaftlichen Ordnungsrahmens“ angestrebt, ein verstärkter Rückgriff auf monetäre Instrumente – etwa in Form einer Weiterentwicklung der „ökologischen Steuerreform“ – ist bisher aber nicht zu beobachten. Ohne den verstärkten Einsatz von anspruchsvoll ausgestalteten ökonomischen Instrumenten als Tendenzsteuerung werden anvisierte „revolutionäre Technologiesprünge“ kaum zu erreichen sein.
- *Förderung spezifischer Technologien*: Deutschland ist es mit dem Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz – EEG) in besonderem Maße gelungen, eine innovative Industrie für erneuerbare Energien aufzubauen. Dieser technologiespezifische Förderungsansatz wird im Rahmen des „integrierten Energie- und Klimaprogramms“ der Bundesregierung massiv ausgebaut, unter anderem durch Novellierung des Kraft-Wärme-Kopplungsgesetzes (KWK-Gesetz), der Fortschreibung des EEG, das Erneuerbare-Energien-Wärmegesetz sowie den Ausbau der Biokraftstoffquote. Der letzte Punkt wird vom SRU kritisch bewertet, da die Treibhausgasminderung durch Biokraftstoffe fraglich ist (SRU 2007).
- *Öffentliche Beschaffung*: Das Potenzial der öffentlichen Beschaffung wird in Deutschland bislang nur unzureichend ausgeschöpft (u. a. GÜNTHER und KLAUKE 2004). Zu den wesentlichen Hindernissen zählen unter anderem die höheren Kosten „grüner“ Produkte, Unsicherheit über die rechtliche Zulässigkeit sowie ein Mangel an Informationen (BMU 2006b; BOUWER et al. 2006). Eine ansatzweise Verbesserung ergibt sich im Bereich „Energie und Klima“, wo die Bundesregierung Leitlinien zur Beschaffung energieeffizienter Produkte und Dienstleistungen auf Basis des Lebenszykluskostenprinzips entwickeln will. Hier wären allerdings konkrete Vorgaben unerlässlich (z. B. eine dynamische Mindestquote für die Beschaffung ökoeffizienter Produkte).

Insgesamt ist eine angemessene Instrumentierung des Ansatzes „ökologischer Industriepolitik“ bislang nur im Bereich „Energie und Klima“ zu erkennen. Hier allerdings hat Deutschland instrumentell neue Wege beschritten (wie etwa im EEG), die auch international erhebliche Ausstrahlungskraft entwickelten.

2.4.2 Die Förderung von Umweltinnovationen in der EU

82. Auf der Ebene der EU wird die zentrale Bedeutung von Umweltinnovationen ebenfalls betont. Ihre Förderung wird im Zuge der erneuerten Lissabon-Strategie (2005) als „Schlüssel zum Erfolg“ für ein umweltverträgliches Wachstum angesehen (Europäische Kommission 2005, S. 28). Auch der Europäische Rat hat die zentrale Bedeutung von Umwelttechnik wiederholt unterstrichen (Europäischer Rat 2005; 2006; 2007). Einen übergeordneten Rahmen bietet der 2004 ins Leben gerufene Aktionsplan „Umwelttechnologien“ (Environmental Technologies Action Plan – ETAP), dessen Umsetzung aber bislang nur langsam vorangekommen ist. Die Europäische Kommission (2007) sieht daher in ihrem jüngsten Fortschrittsbericht einen Bedarf an „systematischen und koordinierten Maßnahmen auf der Nachfrageseite“ (Europäische Kommission 2007). Hierzu zählen die Förderung einer umweltorientierten Beschaffung, die Mobilisierung von finanziellen Investitionen, die Schaffung von Systemen für Technologieerprobung und Leistungszielen, das Anknüpfen an viel versprechende Praktiken der Mitgliedsstaaten sowie die Konzentration auf Bereiche mit hohen Gewinnmöglichkeiten (Gebäude, Lebensmittel, Verkehr, Recycling und Abwasser). Auch die Aufforderung des Europäischen Rates an die Kommission, bis „Anfang 2008 Vorschläge für eine integrierte Strategie zur Förderung von Öko-Innovationen vorzulegen“, lässt neue Impulse erwarten (Europäischer Rat 2007, Rn. 17).

83. Im Einzelnen ergibt sich in Europa folgendes Bild der Instrumentierung:

- *Direkte Projektförderung:* Im Hinblick auf die direkte Projektförderung von Umweltinnovationen sind in der EU einige Fortschritte zu beobachten (HERTIN et al. 2006). So wird der Förderung von Umwelttechnologien im Rahmen des 7. EU-Forschungsrahmenprogramms eine wichtige Rolle beigemessen und durch ein deutlich erhöhtes Budget unterstützt. Auch das „Competitiveness and Innovation Framework Programme“ (CIP), das komplementär die nachgelagerten Innovationsphasen abdeckt, berücksichtigt Umweltinnovationen im Rahmen eines eigenständigen Etats. Im Vergleich zum Forschungsetat für Nuklear- und Fusionsforschung sind die Fördergelder für Umweltinnovationen in beiden Programmen allerdings immer noch gering.
- *Monetäre Instrumente*: Auf EU-Ebene wurde lange Zeit auf finanzielle Beihilfen für Umweltschutzzwecke gesetzt (vgl. HOLZINGER et al. 2006). Eine europaweite ökologische Steuerreform wird in der Nachhaltigkeitsstrategie der EU von 2006 an-

visiert, bislang ist sie aber am Vetorecht der Mitgliedstaaten in Steuerfragen gescheitert. Mit der Einführung des Emissionshandels im Klimaschutz wurde ein marktbasiertes Instrument mit hohem Innovationspotenzial eingeführt. In der ersten Handelsperiode kam dieses Instrument aber durch eine Überausstattung mit kostenlos zugeteilten Zertifikaten sowie zahlreiche Ausnahmeregelungen kaum zum Tragen (vgl. SRU 2006). Im Hinblick auf zukünftige Handelsperioden muss es daher das Ziel sein, den Emissionshandel als ein zentrales Instrument einer innovationsorientierten Umweltpolitik anspruchsvoll weiterzuentwickeln. Auf europäischer Ebene sind hier im Zuge der Revision der Emissionshandels-Richtlinie positive Entwicklungen zu erkennen (ausführlich s. Tz. 165). Von besonderer Bedeutung für eine innovationsorientierte Ausrichtung des Instruments sind die Festlegung einer anspruchsvollen EU-weiten Mengenbeschränkung mit vollständiger Versteigerung und langfristige Handelsperioden mit kalkulierbaren Zielvorgaben.

- *Umweltregulierungen*: „Technology Forcing“ wurde bislang in Europa nicht praktiziert. Allerdings hat es in Teilbereichen eine faktische Dynamisierung der Standardsetzung gegeben, die etwa bei den Euro-Normen über den Stand der Technik hinausweist. Zudem könnte die vollständige Umsetzung des EU-Rechts wie der Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU-Richtlinie), der Richtlinie über Elektro- und Elektronik- Altgeräte (WEEE-Richtlinie – Waste Electrical and Electronic Equipment) und der Richtlinie zur Beschränkung der Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe in Elektro- und Elektronikgeräten (RoHS-Richtlinie – Directive on Restriction of certain Hazardous Substances) Öko-Innovationen künftig noch stärker vorantreiben.
- *Produktbezogener Innovationsansatz*: Die integrierte Produktpolitik (IPP) der EU hat lange Zeit ein wenig produktives Schattendasein geführt (vgl. SCHEER und RUBIK 2006). Demgegenüber ergibt sich mit der EuP-Rahmenrichtlinie (Ökodesign-Richtlinie) die Chance auf einen weitreichenden produktbezogenen Innovationsansatz (s. Kasten). Hervorhebenswert ist, dass die EuP-Rahmenrichtlinie – anders als das japanische Top-Runner-Programm – nicht auf den Energieverbrauch von Produkten festgelegt ist, sondern im Sinne der Lebenszyklusbetrachtung grundsätzlich auch andere Umwelteffekte der Produkte einschließt (z. B. Reduzierung der Abfallmenge, Vermeidung gefährlicher Stoffe). Allerdings ist nun sicherzustellen, dass strenge und dynamische Mindeststandards für die 20 Produktgruppen entwickelt werden. Eine Einbeziehung des Top-Runner-Mechanismus in die Ökodesign-Regelung könnte so erfolgen, dass der Fokus zunächst auf die Verbesserung der Energieeffizienz liegt und so das Tempo der im Ablauf langwierigen Ökodesign-Richtlinie erhöht wird. Eine Dynamisierung der Standards (und der diesbezüglichen Produktkennzeichnung) macht es dann prinzipiell möglich, in weiteren Innovationsstufen über die Energieeffizienz hinaus die Verbesserung der Materialeffizienz und die

Substitution toxischer Substanzen in die Produktbewertung einzubeziehen. Damit wäre eine pragmatische Verbindung der beiden weitestgehenden Produktregulierungen möglich.

Die EuP-Rahmenrichtlinie (2005/32/EC)

- Die EuP-Rahmenrichtlinie definiert einen Rahmen zur umweltgerechten Gestaltung von insgesamt 19 energiebetriebenen Produktgruppen (u. a. Kessel- und Kombiboiler, Computer, Fernsehgeräte, Büro- und Straßenbeleuchtung, Klimatechnik, Kühl- und Gefriergeräte, Geschirrspül- und Waschmaschinen, Elektromotoren, Wäschetrockner, Beleuchtung in privaten Haushalten).
- Auswahlkriterium für die berücksichtigten Produktgruppen sind Marktvolumen (ab 200 000 Einheiten pro Jahr), Umwelteffekt und Verbesserungspotenzial.
- Lebenszyklus-Bewertung (Life Cycle Assessment) von der Materialauswahl bis zur Abfallphase, (least) life cycle costs, BAT (Best Available Technique – dt. Beste Verfügbare Technik (BVT)), Einbeziehung auch von Prototypen und internationalen Beststandards.
- Harmonisierte EU-weite Zulassungsstandards nach „Generic Eco-design requirements“ (GERs) zu Gesundheit, Sicherheit und Umwelt, 19 Impact-Kategorien.
- Die institutionelle Zuständigkeit liegt bei der Kommission und einem Regelungsausschuss, beraten durch ein Konsultationsforum.
- Vorgesehen sind verbindliche Standards oder freiwillige Vereinbarungen unter kontrollierten Bedingungen; die Überwachung erfolgt durch die Mitgliedstaaten.
- Kommission + Regulatory Committee + pluralistisches Consultation Forum.
- Ziel ist unter anderem auch die Schaffung von Wettbewerbsvorteilen für die EU.

- *Ökologische Beschaffung:* Während die neuen Vergaberichtlinien der EU die Rechtsgrundlage für die Zulässigkeit von ökologischer Beschaffung gestärkt haben, ist die praktische Umsetzung bislang weitgehend unzureichend. Prioritäre Maßnahmen im Hinblick auf eine verbesserte Umsetzung sind die Festsetzung verbindlicher Zielvorgaben sowie die Erstellung von Leitlinien für Indikatoren und Benchmarking (vgl. Europäische Kommission 2007, S. 11). Orientierung bietet die neue EU-Nachhaltigkeitsstrategie mit dem Ziel, das ökologische öffentliche Beschaffungswesen bis 2010 im EU-Durchschnitt auf das Niveau der derzeit besten Mitgliedstaaten zu bringen.

2.5 Grenzen innovationsorientierter Umweltpolitik

84. Abschließend ist auf die inhärenten Grenzen innovationsorientierter Umweltpolitik zu verweisen, die berücksichtigt werden müssen.

Diese Grenzen ergeben sich zunächst aus der Tatsache, dass nicht alle Umweltprobleme technisch lösbar sind. Dies gilt insbesondere für die Handlungsfelder Biodiversität und Bodenschutz, die technischen Lösungen nur begrenzt zugänglich sind. Zwar sind auch hier umweltpolitisch hilfreiche und ausbaufähige „Win-Win-Lösungen" anzutreffen (etwa im Verhältnis von Naturschutz und Tourismus), diese beruhen aber selten auf vermarktbaren technischen Lösungen. Die technikfernen Handlungsfelder Biodiversität und Land/Boden korrelieren im globalen Vergleich deutlich ungünstiger mit dem ökonomischen Entwicklungsniveau eines Landes als die Paradefelder des technischen Umweltschutzes Luftreinhaltung und Gewässerschutz (ESTY et al. 2006). Dieser Trend könnte sich im Zuge der jetzigen „Innovationsfixierung" der Umweltpolitik weiter verstärken. Vor diesem Hintergrund muss sichergestellt werden, dass die technikfernen Bereiche der Umweltpolitik nicht vernachlässigt werden.

Weiterhin können Umweltinnovationen ihr Potenzial verfehlen, indem sie an strukturellen Rigiditäten etablierter Produzenten scheitern. Innovationen sind mit „schöpferischer Zerstörung" verbunden und produzieren Modernisierungsverlierer – ein Konfliktprozess, der in einem oft euphorischen Innovationsverständnis leicht ignoriert wird. Wie sich solche Konflikte schöpferisch, aber nicht destruktiv lösen lassen, ist auch wissenschaftlich keineswegs hinreichend geklärt. Innovationsorientierte Umweltpolitik erfordert letztlich auch eine Strukturpolitik, die den Wandel bei den Modernisierungsverlierern abfedert und entsprechende Widerstände einflussstarker Vetogruppen abbaut.

Schließlich ist auf die Grenzen einer politikgetriebenen Innovationsstrategie zu verweisen: Es wird für die Politik darauf ankommen, den Unterschied zwischen einer forcierten Nutzung industrieller Innovationspotenziale und einem überfordernden Interventionismus zu beachten. Investitionszyklen der Wirtschaft müssen berücksichtigt, Überhitzungseffekte vermieden, Fördermaßnahmen zeitlich begrenzt und der Wettbewerb gestärkt werden. Eine enge dialogische Vernetzung von Staat, Wirtschaft, Forschung und Vertretern von Umweltbelangen ist eine wichtige Voraussetzung dafür, dass der Innovationsprozess offen genug abläuft und Fehlentwicklungen frühzeitig erkannt werden.

2.6 Fazit

85. Der SRU sieht sich in seiner Einschätzung bestätigt, dass eine anspruchsvolle Umweltpolitik im Gegensatz zu pessimistischen Auffassungen aus der Wirtschaft wichtige Wachstums- und Modernisierungspotenziale besitzt und eine deutsche Vor-

reiterrolle sinnvoll ist (SRU 2002). Umwelttechnologien spielen mittlerweile im Innovationswettbewerb zwischen hoch entwickelten Ländern eine zentrale Rolle: Die deutsche Umweltindustrie ist auf diesem Gebiet besonders erfolgreich. Sie ist bereits jetzt von großer volkswirtschaftlicher Bedeutung und verfügt über außerordentliche Wachstumspotenziale. In etwas geringerem Maße gilt dies auch für den europäischen Umweltsektor. Ohne die bisherige aktive Umweltpolitik in Deutschland und Europa ist diese Entwicklung nicht erklärbar.

Das hohe Wachstum im Bereich umweltfreundlicher Technologien und Dienstleistungen erklärt sich – neben neueren Entwicklungen bei den Ressourcenkosten, der Klimaforschung oder der öffentlichen Meinung – wesentlich durch die hohe Bedeutung von Öko-Innovationen im Prozess des globalen Industriewachstums. Sollen dessen externe Schadenseffekte in ökonomisch wie politisch akzeptablen Grenzen bleiben, ist eine Steigerung der Öko-Effizienz auf ständig höherem Niveau erforderlich. Dies ist insoweit eine objektive Tendenz, als sich unerlässliche ökologische Erfordernisse immer wieder über Umweltkrisen und politischen Protest bemerkbar machen oder auch durch vorsorgliche Politik thematisiert und in Maßnahmen umgesetzt werden. Daraus speist sich eine Innovationsdynamik besonderen Typs mit spezifischen globalen und langfristigen Marktchancen und einer spezifischen Modernisierungsfunktion für die Volkswirtschaften. Zu ihren Besonderheiten gehört das enge Wechselverhältnis von Politik und Technik.

Die Bundesregierung hat seit 1998 durch eine programmatische „ökologische Modernisierung“ und seit dem Regierungswechsel 2005 mit dem Konzept einer „ökologischen Industriepolitik“ den Umweltinnovationen einen zentralen Stellenwert zugewiesen. Auch im Hinblick auf die „Ökologisierung“ der Lissabon-Strategie der EU wurden, nicht zuletzt auch durch den umweltinnovationsorientierten Schwerpunkt der deutschen Ratspräsidentschaft (2007), begrüßenswerte Fortschritte in dieser Richtung erzielt. Dennoch ist die instrumentelle Konkretisierung dieses Ansatzes weiterhin eine politische Herausforderung.

86. Nach einer mehr als dreißigjährigen Geschichte des Themas geht es heute nicht mehr um Umweltinnovationen als solche, sondern um einen ökologisch leistungsfähigen Innovationsprozess, der an seinem Beitrag zur weitgehenden Entkopplung von Industriewachstum und Umweltverbrauch zu messen ist. Dies setzt eine anspruchsvolle Ausgestaltung innovationsorientierter Umweltpolitik voraus. Dabei sollten folgende Ansatzpunkte verstärkt verfolgt werden:

– *Fokus auf „starke“ Umweltinnovationen*: Innovationsorientierte Umweltpolitik sollte sich auf Innovationen konzentrieren, die zum einen mehr als nur inkrementelle Verbesserungen erzielen und zum anderen eine hohe (auch internationale) Markt-

durchdringung erreichen. Auch die radikalste umwelttechnische Verbesserung trägt nicht zur Umweltentlastung bei, wenn sie nicht eine hohe Verbreitung findet.

- *Eine aktive Rolle des Staates*: Inkrementelle oder auf Nischenmärkte beschränkte Innovationen können zumeist der Eigendynamik des Marktes überlassen werden, „starke“ Umweltinnovationen können dies im Regelfall nicht. Der mit ihnen verbundene hohe ökologische Leistungsanspruch (und die entsprechende Beschleunig des technischen Fortschritts) implizieren anspruchsvolle Ziele, die über die „normale“ Innovationskraft des Marktes hinausgehen. Dabei spielt die Suche nach geeigneten Steuerungsformen eine wichtige Rolle.
- *Monetäre Tendenzsteuerung plus regulative Detailsteuerung plus unterstützende Instrumente:* Neben der umweltbezogenen Infrastruktur im Bereich von Forschung und Entwicklung kommt es auf die Förderung des gesamten Innovationsprozesses von der Markteinführung bis zur globalen Verbreitung an. Hier ist im Regelfall ein hybrides Steuerungsmuster von monetärer Tendenzsteuerung (z. B. über den Emissionshandel) und regulativer Detailsteuerung (z. B. dynamische Energieeffizienzstandards) entscheidend. Marktbasierte wie ordnungsrechtliche Regelungen erfordern aber meist auch unterstützende Instrumente. Hier sind eine verbesserte ökologische Beschaffungspolitik und eine anspruchsvollere Gestaltung von Umweltzeichen (Angabe der Lebenszykluskosten) von besonderer Bedeutung. Anspruchsvolle Zielvorgaben sind bei alledem die Grundvoraussetzung.
- *„Technology Forcing“*: „Starke“ Umweltinnovationen setzen eine anspruchsvolle Detailsteuerung voraus, die technikspezifische Innovationspotenziale oder Innovationshemmnisse gezielt angeht. Die Forcierung technischer Verbesserungen über den Stand der Technik hinaus hat mittlerweile an Bedeutung gewonnen. In Form der dynamischen Standardsetzung reicht sie von der milden Variante der Euro-Normen bis hin zur radikalen Variante des japanischen Top-Runner-Ansatzes. Dennoch erreichen auch radikale Standards nur punktuelle Verbesserungen, die zudem mit „Rebound-Effekten“ verbunden sein können. Deshalb ist die generelle Tendenzsteuerung über den Preismechanismus für einen breiten Suchprozess nach besserer Technik unumgänglich.
- *Öko-Design von Produkten und Prozessen:* Die Forcierung produktbezogener Umweltinnovationen, die sich über den Lebenszyklusansatz auch auf die Produktionsprozesse auswirken, ist umweltpolitisch sinnvoll und Erfolg versprechend. Im Interesse der Schonung staatlicher Handlungskapazitäten verdienen hier Produktgruppen mit den höchsten negativen Umwelteffekten und den profitabelsten Entlastungspotenzialen Vorrang. Eine signifikante, dynamische Steigerung der Öko-Effizienz ist wiederum über Produktregulierungen allein nicht zu erreichen. Sie innoviert Produkte und Produktklassen als solche, gibt aber keinen Anreiz zum Wechsel

hin zu umweltfreundlicheren Produkten oder Produktklassen (z. B. kleineren Autos). Diesen Anreiz müssen monetäre Instrumente schaffen (z. B. differenzierte Umweltsteuern oder der Emissionshandel).

- *Grenzen innovationsorientierter Umweltpolitik:* Die Grenzen innovationsorientierter Umweltpolitik ergeben sich einerseits aus der Tatsache, dass nicht alle Umweltprobleme technisch lösbar sind (z. B. Biodiversität, Boden). Diese technikfernen Bereiche dürfen in der derzeitigen Innovationseuphorie der Umweltpolitik nicht vernachlässigt werden. Andererseits ist zu berücksichtigen, dass Innovationsprozesse ambivalent sind und als Prozesse „schöpferischer Zerstörung“ auch Modernisierungsverlierer hervorbringen, mit deren Widerstand zu rechnen ist. Und schließlich ist auch auf die Grenzen einer politikgetriebenen Innovationsstrategie zu verweisen: Es wird für die Politik darauf ankommen, den Unterschied zwischen einer forcierten Nutzung industrieller Innovationspotenziale und einem überfordernden Interventionismus zu beachten. Investitionszyklen der Wirtschaft müssen berücksichtigt, Überhitzungseffekte vermieden, Fördermaßnahmen zeitlich begrenzt und der Wettbewerb gestärkt werden. Eine enge dialogische Vernetzung von Staat, Wirtschaft, Forschung und Vertretern von Umweltbelangen ist eine wichtige Voraussetzung dafür, dass der Innovationsprozess offen genug abläuft und Fehlentwicklungen frühzeitig erkannt werden.

3 Klimaschutz

Botschaften

Der 4. Sachstandsbericht (AR4) des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) hat neue alarmierende Erkenntnisse gebracht. Die dort für erforderlich gehaltenen Treibhausgas-Reduktionen (Treibhausgas – THG) gehen deutlich über den bisherigen Diskussionsstand hinaus. Mehrfach wird zur Begrenzung des Temperaturanstiegs auf 2° C ein globales THG-Reduktionserfordernis von 50 bis 85 % bis 2050 (gegenüber 2000) genannt. Für die Industrieländer wird eine Emissionsminderung gegenüber 1990 von minus 25 bis 40 % bis 2020 genannt und bis 2050 eine THG-Minderung um 80 bis 95 % als nötig erachtet. Der SRU empfiehlt, diese weiter gehenden Vorgaben und ihre Begründung in den weiteren Zielbildungsprozess einzubeziehen. Dies ist vertretbar, weil diesen weiter gehenden Zielen eine neue Innovations- und Wachstumsdynamik bei klimarelevanten Technologien gegenübersteht, die die Handlungsspielräume erweitert hat.

Der Ansatz Deutschlands und der EU, im Klimaschutz voranzuschreiten, um andere Länder nachzuziehen, ist richtig und hat sich auch wirtschaftlich als erfolgreich erwiesen. Glaubwürdig ist diese Politik aber nur, wenn die festgelegten Ziele auch erreicht werden. Die klimapolitischen Kabinettsbeschlüsse vom 5. Dezember 2007 sind grundsätzlich zu begrüßen. In Teilbereichen wie der Stromeinsparung oder der weiteren steuerlichen Förderung verbrauchsintensiver Dienstwagen wurden jedoch sachlich nicht gerechtfertigte Einschränkungen vorgenommen.

Der Steigerung der Energieeffizienz kommt eine besondere Bedeutung zu. Im Hinblick auf die hohe Profitabilität entsprechender Maßnahmen und angesichts der hohen Bedeutung der Energiepreise wie auch des Innovationswettbewerbs in diesem Bereich hält der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) noch anspruchsvollere Maßnahmen für möglich und – im Hinblick auf das Tempo des Klimawandels – für sinnvoll. Grundsätzlich sollten bei der Umsetzung anspruchsvolle, kalkulierbare Zielvorgaben mit einer monetären Tendenzsteuerung verfolgt werden, die durch eine Detailsteuerung (z. B. dynamische Verbrauchsstandards) ergänzt wird. Schwerpunktbereiche der Effizienzstrategie sind Gebäude, energieverbrauchende Geräte und Verkehr. Hier sind hohe ungenutzte wirtschaftliche Potenziale vorhanden.

Im Bereich der Wohnimmobilien sollte im Sinne der Klimapolitik der EU über die jetzige Planung hinaus bis 2015 der Passivhausstandard für Neubauten anvisiert werden. Allerdings scheitert die Realisierung der baulichen und nutzungsbezogenen Energieeinsparungen häufig an unangepassten Rahmenbedingungen. Die deshalb berechtigten Förderprogramme sollten der Effizienz des Fördermitteleinsatzes und der tatsächlichen Energieeinsparungen ausreichend Rechnung tragen.

Bei den energieverbrauchenden Geräten spielt in der Diskussion die Orientierung am marktbesten „Top Runner“ eine wichtige Rolle. Diese Dynamisierung der Standards hat Innovationen gefördert, die die technischen Potenziale der Energieeinsparung weiter erhöht haben. Die europäische Öko-Design-Richtlinie für energieverbrauchende Produkte, die diesen Ansatz um ökologische Kriterien erweitert, sollte schneller, anspruchsvoller und zunächst mit dem Fokus auf Energieeffizienz umgesetzt werden.

Die Selbstverpflichtung der europäischen Automobilindustrie zur Begrenzung des CO2-Verbrauches von PKW ist gescheitert. Der SRU empfiehlt als Alternative einen einheitlichen Grenzwert für alle PKW, der durch die Möglichkeit der herstellerinternen Kompensation und des Handels zwischen den Herstellern flexibilisiert wird. Der Zielwert sollte nach 2012 weiter auf 80 bis 95 g/km reduziert werden. Dieser Standard sollte durch ökonomische Instrumente flankiert werden, die das Kaufverhalten in Bezug auf PKW und die Fahrleistungen beeinflussen. Die von der Europäischen Kommission vorgeschlagene gewichtsabhängige Grenzwertkurve mit Strafzahlungen und Flexibilisierung macht Konzessionen an die PS-starke Automobilindustrie, die weder den technischen Potenzialen noch den Erfordernissen des Klimaschutzes gerecht wird.

Die Abscheidung und Lagerung von CO2 (Carbon Capture and Storage – CCS) ist grundsätzlich technisch realisierbar, steht aber noch vor ungelösten technischen und wirtschaftlichen Problemen. Die Investitionskosten eines Kraftwerkes mit CCS sind annähernd doppelt so hoch wie ohne. Noch einmal wesentlich höher sind die Zusatzkosten für die Nachrüstung (Retrofit) eines bestehenden Kraftwerkes. Ob und wann CCS Marktreife erlangt und für die Lagerung hinreichende Akzeptanz findet, ist – auch angesichts neuerlicher Probleme bei Anlagen in Norwegen und den USA – noch völlig offen. Erfüllt die Technologie die in sie gesetzten Erwartungen nicht oder/und erweisen sich Nachrüstungen von Kraftwerken als nicht rentabel, dürfen die Klimaschutzziele keinesfalls in Frage gestellt werden. Angesichts dramatischer Klimaveränderungen ist ein möglicherweise massiver Ausbau von Kohlekraftwerken auf der Basis ungesicherter technologischer Zukunftserwartungen nicht zu rechtfertigen. Deshalb ist die öffentliche Kritik am Neubau von Kohlekraftwerken verständlich. Letztlich entscheidet der europäische Emissionshandel, ob CCS im deutschen Energiemix je einen Beitrag zur Emissionsreduktion leisten wird. Entscheidend ist das glaubwürdige Beharren der Politik auf der Einhaltung des Emissionsbudgets, damit aus dem betriebswirtschaftlichen kein gesamtgesellschaftliches (Klima-)Risiko wird. Um Fehlinvestitionen zu vermeiden, sollte die Privilegierung der Kohleverstromung im Emissionshandel (bis 2012) rechtzeitig und eindeutig aufgehoben werden. Die weitere Erforschung der CCS-Technologie erachtet der SRU allerdings als sinnvoll.

Der Kommissionsvorschlag zur Novellierung der Emissionshandelsrichtlinie mit dem einheitlichen, langfristig berechenbaren Emissionsbudget und der langfristig vollständi

gen Versteigerung ist ebenso zu begrüßen wie die angestrebten weiteren Vereinfachungen. Bei der Übergangsregelung für die Industrie ist eine Harmonisierung zwar besser als einzelstaatliche Regeln, aber hier ist die zusätzliche Komplexität, die in das System gebracht wird, gegenüber dem vermeintlichen Nutzen abzuwägen. Das Gleiche gilt für die vorgesehenen Ausnahmeregelungen für vermeintlich von Abwanderung betroffene Industrien, die entsprechend restriktiv gehandhabt werden sollten. Langfristig sollte der Emissionshandel auf der ersten Handelsstufe ansetzen. Der entscheidende Vorteil dieses Modells bestünde darin, dass die energiebedingten Emissionen aller Sektoren erfasst würden. Zusätzliche Maßnahmen zur Mobilisierung spezieller Innovationspotenziale – von dynamischen Höchstverbrauchsstandards bis zur Produktkennzeichnung – sind in einem solchen System weiterhin möglich.

Eine naturschutzkonforme Landnutzung senkt die Empfindlichkeit (Vulnerabilität) der Landnutzungen und verringert zugleich die Treibhausgasemissionen. Sie sollte die Landschaften auch für die klimabedingte Migration der Arten durchlässig machen. Maßnahmen, die den Kohlenstoffvorrat im Boden steigern, tragen nicht nur zur Kohlenstoffspeicherung und zum Erhalt der Biodiversität bei, sie verbessern auch den Wasserhaushalt und die Nährstoffzyklen terrestrischer Ökosysteme. Eine Vitalisierung der Naturräume fördert somit gleichermaßen den Klimaschutz, die Anpassung an den Klimawandel und die Ziele des Naturschutzes.

3.1 Einleitung

87. Die Klimapolitik ist in den Jahren 2006 und 2007 in den Mittelpunkt der umweltpolitischen Aufmerksamkeit gerückt. Ursachen hierfür sind nicht nur neue Erfahrungen mit extremen Wetterereignissen (wie dem Hurrikan „Catherina“ in den USA oder schweren Waldbränden im Süden Europas), sondern auch neue wissenschaftliche Erkenntnisse zum Klimawandel und seinen Schadenseffekten, unter anderem durch den 4. Sachstandsberichtes des IPCC (Fourth Assessment Report – AR4) und den sogenannten Stern Review. In der Öffentlichkeit wie in der europäischen und internationalen Politik ist eine teils erhebliche Beunruhigung erkennbar geworden, die auch auf der erstmalig dem Klimathema gewidmeten UN-Vollversammlung im Herbst 2007 deutlich wurde. Gleichzeitig zeigt sich eine neue Innovations- und Wachstumsdynamik bei klimarelevanten Technologien, die neue Handlungsspielräume erkennen lässt.

Der SRU hat sich mit der Klimaschutzpolitik in den Umweltgutachten 2002 und 2004 ausführlich befasst. Die sich inzwischen verdichtenden Anzeichen einer Beschleunigung des Klimawandels (etwa in der Arktis) in den letzten Jahren legen auch eine kritische Interpretation des 4. Sachstandberichts des IPCC nahe.

Die Treibhausgaskonzentrationen der unter dem Kyoto-Protokoll erfassten Gase erreichen heute 430 ppm (parts per million) CO_2-eq (CO_2-Äquivalente – equivalents) (STERN 2006, S. 3). Die bislang als maximal tolerabel betrachtete Treibhausgaskonzentration von 450 ppm CO_2-eq ist also fast erreicht. Auch sie würde nach IPCC-Berechnungen das weithin anerkannte Ziel der Begrenzung der globalen Erwärmung von höchstens 2° C nur mit einer Wahrscheinlichkeit von 50 % einhalten. Schon der nicht mehr zu vermeidende globale Temperaturanstieg von weniger als 2° C gegenüber vorindustriellen Werten (1750) birgt bereits kaum überschaubare Risiken. Dies legt strengere Zielwerte und ein rascheres Handeln nahe.

Daher sind auch die bisherigen europäischen Zielwerte einer Treibhausgasreduktion von gegebenenfalls 30 % (bis 2020) bzw. 60 bis 80 % (bis 2050) (40 bzw. 80 % für Deutschland) gegenüber 1990 im Lichte neuer Erkenntnisse und im Sinne des Vorsorgeprinzips kritisch zu hinterfragen. Das gilt für die langfristigen Zielwerte und die Ausgestaltung des Emissionshandels, für die Steigerung der Effizienz der Energieumwandlung (Kraft-Wärme-Kopplung – KWK) und des Energieendverbrauchs (insbesondere im Gebäudebereich, bei Kfz und bei Produkten). Vor allem wird es darum gehen, bisher privilegierte Bereiche wie insbesondere die Kohleverstromung und die PS-starken Varianten der PKW angemessen zu erfassen und den wichtigen Gebäudebestand anspruchsvoller und wirksamer zu regulieren. Bei den erneuerbaren Energien können höhere Zielwerte durch das unerwartet starke Wachstum in diesem Bereich realisiert werden.

3.2 Wissenschaftliche Grundlagen

3.2.1 Methode und Systematik der Berichte des Intergovernmental Panel on Climate Change

88. Der Zwischenstaatliche Ausschuss für Klimaänderungen (Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC) wertet im Turnus von einigen Jahren die neuesten Klimaforschungen aus und fasst sie zu einem Sachstandsbericht zusammen. Im Jahre 2007 ist der 4. Sachstandsbericht vorgelegt worden. Dieser gliedert sich nach Arbeitsgruppen (Working Groups – WG). WG-I ist für die naturwissenschaftliche Basis verantwortlich (IPCC 2007c), WG-II für die Auswirkungen des Klimawandels (IPCC 2007a) und WG-III für Technologieentwicklung, Anpassungsstrategien und Vermeidungsmaßnahmen (IPCC 2007b). Im Frühjahr 2007 wurden die Zusammenfassungen für Entscheidungsträger (Summaries for Policymakers – SPM) dieser Arbeitsgruppen der Öffentlichkeit präsentiert (IPCC 2007e; IPCC 2007d; IPCC 2007f). Die Formulierungen dieser Kurzfassungen werden im Unterschied zu den Langfassungen im Vorfeld politisch verhandelt. Dies führt tendenziell zu Abschwächungen von Aussagen. Daher ist auf die zum Teil deutlich kritischeren

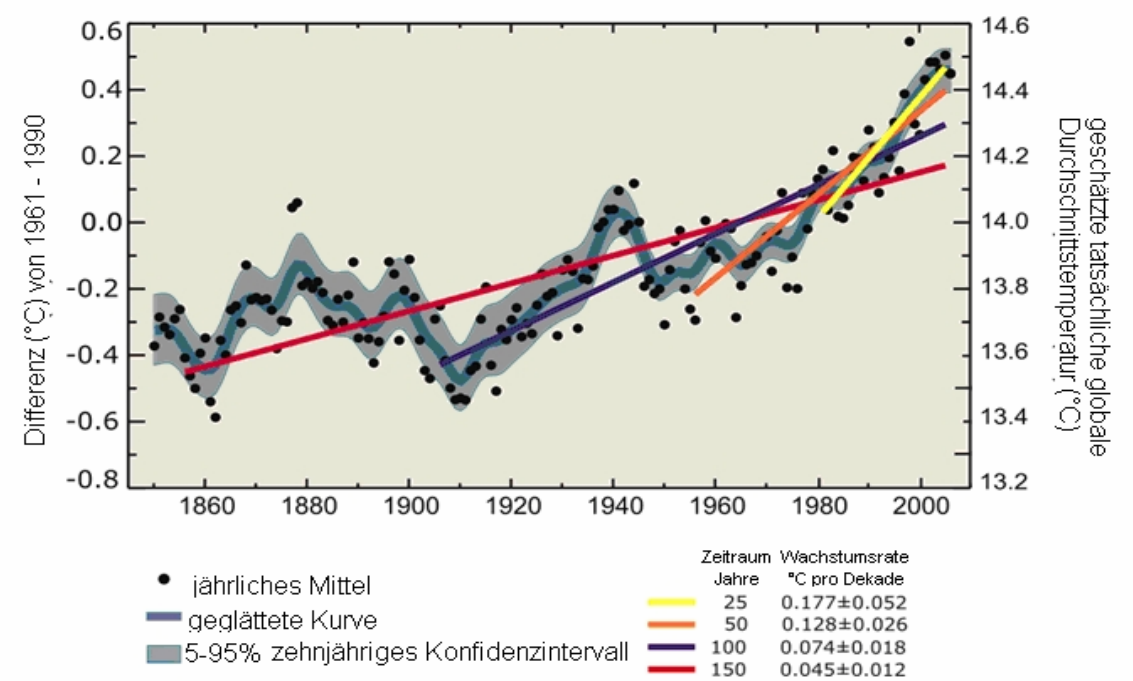
Aussagen des eigentlichen Berichts und zum Teil auch der technischen Zusammenfassungen (Technical Summary – TS) hinzuweisen.

3.2.2 Der 4. Sachstandsbericht des Intergovernmental Panel on Climate Change

89. Insgesamt wird im AR4 das Bild der Klimarisiken gegenüber früheren IPCC-Berichten nicht nur bestätigt, sondern in wichtigen Punkten ergeben sich dramatischere Befunde. In keinem entscheidenden Punkt ergibt sich gegenüber den früheren Sachstandsberichten eine Entwarnung. Dies gilt für den Anstieg des Meeresspiegels, Wetterextreme wie Hitzewellen mit negativen Effekten für die Gesundheit, negative Auswirkungen auf die Biodiversität usw. Seriöse prinzipielle Zweifel am anthropogenen Klimawandel sind nicht mehr möglich: Die Sicherheit und Zuverlässigkeit des vorhandenen Wissens ist in den vergangenen 15 Jahren insgesamt gewachsen. Das IPCC sieht einen signifikanten Fortschritt in der Wissensbasis, obgleich viele Faktoren, die das Klimasystem beeinflussen, nach wie vor nur unvollständig verstanden sind (Wolken, Aerosole, Dynamik der Kryosphäre (eisbedeckte Erdoberfläche), Ozeane, Landnutzungsänderungen). Das Zusammenspiel von direkten und indirekten Messdaten (proxies), Theorien und Modellen ergibt das kohärente Bild einer deutlichen und stärker werdenden Erderwärmung (vgl. Abb. 3-1), die mit durch menschliche Aktivitäten verursacht wurde und wird. Die globale Erwärmung war in den letzten 50 Jahren nahezu doppelt so hoch wie im linearen Durchschnitt der Jahre 1906 bis 2005. Sie war im letzten Jahrzehnt (1995 bis 2006) am höchsten (SOLOMON et al. 2007, S. 36). Elf der letzten 12 Jahre waren die wärmsten seit Beginn der Messungen 1850.

Abbildung 3-1

Beschleunigter Anstieg der globalen Durchschnittstemperatur



Quelle: SOLOMON et al. 2007, S. 37

Diese Beschleunigung ist im Kontext eines bisher noch geringen Anstiegs der globalen Durchschnittstemperatur von 0,76° C gegenüber vorindustriellen Werten beunruhigend. Sie ist kein gesicherter Langzeittrend, aber im Zusammenhang mit anderen Erkenntnissen zu Rückkopplungseffekten des Klimawandels gut erklärbar: Das Klimasystem ist aufgrund positiver Rückkopplungen (feed backs) und nicht-linearer Veränderungen wahrscheinlich dynamischer als dies ursprünglich angenommen wurde (s. a. WBGU 2007, S. 77 ff.). Die Hypothese, wonach das globale Klimasystem mitsamt den Systemen der Meereszirkulation, der Kryosphäre, der Biosphäre usw. ein eher träges System sei, wird derzeit einer kritischen Revision unterzogen. Das IPCC betont mehrfach die positiv verstärkenden feed backs im globalen Klimasystem. So können beispielsweise die Erwärmung und Versauerung der Meere (s. a. WBGU 2006) sowie das Auftauen von Permafrostmooren über die Freisetzung von dem an Meeresböden und in Mooren gespeicherten Methan positive Rückkoppelungseffekte hervorrufen. Eine kurzfristige Freisetzung größerer Mengen von Methanhydrat ist zwar unwahrscheinlich, aufgrund der Erwärmung der Ozeane besteht aber die Gefahr einer langfristigen Methanfreisetzung. Die Freisetzung von Methan aus auftauenden Mooren könnte demgegenüber rascher erfolgen, wobei über das Ausmaß dieses Prozesses große Unsicherheiten bestehen (DENMAN et al. 2007, S. 543). Ein weiterer Rückkopplungseffekt besteht darin, dass sich durch Veränderungen in der Kryosphäre die dortige Albedo (Rückstrahlung) verändert. Die CO_2-Aufnahmefähigkeit

terrestrischer Ökosysteme (Wälder, Böden usw.) könnte bei einer raschen Erderwärmung allmählich schwächer werden und sich bei einer starken Temperaturerhöhung sogar umkehren. Allein diese Rückkopplung könnte um bis zu 1° C zur Erderwärmung beitragen (BARKER et al. 2007b, S. 77, 89).

90. Besondere Aufmerksamkeit haben in der jüngeren Klimaforschung nicht-lineare Veränderungen beim Überschreiten von Schwellen – sogenannte tipping points – gefunden. Diese nicht-linearen Veränderungen können weitreichende und teilweise globale Konsequenzen nach sich ziehen. Wichtige tipping points des globalen Klimasystems sind unter anderem der Nordostatlantik mit seiner Bedeutung für die atlantische Meereszirkulation (Golfstrom), das Amazonasbecken, die Monsungebiete des indischen Subkontinents, die Gletscherregionen von Pamir und Himalaya, die Permafrostgebiete Sibiriens und die Änderung der Windmuster im Südpazifik (El Niño). Die Folgen von großräumigen ökologischen Transformationen in diesen Gebieten sind laut IPCC nicht mehr abschätzbar (BARKER et al. 2007b). Schätzt man im Lichte des Vorsorgeprinzips und des Art. 2 der Klimarahmenkonvention (Tz. 97-99) die möglichen positiven Rückkoppelungseffekte und die Veränderungen von tipping points als stark und gefährlich ein, müssen die Stabilisierungsziele korrigiert und strenger gefasst werden.

Die Klimasensitivität wird vom IPCC mit ungefähr 3° C als bestem Schätzwert (best estimate) angegeben. Sie betrifft die wahrscheinliche Erhöhung der globalen Mitteltemperatur bei einer Verdopplung der Konzentration der THG gegenüber vorindustriellen Werten. Im 3. Sachstandsbericht (Third Assessment Report – TAR) des IPCC wurde die Klimasensitivität in einer Spannbreite von 1,5° bis 4,5° C angegeben. Nunmehr gilt es als sehr unwahrscheinlich, dass die Klimasensitivität kleiner als 1,5° C ist. Werte von über 4,5° C können hingegen laut AR4 nicht ausgeschlossen werden (SOLOMON et al. 2007, S. 65).

91. Keines der vom IPCC entwickelten Emissionsszenarien (Special Report on Emission Scenarios, SRES) sichert ein wahrscheinliches Einhalten des vielfach – auch von der EU – genannten 2°-Ziels (IPCC 2000b; IPCC 2000a; vgl. Tz. 97, 100). Zwar liegt das 2°-Ziel in der positivsten der Szenario-Familien, der sogenannten B-1-Familie, noch innerhalb der abgeschätzten wahrscheinlichen Bandbreite von 1,6 bis 3,4° C gegenüber 1990, aber auch hier liegt der beste Schätzwert bei 2,3° C gegenüber 1990. Die Darstellung ist hier insbesondere in der SPM der WG-I irreführend. So werden die in der Öffentlichkeit viel zitierten Veränderungen des Meeresspiegels um 18 bis 59 cm bis zum Ende des Jahrhunderts angegeben, die aber nur den thermisch bedingten Anstieg des Meeresspiegels betrifft und womöglich den dramatischeren, durch Abschmelzprozesse bedingten Anstieg ausklammert. Zudem wird hier als Basiswert der Zeitraum 1980 bis 1990 verwendet, der bereits einen Anstieg voraussetzt. Auch die

Temperaturveränderungen der Szenarien werden an dieser Stelle auf den Zeitraum seit 1980 bis 1990 bezogen, anstatt, wie sonst üblich, auf die vorindustriellen Werte. Lediglich eine Fußnote in der TS II (also in einem anderen Dokument) weist darauf hin, dass dies einer Addition von 0,5° C bedarf. Dann liegt mit 2,3° C auch das B-1-Szenario über dem Zielwert (IPCC 2007e, S. 13; ADGER et al. 2007, S. 11 Fn. 8). In allen anderen Szenarien steigen die Risiken der Zielverfehlung noch weiter. Allerdings sind diese SRES-Szenarien ohne explizite Klimapolitik modelliert worden und stellen lediglich mögliche Entwicklungspfade (story lines) dar. Die Einschätzung, wonach einzig das B-1-Szenario zu verantworten ist und überdies durch eine anspruchsvolle Klimaschutzpolitik ergänzt werden muss (OTT et al. 2004), gewinnt im Lichte des AR4 zusätzlich an Plausibilität. Nach IPCC-Einschätzung erfordert auch ein maßvoller THG-Konzentrationswert von 445 bis 490 ppm CO_2-eq (mit einem Temperaturanstieg von immerhin 2 bis 2,4° C) bis 2050 eine globale Emissionsreduktion von 50 bis 85 % gegenüber 2000. Für die Industrieländer wird eine Reduktion von 80 bis 95 % gegenüber 1990 als erforderlich angesehen (BARKER et al. 2007b, S. 39; FISHER et al. 2007, S. 198; GUPTA et al. 2007, S. 776). Diese Werte sind deutlich strenger als die bislang diskutierten.

Der schwedische Scientific Council on Climate Issues unterstreicht die IPCC-Aussage, dass nur ein Konzentrationswert von 400 ppm CO_2-eq eine hinreichende Wahrscheinlichkeit (66 %) ergibt, das 2°-Ziel zu erreichen. Für die EU hält er – anstelle von 60 bis 80 % – eine THG-Reduzierung um 75 bis 90 % bis zum Jahr 2050 für notwendig (Scientific Council on Climate Issues 2007). Angesichts der heute erreichten CO_2-Konzentrationen von 380 ppm (entsprechend ca. 420 ppm CO_2-eq) ist ein weiter gehendes Umsteuern erforderlich.

Insoweit ist es begrüßenswert, dass der Klimagipfel in Bali (Dezember 2007) nicht nur „starke Einschnitte bei den globalen Emissionen“ fordert, sondern für die Industrieländer – wenn auch nur in einer Fußnote des Aktionsplan – ein THG-Reduktionsziel für 2020 von 25 bis 40 % gegenüber 1990 ins Spiel bringt und die anspruchsvolleren Reduktionsszenarien des AR4 immerhin ausdrücklich zitiert (Tz. 98).

92. Eine sogenannte sanfte Landung, also die Beherrschung eines moderaten Klimawandels durch energische Vermeidungs- und intelligente Anpassungsstrategien ist immer noch in Reichweite verantwortlichen klimapolitischen Handelns. Allerdings wird bei einem ungebremsten Anstieg der globalen Durchschnittstemperatur eine Bewältigung des Klimawandels unwahrscheinlicher, da die Anpassungskapazitäten ökologischer und sozialer Systeme zunehmend überfordert werden. Daher ist das Verhältnis von Vermeidung (mitigation) und Anpassung (adaptation) so zu verstehen, dass Vermeidung eine entscheidende Bedingung für erfolgreiche Anpassung ist, da

nur die Folgen eines moderaten Klimawandels beherrschbar erscheinen (vgl. Kap. 3.7).

93. Die globalen Emissionen sind in den vergangenen Jahrzehnten kontinuierlich auf mittlerweile 7,2 (±0,3) Gt Kohlenstoff (C) pro Jahr zwischen 2000 und 2005 angestiegen. Nahezu unverändert hohe oder steigende (USA seit 1990) Emissionen in den Industrieländern und steil ansteigende Emissionen in den Schwellenländern schließen eine kurzfristige Trendwende aus. Im Trendszenario der Internationalen Energieagentur (IEA) wird bis 2030 sogar ein CO_2-Anstieg um 57 % errechnet (IEA 2007d, S. 13). Die allgemeinen Bedingungen für ein Umsteuern haben sich gleichwohl, wie in diesem Kapitel gezeigt werden wird, verbessert. Dem IPCC ist zuzustimmen, dass die erforderlichen Technologien für eine Bewältigung des Klimaproblems verfügbar sind. Eine entschlossene Klimapolitik lässt zudem zusätzliche Innovationseffekte erwarten, die das Problemlösungspotenzial erhöhen können.

94. Der Verweis auf kritisch hohe Schadenskosten des unterlassenen Klimaschutzes im Stern Review (STERN 2006; 2007) ist auch dann im Grundsatz plausibel, wenn methodische Einwände angebracht sind. Der SRU hat bereits darauf hingewiesen, dass mit Hilfe ökonomischer Optimierungsmodelle fast jede Klimapolitik vom „wait and see“ bis hin zu energischer Emissionsreduktion als „effizient“ bzw. „optimal“ dargestellt werden kann. Dies liegt an den entscheidenden „Stellschrauben“ ökonomischer Modelle wie der Diskontrate, den Energiepreisen, der Schadensfunktion, der statistischen Bewertung menschlichen Lebens, Lernkurveneffekten, einer endogenen oder exogenen Modellierung technologischen Fortschritts, der Quantifizierung der Schäden von Extremereignissen, der Monetarisierung ökologischer Veränderungen usw. In diesem Zusammenhang sind auch die im Stern Review berechneten sehr hohen Schadenskosten zu sehen (SRU 2002a, Tz. 15, 522; CLINE 2005; MATSCHOSS 2004; OTT 2003; HAMPICKE 2003; PARFIT 1983; LIND und SCHULER 1998).

In der Klimaökonomik setzt sich die Einsicht durch, dass in den älteren Berechnungen (NORDHAUS 1994; NORDHAUS und YANG 1996) die kurzfristigen Opportunitätskosten der Emissionsvermeidung (weit) überschätzt, der langfristige Nutzen (weit) unterschätzt wurde. Die Mehrheit der vom IPCC ausgewerteten ökonomischen Studien ergibt Zusatzkosten durch den Klimaschutz. Aber selbst für Konzentrationsziele von ungefähr 450 ppm CO_2-eq liegen die Kosten, ausgedrückt in kumulierten Bruttoinlandsprodukt-Verlusten (BIP-Verluste), in den meisten Modellen im Jahr 2030 unter 3 % und im Jahr 2050 unter 5,5 % (FISHER et al. 2007, S. 205 f.). Allerdings stellt die Spezifikation des technischen Fortschritts einen zentralen Faktor in den Kostenschätzungen der Langfristmodelle dar. Wird berücksichtigt, dass die Investition in und die Nutzung von effizienten Technologien durch die Klimapolitik

selbst beschleunigt werden (sogenannter endogener technischer Fortschritt), können die Kostenschätzungen – wie auch vom IPCC hervorgehoben – noch geringer ausfallen. Das genaue Ausmaß der Kostenreduktion ist von der Art der Modellierung abhängig und variiert zum Teil erheblich. Im endogenen Fall lohnen sich frühzeitige Reduktionen, da sie aufgrund technologischen Lernens die Kosten späterer, weiterführender Reduktionen verringern (BARKER et al. 2007a, Abschn. 11.5; FISHER et al. 2007, Abschn. 3.4.3.2). Das BMU kommt in einer Kostenabschätzung des deutschen Klimaprogramms sogar zu Einsparungen von 5 Milliarden (BMU 2008, S. IV). Dies entspricht auch neueren Ex-post-Evaluationen von Kosten-Nutzen-Berechnungen nach denen die Vernachlässigung von Innovationseffekten als Folge einer anspruchsvollen Umweltpolitik zur systematischen Kostenüberschätzung führt (OOSTERHUIS 2006; ZEDDIES 2006; ELLIS 2007). Hierbei ist auch zu bedenken, dass die Kosten aus Wachstumsverlusten des BIP bestehen, die häufig in absolute Geldbeträge umgerechnet oder – wie oben – kumuliert ausgewiesen werden und dann „enorm“ oder „gigantisch“ erscheinen. Werden die oben genannten kumulierten Wachstumsverluste von (unter) 3 bzw. 5,5 % hingegen in *jährlichen* Wachstumsverzögerungen ausgedrückt, ergibt sich mit 0,12 % in beiden Fällen ein deutlich moderateres Bild (FISHER et al. 2007, S. 205 f.; SRU 2005a, Tz. 3-6).

95. Für das weitere Vorgehen der Klimapolitik nach Kyoto erhält die Lastenverteilung zentrale Bedeutung. Unter Gerechtigkeitsaspekten ist es nicht zu rechtfertigen, wenn die wohlhabenden Länder, die das Problem durch die vergangenen CO_2-Emissionen maßgeblich verursacht haben und deren Pro-Kopf-Emissionen weit über denjenigen der Entwicklungs- und Schwellenländer liegen, die ärmsten und verwundbarsten Teile der Weltbevölkerung großen Gefahren aussetzen. Es ist überdies kein moralischer Grund zu finden, warum ein Erdenbürger ein größeres Recht auf die Nutzung der Atmosphäre (als sogenanntes global common pool good) beanspruchen könnte als ein anderer. Das darauf bezogene normative Grundkonzept von Kontraktion und Konvergenz (contraction and convergence) (SRU 2002a, Tz. 539; OTT 2007) findet mittlerweile breiten Zuspruch. Dass die Bundeskanzlerin dieses Konzept aufgegriffen und in einen Vorschlag für die UN-Klimakonferenz im Dezember 2007 eingebettet hat, ist zu begrüßen.

3.2.3 Fazit

96. Prinzipielle Zweifel am anthropogenen Klimawandel sind nicht mehr möglich. Der AR4 des IPCC gibt gegenüber früheren Berichten nicht nur keine Entwarnung, in wichtigen Punkten ergeben sich vielmehr dramatischere Befunde. Neben der Beschleunigung des Wandels wird die Bedeutung von Schwellenwerten hervorgehoben, deren Überschreitung zu nicht-linearen Veränderungen des Klimasystems mit nicht mehr abschätzbaren, großräumigen ökologischen

Transformationen führen kann. Die Klimasensitivität wird vom IPCC mit ungefähr 3° C als bestem Schätzwert angegeben. Danach sichert keines der SRES-Szenarien ein wahrscheinliches Einhalten des auch von der EU verfolgten 2°-Ziels. Dies erfordert raschere und weitergehende Emissionsreduktionen, für die Industrieländer von 80 bis 95 % gegenüber 1990. Für das weitere Vorgehen der Klimapolitik nach Kyoto erhält die Lastenverteilung zentrale Bedeutung. Das normative Grundkonzept von Kontraktion and Konvergenz findet mittlerweile breiten Zuspruch.

3.3 Die deutsche Klimapolitik im internationalen Kontext

3.3.1 Das internationale Regime

97. In der 1992 beschlossenen und 1994 in Kraft getretenen Klimarahmenkonvention (United Nations Framework Convention on Climate Change – UNFCCC), die auf die Konferenz für Umwelt und Entwicklung in Rio 1992 zurückgeht, verpflichten sich die 190 Unterzeichner-Staaten dazu, die „Stabilisierung der Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre auf einem Niveau zu erreichen, auf dem eine gefährliche anthropogene Störung des Klimasystems verhindert wird“ (Art. 2 UNFCCC). Inzwischen herrscht die Einschätzung vor, dass es dazu notwendig ist, den globalen Temperaturanstieg auf 2° C gegenüber dem vorindustriellen Niveau (d. h. gegenüber 1750) zu begrenzen (SRU 2004, Tz. 24; WBGU 2003, S. 9; OTT et al. 2004; SCHRÖDER et al. 2002, Kap. 1.4; LUMER 2002). Im 1997 beschlossenen und erst 2005 in Kraft getretenen Kyoto-Protokoll haben sich die westlichen Industrieländer und seinerzeitigen Ostblockstaaten (Annex-I-Staaten) verpflichtet, ihre Emissionen im gesamten Zeitraum von 2008 bis 2012 insgesamt um mindestens 5 % gegenüber 1990 zu senken. Die Bandbreite der Reduktionsverpflichtungen reicht dabei von -8 % für die Länder der Europäischen Union (teilweise als gemeinsame Verpflichtung, Tz. 100 f.) bis +10 % für Island (Art. 3 und Annex B, Kyoto-Protokoll). Diese Verpflichtung ist nicht ausreichend, um Art. 2 UNFCCC gerecht zu werden. In einem Folgeabkommen ist eine Weiterentwicklung mit schärferen Zielen erforderlich. Die Tatsache, dass die Entwicklungsländer bisher von Reduktionsverpflichtungen ausgenommen sind, trägt dem Prinzip der „gemeinsamen, aber unterschiedlichen Verantwortlichkeiten“ Rechnung (Art. 3 UNFCCC), das den Annex-I-Staaten eine Führungsrolle zuweist (IISD 2006; MATSCHOSS 2004; SRU 2004; UNFCCC 2007a; GRUBB et al. 1999; OBERTHÜR und OTT 1999).

Wichtigste Aufgabe der weiteren Ausgestaltung des internationalen Regimes ist die Festlegung weiterer Reduktionsverpflichtungen für einen unterbrechungsfreien Übergang nach dem Auslaufen des Kyoto-Protokolls Ende 2012. Letzteres kann nur einen ersten Schritt auf dem Weg zur Stabilisierung darstellen, weil

- die bisher beschlossenen Reduktionen für die oben dargelegten Reduktionserfordernisse völlig unzureichend sind,
- die Annex-I-Staaten alleine das 2°-Ziel nicht erreichen können und daher zukünftig auch Entwicklungsländer, insbesondere große Schwellenländer wie China und Indien, Reduktionsverpflichtungen eingehen müssen, und
- die Weigerung des Annex-I-Staates USA als weltweit größter Emittent mit den höchsten Pro-Kopf-Emissionen das Kyoto-Protokoll zu unterzeichnen die Glaubwürdigkeit des postulierten Prinzips der unterschiedlichen Verantwortlichkeiten beschädigt hat.

98. Die Wirksamkeit eines zukünftigen Regimes wird insbesondere davon abhängen, ob es gelingt, die USA einerseits sowie China und Indien andererseits in ein Regime der THG-Reduktion einzubinden, da diese Länder zusammen mit der EU, Kanada, Russland und Japan für 75 % der globalen THG-Emissionen verantwortlich sind (Europäische Kommission 2005b). Es ist daher zu begrüßen, dass der Klimaschutz – seit den Beratungen in Gleneagles 2005 – ein Schwerpunktthema der Gruppe der Acht (G8) geworden ist und unter der deutschen Präsidentschaft die Schwellenländer Brasilien, China, Indien, Mexiko und Südafrika in die Beratung einbezogen worden sind (sogenannte G8+5) (Bundesregierung 2006). Eine konkrete Reduktionsverpflichtung der G8-Staaten war nicht zu erwarten. Allerdings bekannten sich die G8 zu einer Nachfolgeregelung für das Kyoto-Protokoll im Rahmen des UN-Klimaprozesses (Bundesregierung 2007b). Dies war eine wichtige Voraussetzung für die Beschlüsse der 13. Vertragsstaatenkonferenz (13th Conference of the Parties – COP 13) in Bali im Dezember 2007. Im sogenannten Bali Action Plan werden für die Entwicklungsländer nunmehr ebenfalls „national angemessene Minderungsmaßnahmen“ anvisiert (UNFCCC 2007b; IISD 2007).

Die Beschlüsse von Bali sehen zwar noch keine quantitativen Ziele vor, deuten aber über eine Fußnote ein mögliches Reduktionsziel für die Industrieländer an (25 bis 40 % bis 2020). Die gleiche Fußnote verweist auf ein globales THG-Reduktionsziel von 50 bis 85 % bis 2050 (gegenüber 2000) (UNFCCC 2007b). Die im Bali Action Plan zitierte Tabelle des IPCC sieht für die Industrieländer im Übrigen bis 2050 eine Emissionsminderung von 80 bis 95 % gegenüber 1990 vor (BARKER et al. 2007b, S. 39, 90; GUPTA et al. 2007, S. 776). Der SRU empfiehlt, dieses weitergehende Ziel und seine Begründung in den weiteren Zielbildungsprozess einzubeziehen. Dies ist auch deshalb vertretbar, weil den vom IPCC als notwendig erachteten weitergehenden Zielen eine neue Innovations- und Wachstumsdynamik bei klimarelevanten Technologien gegenübersteht, die die Handlungsspielräume erweitert hat (s. Tz. 94; Kap. 2). Nicht nur die Erfordernisse, sondern auch die Handlungspotenziale der Klimapolitik haben sich dynamisch verändert.

99. Zur genaueren Ausgestaltung des Regimes nach 2012 existiert eine Reihe von Vorschlägen. Sie reichen von relativ komplizierten Modellen, die in Anlehnung an das Kyoto-Protokoll explizit die Situationen und den Entwicklungsstand der einzelnen Länder berücksichtigen, bis hin zu einfacheren Modellen, die sich an wenigen Prinzipien orientieren (GUPTA et al. 2007, Abschn. 13.3.3). Ein Vergleich zeigt, dass sich die Zuteilungen der Emissionsberechtigungen an einzelne Staaten weniger durch die Wahl des Modells als durch die Stringenz des globalen Reduktionsziels unterscheiden. Entscheidend für die Erreichung anspruchsvoller Reduktionsziele ist, dass neben den Annex-I-Staaten auch möglichst viele Nicht-Annex-I-Staaten – dort vor allem auch die +5-Staaten mit hohen Emissionen – schnell genug anspruchsvolle Reduktionsverpflichtungen eingehen (HÖHNE 2006; HÖHNE et al. 2006; HÖHNE et al. 2005; GUPTA et al. 2007). Neben Deutschland sind inzwischen eine Reihe von Ländern weiter gehende Reduktionsverpflichtungen eingegangen (u. a. Großbritannien, Frankreich, Schweden). In den USA wurde 2003 zwar ein Gesetzesvorschlag für einen landesweiten Emissionshandel (sogenannter McCain-Liebermann Climate Stewardship Act) vom US-Senat abgelehnt (PEW Center o. J.; PIZER und KOPP 2003), aber inzwischen liegen dem US-Kongress nicht weniger als zwölf verschiedene Gesetzesvorschläge vor (RFF 2008; KOPP 2007). Zudem bestehen bereits regionale Initiativen, wie die 2009 beginnende THG-Initiative der nordöstlichen Bundesstaaten und eine gesetzlich festgeschriebene kalifornische Reduktionsverpflichtung (ARIMURA et al. 2007; KNIGGE und BAUSCH 2006).

3.3.2 Die europäische Klimaschutzstrategie

100. Der Rat der Europäischen Union hat das Ziel einer Anstiegsbegrenzung der globalen Durchschnittstemperatur auf 2° C erstmals 1996 formuliert und seitdem mehrfach bekräftigt (Europäische Kommission 2007b). Die Europäische Kommission hat das 2°-Ziel daher zum Kern ihrer Klimaschutzstrategie gemacht und dabei explizit die Vorreiterrolle der EU, gleichzeitig aber auch die Notwendigkeit der Teilnahme der Nicht-Annex-I-Staaten betont. Der Europäische Rat hat auf der Frühjahrstagung 2007 ein von der Europäischen Kommission vorgelegtes Gesamtkonzept für eine integrierte Klima- und Energiepolitik in weiten Teilen gebilligt. Kern des Konzepts ist ein unilaterales Reduktionsziel von „mindestens 20 %“ gegenüber 1990, welches auf 30 % erhöht werden soll, „sofern sich andere Industrieländer zu vergleichbaren Emissionsreduzierungen und die wirtschaftlich weiter fortgeschrittenen Entwicklungsländer zu einem ihren Verantwortlichkeiten und jeweiligen Fähigkeiten angemessenen Beitrag verpflichten“ (Europäischer Rat 2007, Abs. 31-2; Europäische Kommission 2005b; 2007b; 2007d). Vor dem Hintergrund der schwierigen Verhandlungen für die Zeit nach 2012 leistet das unilaterale Ziel einen wichtigen Beitrag zur Beendigung der Blockade-Situation zwischen den Annex-I- und Nicht-

Annex-I-Staaten. Gemessen an den langfristigen Reduktionserfordernissen ist es dennoch unzureichend. Vielmehr wäre ein Beschluss zur unilateralen Reduktion von mindestens 30 % bzw. zur multilateralen Reduktion von mindestens 40 % notwendig gewesen.

Im Januar 2008 hat die Europäische Kommission ein zweites Energiepaket vorgelegt, das die Erreichung der Reduktionsziele bis 2020 sicherstellen soll. Neben Richtlinienvorschlägen zur Förderung erneuerbarer Energien und zu CCS enthält das Paket Vorschläge zur Revision und zum Beitrag des Emissionshandels (vgl. Abschn. 3.5.4) sowie zur Lastenverteilung (burden sharing) zwischen den Mitgliedstaaten (jetzt effort sharing genannt). Demnach sollen die THG-Emissionen um insgesamt 14 % gegenüber 2005 verringert werden (dieses neue Basisjahr entspricht 20 % gegenüber 1990). Dabei wird dem Emissionshandelssektor eine Reduktion von 21 % und den übrigen Sektoren ein Rückgang um 10 % vorgeschrieben. Für den Emissionshandel gilt ein EU-weites Emissionsbudget. Für die übrigen Sektoren reichen die Reduktionsverpflichtungen der EU-27 von -20 % (Dänemark, Irland, Luxemburg) bis +20 % (Bulgarien). Das Ziel für Deutschland ist -14 % (jeweils gegenüber 2005). Im Falle der genannten Änderung der Reduktionsziele auf 30 % gegenüber 1990 werden die Länder- und Sektorziele proportional angepasst (WENNING und TOSTMANN 2008; Europäische Kommission 2008c; 2008e).

101. Das Erreichen der Reduktionsziele des Kyoto-Protokolls ist entscheidend für die Glaubwürdigkeit der Europäischen Union im anstehenden internationalen Verhandlungsprozess und der von ihr postulierten Vorreiterrolle. Die Zielerreichung ist allerdings derzeit noch unsicher, da die bisherige Reduktion der EU-27 überwiegend auf den wirtschaftlichen Einbruch in den Beitritts- bzw. Transformationsstaaten in den 1990er-Jahren zurückzuführen ist. Die THG-Emissionen der EU-15 sind bis 2006 hingegen nur um 1,6 % gesunken. Die (fast ausschließlich energiebedingten) CO_2-Emissionen sind in der EU-15 sogar um 4,1 % gestiegen (ZIESING 2007b). Im Lichte der ohnehin unzureichenden Zielvorgabe ist diese Entwicklung absolut unakzeptabel, auch wenn sich unter Einbeziehung der flexiblen Mechanismen ein etwas günstigeres Bild ergibt (EEA 2007c).

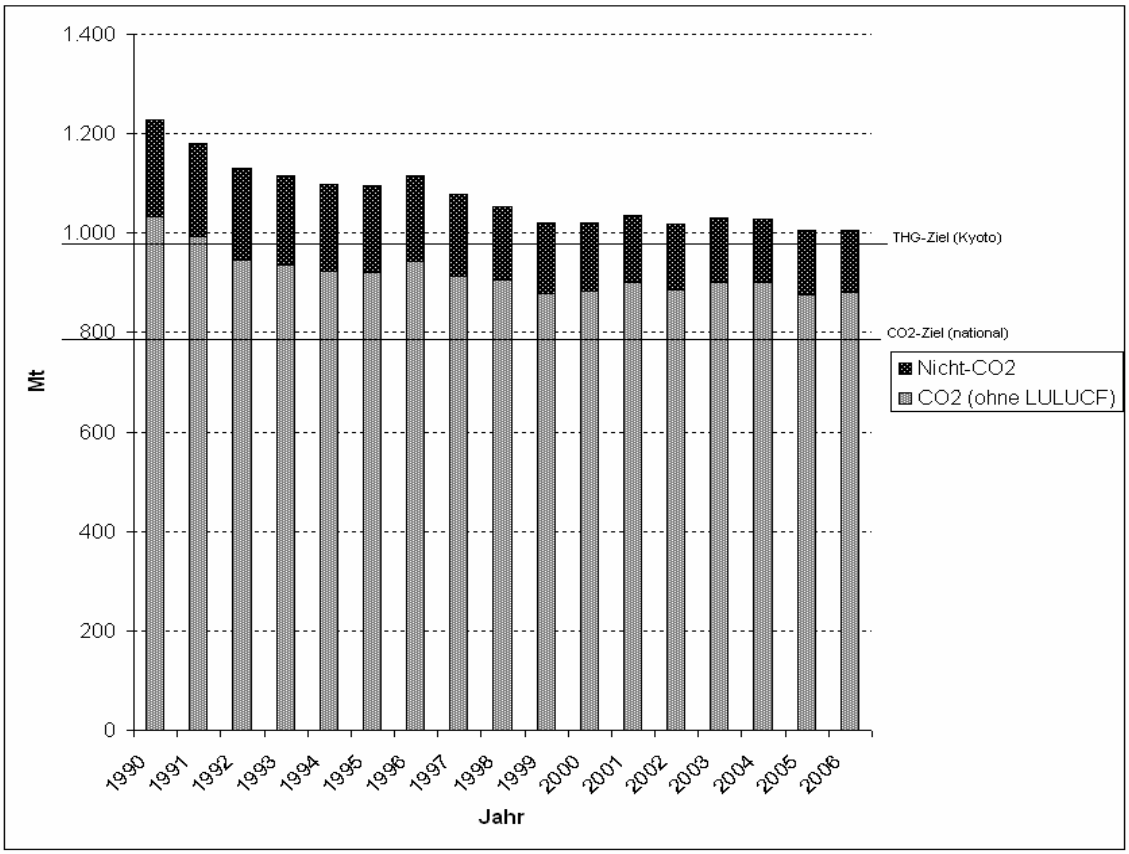
3.3.3 Bisherige Reduktionsziele und Emissionsverläufe in Deutschland

102. Abbildung 3-2 stellt die deutsche Emissionsentwicklung nach THG dar, wobei in der Kategorie Nicht-CO_2 die anderen fünf Gase des Kyoto-Protokolls CH_4, N_2O, HFCs, PFCs und SF_6 zusammengefasst sind. Der dominante CO_2-Anteil (87,1 %), der fast ausschließlich energiebedingt ist, ist typisch für hoch entwickelte Industrieländer. Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft (land use, land use change

and forestry – LULUCF) nehmen zurzeit noch mehr THG auf als sie freisetzen, das heißt sie stellen derzeit noch eine Senke dar (UBA 2007b). Das lange Zeit parteiübergreifend vertretene nationale Ziel, die CO_2-Emissionen bis 2005 um 25 % zu reduzieren (dargestellt durch die untere waagerechte Linie), wurde verfehlt (SRU 2004, Tz. 22). Im Rahmen der EU-internen Lastenverteilung des Kyoto-Protokolls hat sich Deutschland zu einer Reduktion aller THG von 21 % im gesamten Zeitraum von 2008 bis 2012 verpflichtet (dargestellt durch die obere waagerechte Linie). Mit einer Reduktion von 18 % bis 2006 ist zwar bereits ein Großteil der Reduktionsleistung erbracht worden aber gegenüber 2005 sind die Emissionen wieder leicht gestiegen (ZIESING 2007a). Im Jahr 2007 ist es zu einem weiteren Rückgang des Energieverbrauchs und der Emissionen gekommen, der allerdings weitgehend durch Witterung und andere Faktoren bedingt ist und daher nicht vorbehaltlos als Bestätigung des Trends gewertet werden kann. Im Gegenteil hat der Anteil der Stromerzeugung auf Stein- und Braunkohlebasis weiter zugenommen (ZIESING 2008; AGEB 2008; Pressemitteilung UBA vom 10. März 2008). Die Erreichung des Kyoto-Ziels ist somit nicht gesichert, wenngleich die Europäische Umweltagentur zu einer optimistischeren Einschätzung kommt (EEA 2007c). Dass die Europäische Kommission die Überallokation in der zweiten Phase des Emissionshandels unterbunden und einen Teil der Maßnahmen des unzureichenden Klimaschutzprogramms von 2005 (Deutscher Bundestag 2005) auf den Emissionshandelssektor angerechnet hat (Tz. 203), kommt der Zielerreichung immerhin entgegen.

Abbildung 3-2

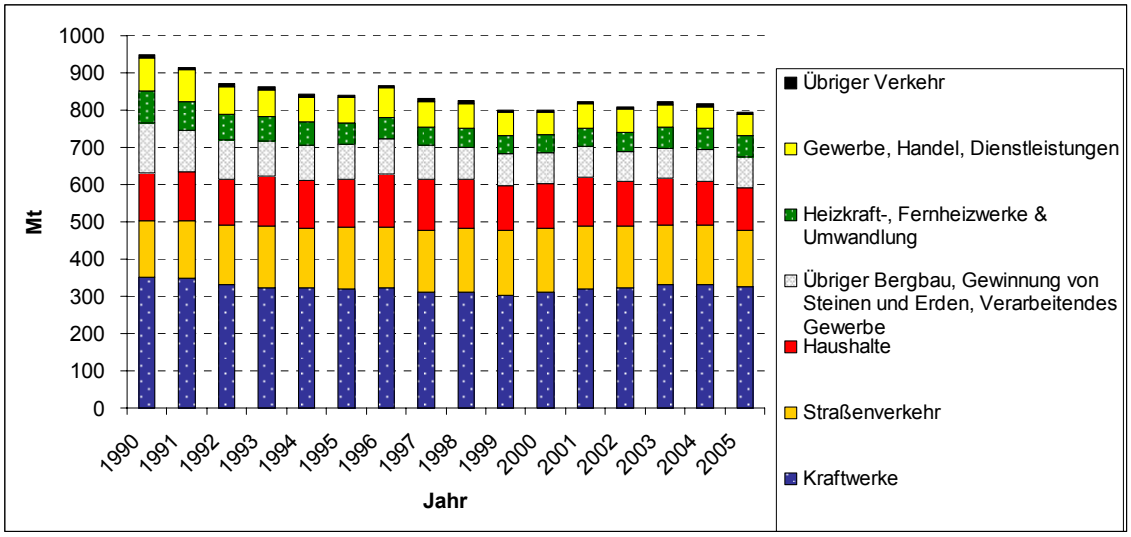
THG-Emissionen in Deutschland nach Gasen in CO_2-Äquivalenten



SRU/UG 2008/Abb. 3-2; Datenquelle: UBA 2007b; UBA 2008a

Abbildung 3-3

Sektorale, energiebedingte CO_2-Emissionen in Deutschland



SRU/UG 2008/Abb. 3-3; Datenquelle: ZIESING 2007a; schriftliche Mitteilung vom 26. August 2007 (Daten für 2004 und 2005 vorläufig)

103. In Abbildung 3-3 ist die Entwicklung der energiebedingten CO_2-Emissionen nach Sektoren dargestellt. Die stärksten anteiligen Reduktionen wurden bisher in den weniger wichtigen Sektoren Gewerbe, Handel, Dienstleistung (GHD), Heizkraft und Bergbau erreicht, die 2005 zusammen 23 % ausmachten. Die CO_2-Emissionen des Straßenverkehrs (2005: 19 %) sind seit 1999 rückläufig, liegen aber noch immer auf dem Niveau von 1990. Zwar ist im größten Teilsektor Kraftwerke (2005: 41 %) auch der absolute Rückgang insgesamt am größten, aber hier ist es nach 1999 – vor allem durch den Einsatz von Braunkohle (SRU 2004, Tz. 22; SRU 2005a, Tz. 17) – zu einem deutlichen Wiederanstieg gekommen, so dass die anteilige Reduktion mit am geringsten ausfällt. An den Kraftwerksemissionen zeigt sich deutlich, dass – analog zur Emissionsentwicklung in den Beitrittsländern der EU – die stärksten Reduktionen dem Umbruch in der ehemaligen DDR-Wirtschaft geschuldet sind.

3.3.4 Das integrierte Energie- und Klimaprogramm

104. Wie die beiden Vorgänger-Regierungen bekennt sich die jetzige Bundesregierung zu einer Führungsrolle im Klimaschutz (Bundesregierung 2007b). In einer Regierungserklärung vom 26. April 2007 hat sie sich zu einer Emissionsreduktion von 40 % bis 2020 gegenüber dem Stand von 1990, entsprechend 270 Mt CO_2 gegenüber 2006, verpflichtet. Dies entspricht einer Reduktion von 26,4 % gegenüber 2005 (dem neuen Basisjahr der Europäischen Kommission). Es werden acht Maßnahmenbereiche mit ihren jeweiligen Beiträgen genannt. Auf der Kabinettsitzung vom 24. August 2007 in Meseberg wurden Eckpunkte eines entsprechenden, neuen Klimaschutzprogramms beschlossen. Der erste Teil eines diesbezüglichen Gesetzespaketes wurde im Dezember 2007 vom Kabinett beschlossen, der zweite Teil soll im Mai 2008 folgen (Pressemitteilungen BMU, 24. August 2007 und 5. Dezember 2007; BMU 2007g). Die Maßnahmen für die energiebedingten CO_2-Emissionen basieren weitgehend auf einer Studie des Umweltbundesamtes (UBA), die allerdings in einigen Bereichen zu einer kritischeren Einschätzung kam (bezüglich KWK sowie erneuerbare Energien für Strom und Wärme), dafür aber weitere, zusätzliche Maßnahmen angab. Insgesamt kam die Studie auf eine Reduktion von 224 Mt/a der energiebedingten CO_2-Emissionen bis 2020 (UBA 2007a). Tabelle 3-1 stellt die Maßnahmen der Regierungserklärung und ihre Reduktionsziele sowie eine Abschätzung der Wirksamkeit der in Meseberg gefassten Beschlüsse dar.

Tabelle 3-1

Das integrierte Energie- und Klimaprogramm (IEKP) der Bundesregierung

Maßnahme	THG-Reduktion in Mt CO_2-eq	
	Regier.-Erklärung	Wirkungs-Analyse
Reduktion des Stromverbrauchs um 11 %: – strengere Verbrauchsstandards für Strom verbrauchende Geräte – obligatorisches Energiemanagement in Unternehmen (gekoppelt an Ausnahmeregel für Ökosteuer) – Berücksichtigung der Energieeffizienz in öffentlicher Beschaffung – Energieeffizienzfonds: Beratungsangebote und zinsgünstige Darlehen für kleine und mittelständische Unternehmen und Haushalte	40	25,5
Verbrauchsreduktion in Gebäuden und Produktionsprozessen: – stufenweise Verschärfung der Energieeinsparverordnung (EnEV): 30 % bis 2008/2009, nochmals bis zu 30 % bis 2012 (gleichbedeutend mit 3-Liter-Standard, Heizöl/m^2) für Neubauten, Außerbetriebnahme von Nachtspeicherheizungen – Mietwohnungen: Novelle der Heizkostenverordnung (Erhöhung des Anteils variabler Kosten für erhöhten Anreiz zum Energiesparen), Prüfung der Möglichkeiten des contracting – Weiterentwicklung des CO_2-Gebäudesanierungsprogramms – Bezuschussung der Sanierung sozialer Infrastrukturen von Ländern und Gemeinden (Schulen etc.) durch den Bund – Fortführung des Programms zur Sanierung von Bundesgebäuden.	41	31
Steigerung des Anteils erneuerbarer Energien in der Stromerzeugung auf über 27 % (25 bis 30 %): – Novelle des Erneuerbare-Energien-Gesetzes: erhöhte Vergütungssätze für Offshore-Wind, Biomasse und Geothermie, verbesserte Anreize für repowering – Netzintegration: beschleunigter Ausbau des Stromnetzes (Energieleitungsausbaugesetz mit Bedarfsplan, Musterleitlinien zur Planfeststellung, Rechtswegverkürzung, Bündelung der Planfeststellung für Offshore-Anbindung u. a.) – Offshore-Windenergie: bessere Integration in die Raumordnungsplanung (Ausweisung von Vorranggebieten) – Repowering Windenergie: Ersatz von Altanlagen und Beseitigung von Streuanlagen durch bessere Integration in Bauleitplanung (Konzentrationszonen in Flächennutzungs-plänen) und Regionalplanung (Festlegung von Eignungsgebieten).	55	54,4
Steigerung des Anteils erneuerbarer Energien im Wärmesektor auf 14 %: – erneuerbare-Energien Wärmegesetz (EEWärmeG) mit anteiliger Nutzungspflicht erneuerbarer Energien – aufgestocktes Marktanreizprogramm	14	9,2

– Einspeiseregelung für Biogas in Erdgasnetze mit Vorrangregelungen für und Mindestanteilen von Biogas.		
Erneuerung des Kraftwerkparks: – Forschungsförderung für CCS – Schaffung eines Rechtsrahmens für CCS – Wirkungsgradsteigerungen – verpflichtender Einsatz neuester Technologien (BVT), weitere Verschärfung der Grenzwerte	30	15
Verdoppelung der Kraft-Wärme-Kopplung (KWK) auf 25 %: – Appell an Wirtschaft zur Umsetzung der KWK-Vereinbarung – Novelle des KWK-Gesetzes (inkl. Förderung von Nah- und Fernwärmenetzen)	20	14,3
Effizienzsteigerung im Verkehr und Steigerung des Anteils der Biokraftstoffe auf 17 %: – Emissionsstandards und Verbrauchskennzeichnung gemäß EU-Strategie – Kfz-Steuer: aufkommensneutrale Umstellung auf CO_2-Basis – LKW-Maut (ab 12 t): stärkere Spreizung der Sätze nach Emissionsklassen – Steigerung der Biokraftstoffquote bis 2020 auf zwanzig Volumenprozent – Steigerung der Wettbewerbsfähigkeit der Bahn – Erarbeitung Masterplan Güterverkehr und Logistik – Einbindung des Flug- und Schiffsverkehr in den europäischen Emissionshandel	30	33,6
Reduktion fluorierter Treibhausgase (nicht-CO_2): – Erlass einer Chemikalien-Klimaschutzverordnung – Entwicklung und Markteinführung von Kälteanlagen mit natürlichen Kältemitteln	40	36,4
Reduktion insgesamt	*270*	*219,4*

SRU/UG 2008/Tab. 3-1; Datenquelle: BMU 2007f; BMU 2007a; BMU 2008; UBA 2008b; BMWi und BMU 2007

105. Die Wirkungsanalyse der Meseberger Beschlüsse ergibt statt 270 Mt THG nur eine Reduktion von 219,4 Mt THG. Dies entspricht einer Verringerung von rund 36 % gegenüber 1990. Damit verfehlt das Maßnahmenpaket das Reduktionsziel von 40 % um ein Zehntel. Insgesamt ist davon auszugehen, dass diese Emissionsminderungen immer noch überschätzt werden. Zwar erklärt sich die Differenz auch aus der Abgrenzung gegenüber bereits bestehenden Maßnahmen. Andere Studien kommen aber zu deutlich kritischeren Einschätzungen. Eine Grobanalyse eines früheren Programmentwurfs kam – bei großzügiger Textauslegung – auf eine Reduktion von 215 Mt THG, von denen 35 Mt THG als unsicher angesehen wurden. Somit entstünde 2020 eine Deckungslücke von 85 Mt THG bzw. 7 % (ECOFYS 2007). Die Grobanalyse bezog sich auf eine Fassung des Programms, die umfassender und stringenter war als der letztlich vom Kabinett verabschiedete Kompromiss. Im Kabinettsbeschluss wurden Abstriche gemacht, die die erwarteten Emissionsminderungen verringern. Einige

Maßnahmen wurden gestrichen, wie die verpflichtende Energieberatung im Gegenzug für eine Befreiung von der Ökosteuer oder die LKW-Maut für Fahrzeuge unter 12 t. Das Verbot der Nachtspeicherheizung wurde zunächst mit langen Übergangsfristen bedacht, nunmehr allerdings doch in Angriff genommen. Die faktischen Steuerprivilegien für KW-starke Dienstwagen und das Contracting im Mietwohnbereich wurden lediglich mit Prüfaufträgen versehen. Zudem sollen einige Finanzzusagen für Förderprogramme gestrichen worden sein (Frankfurter Rundschau, 16. und 20. August 2007; Handelsblatt, 16. August 2007; Die Zeit, 23. August 2007). Eine weitere Emissionsschätzung der tatsächlichen Meseberg-Beschlüsse kommt vor diesem Hintergrund nur auf eine Reduktion von 160 Mt THG bis 2020. Dies wäre eine gravierende Verfehlung der ursprünglichen Ziele. Die größten Abweichungen ergeben sich im Bereich der Stromerzeugung, geringere bei der Gebäudesanierung und für die Minderung der anderen THG (EUtech 2007). Insgesamt sind die Widerstände im wichtigen Bereich der Energieeffizienz und Stromeinsparung offenbar besonders stark. Dies deckt sich mit den Defiziten des nationalen Aktionsplans Energieeffizienz (vgl. Tz. 128).

106. Die vorgenommenen Einschränkungen der Beschlüsse von Meseberg sind auch mit Kostenargumenten kaum zu rechtfertigen. Nach einer Studie für das UBA verursacht das Energie- und Klimaprogramm der Bundesregierung jährliche Investitionskosten von 24 Milliarden Euro, denen jährliche Energieeinsparungen in Höhe von 29 Milliarden Euro gegenüberstehen (DOLL et al. 2008). Eine Studie für den Bundesverand der Deutschen Industrie e.V. (BDI) (McKinsey & Company 2007) kommt hier erwartungsgemäß zu einem kritischeren Ergebnis. Festgestellt wird aber immerhin, dass sich 127 Mt THG (= 25 % Emissionsminderung bis 2020 gegenüber 1990) durch entsprechende Einsparungen rechnen. Bis 2030 wird – auch unter Beibehaltung des Atomausstiegs – eine THG-Reduzierung von 44 % (mit CCS) für möglich gehalten, von der knapp zwei Drittel als rentabel angesehen werden. Dieses Ergebnis würde deutlich günstiger ausfallen, wenn einige Parameter plausibel geändert würden. So entspricht der angenommene Rohölpreis (2020: 52 US$/barrel) zwar den derzeit gängigen Prognosen, höhere Preise, wie sie derzeit Realität sind, erweitern aber den Bereich lohnender Maßnahmen entsprechend. Vor allem fehlt hier aber die Berücksichtigung der (neuerdings auch vom IPCC diskutierten) Innovationseffekte einer anspruchsvollen Klimapolitik, die meist zur Kostendegression bei den Klimaschutzmaßnahmen führen (IPCC 2007b; SRU 2002a). In der Studie von DOLL et al. (2008) werden diese Effekte explizit berücksichtigt. Interessanterweise wird in beiden Studien die hohe Kostenspanne zwischen den einzelnen Maßnahmen deutlich: Die geringsten Kosten bei weiter gehenden Reduktionen entstehen aus den Maßnahmen zur Energieeinsparung, während die THG-Vermeidung aus Biokraftstoffen das mit Abstand teuerste Maßnahmenbündel darstellt (s. a. SRU 2007).

107. Mit der Regierungserklärung vom 26. April 2007 wurde die vorher in beiden Bundesregierungen vertretene Konditionierung der Redukionsziele mit Blick auf ein EU-weites Reduktionsziel von 30 % aufgegeben (CDU et al. 2005; SRU 2004, Tz 27). Analog zum unilateralen Ziel der EU leistet die Bundesregierung mit dieser Grundsatzentscheidung einen begrüßenswerten Beitrag zur Weiterentwicklung des internationalen Klimaregimes. Für die Glaubwürdigkeit dieser anspruchsvollen Politik ist allerdings die *tatsächliche* Zielerreichung entscheidend. Eine bereits im Ansatz absehbare Verfehlung des selbst gesteckten Ziels steht dazu im Widerspruch. Sie ist auch deshalb kritikwürdig, weil sie auf wichtige Innovationsanreize verzichtet, so etwa die Förderung sparsamerer Dienstwagen oder die in Großbritannien sehr erfolgreiche Belohnung einer verbindlichen Energieberatung mit einem Steuervorteil. Die Schwäche des Programms bei der Förderung der Energieeffizienz ist insofern gravierend als diese nicht nur hoch profitabel sondern letztlich auch die Erfolgsbedingung für andere Maßnahmen ist.

3.3.5 Fazit

108. In der jetzigen, kritischen Phase des internationalen Klimaregimes geht es um die Schaffung eines Anschlussabkommens mit hinreichend strengen Reduktionszielen für einen unterbrechungsfreien Übergang für die Zeit nach 2012. Die Einbindung der USA und der großen Schwellenländer ist von entscheidender Bedeutung. Die unilateralen Reduktionsziele der EU und Deutschlands leisten hier einen wichtigen Beitrag zur Beendigung der Blockade-Situation zwischen den Annex-I- und Nicht-Annex-I-Staaten. Für die Glaubwürdigkeit ist jedoch die tatsächliche Zielerreichung entscheidend, die bisher weder auf EU- noch auf nationaler Ebene gesichert zu sein scheint. Die Maßnahmen des deutschen integrierten Energie- und Klimaprogramms sind insgesamt zu begrüßen, weisen aber bisher in Teilbereichen Abstriche auf, die eine Zielverfehlung ergeben können. Diese Abstriche sind in den Bereichen Energieeffizienz und Stromeinsparung besonders hoch, in denen verschiedene Studien die höchsten Potenziale mit den geringsten Kosten ausweisen.

3.4 Emissionsreduktion durch Energieeffizienz

3.4.1 Bedeutung und Rolle der Energieeffizienz

3.4.1.1 Klimaschutz und Energieeffizienz im Zieldreieck der Energiepolitik

Begriffe

109. Wegen der dargestellten zentralen Bedeutung der Energieeffizienz sollen die Möglichkeiten zur Effizienzsteigerung hier näher untersucht werden. Vorab sollen einige Begriffe kurz erläutert werden.

Energie*intensität* misst den Energieverbrauch pro Aktivität (z. B. BIP, km) während die Energie*effizienz* den Kehrwert darstellt (IEA 2004, S. 21; AZAR und DOWLATABADI 1999, S. 520). Für den Begriff des Effizienzpotenzials besteht eine Kaskade von Definitionen. Vom Begriff des *theoretischen Potenzials* über das *technische Potenzial* kommt man zum *wirtschaftlichen Potenzial*, das den Teil beschreibt, der im bestehenden ökonomischen Rahmen volkswirtschaftliche Vorteile aufweist. Während das wirtschaftliche Potenzial von funktionierenden Märkten ausgeht, berücksichtigt das *Markt- oder Erwartungspotenzial* schließlich den Teil, der trotz bestehender Marktunvollkommenheiten erreicht werden kann (SCHMID et al. 2003, S. 6-7; THOMAS 2006, S. 7 f.; Deutscher Bundestag 1994, S. 130). Mit dem sogenannten *rebound effect* wird darauf verwiesen, dass ein Teil der Kosten, die durch gestiegene Energieeffizienz eingespart werden, zur verstärkten Nachfrage nach Energiedienstleistungen genutzt werden kann. Steigende Energieeffizienz kann auch von anderen Entwicklungen (allgemeiner Wirtschaftswachstum, technologischer Wandel) überlagert und überkompensiert werden (GELLER und ATTALI 2005, S. 5 ff., 31 ff.). Das bedeutet einerseits, dass direkte Effizienzpolitiken (z. B. dynamisierte Gerätestandards) hinreichend ambitioniert sein müssen und dass andererseits flankierende Maßnahmen der Rahmensetzung (Begrenzung/Bepreisung von Energie bzw. CO_2) weiterhin notwendig sind.

Bedeutung für Klimapolitik und Versorgungssicherheit

110. Um die notwendige Senkung der Emissionen ohne Wohlstandsverlust zu erreichen, ist die Erhöhung der CO_2-Effizienz auf allen Stufen des Energiesystems notwendig. Das notwendige Ausmaß der Emissionsreduktion erfordert langfristig einen nahezu vollständigen Umstieg auf CO_2-freie, das heißt erneuerbare Energieträger. Dazu ist gleichzeitig eine starke Verringerung des gesamten Primärenergiebedarfs notwendig, der wesentlich durch Umwandlungsverluste und eine erheblich ineffiziente Endenergienutzung geprägt ist. Derzeit werden nur etwa 10 % der eingesetzten

Primärenergie in tatsächliche Energiedienstleistungen umgewandelt. Allein die Umwandlungsverluste in der Energiebereitstellung bis hin zur Nutzenergie liegen bei zwei Drittel der Primärenergie (BLOK et al. 2001, S. iv; WAGNER 2006; NAKICENOVIC 2007).

Die Senkung der Energieintensität des Endverbrauches ist somit für die Senkung des Primärenergiebedarfes und der energiebedingten Emissionen entscheidend. So entfielen zwischen 1973 und 1998 in elf OECD-Staaten 75 % der Verringerung der CO_2-Intensität auf die Verringerung der Energieintensität des Endverbrauchs. Ohne diese Reduzierung wäre der absolute Energieverbrauch in diesem Zeitraum um 50 % höher gewesen (IEA 2004, S. 54, 192; SRU 2005a, S. 7 f.; ZIESING 2006a; 2006b).

111. Energiepolitik bewegt sich im Zieldreieck Versorgungssicherheit, Wettbewerbsfähigkeit und Umweltverträglichkeit. Diese Ziele werden in der öffentlichen Debatte oft einseitig interpretiert. So wird eine überholte Vorstellung von Versorgungssicherheit gegen den Umwelt- und Klimaschutz ausgespielt. Hierbei wird ein nationaler kohlebasierter Energiesockel befürwortet und ein höherer Erdgasanteil als Risiko für die Versorgungssicherheit dargestellt. Diese Sichtweise ist verkürzt, wobei zwischen *physischer* (Verfügbarkeit von Energie/Ressourcen) und *ökonomischer* Versorgungssicherheit (Schutz vor Preisschwankungen) unterschieden werden muss.

In der physischen Perspektive ist nicht ein nationaler Energiesockel, sondern vielmehr die Diversifizierung der Energiequellen im Sinne des Zugangs zu Weltenergiemärkten und Transportwegen entscheidend. Für Kohle sind auf absehbare Zeit keine physischen Versorgungsengpässe zu erwarten. Physische Versorgungsengpässe beim global ungleich verteilten Erdöl, zum Beispiel durch Blockade einzelner Lieferrouten, wird durch den integrierten Weltmarkt aufgrund der Versorgung per Schiff begegnet. Dies trifft – mit Einschränkungen – auch für Gas zu, wobei hier ein stärkeres Setzen auf Erdgasverflüssigung notwendig ist. Voraussetzung sind außerdem ausreichende Investitionen in die Infrastruktur (YERGIN 2005; BMWi 2006, S. 2 ff.; IEA 2007d, S. 159-164, 181; IEA 2006c, S. 88 ff.). Die Risiken sind somit in erster Linie ökonomischer Natur. Aber auch unter dem Aspekt der Verwundbarkeit gegenüber hohen Preisschwankungen bietet eine nationale Energiebasis aufgrund der integrierten Weltenergiemärkte kaum eine Lösung, da selbst im – irrealen – Fall einer Abkoppelung der nationalen oder europäischen Energiemärkte von den Weltenergiemärkten Opportunitätskosten durch den höheren Wert der Energie entstehen (YERGIN 2005, S. 55; IEA 2007d, S. 164). Der Schlüssel liegt vielmehr in einer gezielten Verringerung der Energieintensität der Volkswirtschaft, so dass ein geringerer Anteil der Faktorkosten auf die Energiekosten entfällt – wie es bereits heute im Gegensatz zur Zeit der Ölpreisschocks der 1970er-Jahre der Fall ist. Eine Erhöhung der

Energieeffizienz ist der Schlüssel zum sicheren Umgang mit steigenden und volatilen Energiepreisen.

112. Insgesamt kommt damit der Erhöhung der Energieeffizienz sowohl aus Gründen der Versorgungssicherheit als auch des Klimaschutzes eine besondere Bedeutung zu. Diese Einsicht ist nicht neu (SRU 1981, S. 77). Neu sind hingegen die mit den stark gestiegenen Energiepreisen verbundene stärkere Wahrnehmung von Versorgungsrisiken und ein gestiegenes Umweltbewusstsein durch auftretende Wetteranomalien, die als erste Anzeichen des Klimawandels interpretiert werden. Somit bestehen häufig Synergien zwischen Politiken zur CO_2-Reduktion und zur Steigerung der Energieeffizienz. Das oben erwähnte Gesamtkonzept für eine integrierte Klima- und Energiepolitik der EU (Abschn. 3.3.2) versucht diese Synergien und die Vorteile einer diesbezüglichen Innovationsstrategie zu nutzen. Wichtige Bestandteile dieser neuen Energiepolitik sind das erwähnte unilaterale Reduktionsziel und ein (vorab veröffentlichter) Aktionsplan Energieeffizienz. Die bewusste Integration der verschiedenen energie- und klimapolitischen Teilbereiche in ein schlüssiges Gesamtkonzept ist zu begrüßen.

3.4.1.2 Effizienzziele und -entwicklungen

Bisherige Entwicklung

113. Trotz der hohen Bedeutung sind die jährlichen Raten der Verbesserung der Energieintensität seit Anfang der 1990er-Jahre in der OECD, der EU und in Deutschland deutlich gesunken. Aufgrund des wirtschaftlichen Umbruchs waren die Fortschritte in den neuen Mitgliedstaaten größer als in der EU-15. Die niedrige Durchschnittsrate der letzten Jahre ist wesentlich durch das schwache Wirtschaftswachstum mit verursacht (MANTZOS und CAPROS 2006c, S. 40; schriftliche Mitteilung der Europäischen Kommission, 16. Januar 2006). Nachdem die deutschen Raten der Intensitätsverbesserung in den 1990er-Jahren vereinigungsbedingt deutlich über dem EU-15-Durchschnitt lagen, stagnieren sie seit 2000 faktisch. Absolut gesehen liegt die deutsche Energieintensität jedoch deutlich unter dem Durchschnitt von EU-25 und EU-15 und wird nur von Dänemark, Irland und Österreich unterboten (Eurostat 2006; ZIESING 2006a). Auch die Analyse der Energie*produktivität* liefert ein ähnliches Bild: Die Steigerungsraten fielen in Deutschland kontinuierlich von jährlich 2,1 % in der ersten Hälfte der 1990er-Jahre auf jährlich 0,9 % in der ersten Hälfte dieses Jahrzehnts (ZIESING und WITTKE 2006, S. 119). Im Zeitraum 2006 bis 2007 ist die Rate jedoch – nicht zuletzt durch die gestiegenen Energiepreise – sprunghaft auf 7,7 %, temperatur- und lagerbestandbereinigt auf 5,1 % angestiegen (AGEB 2008).

Die Europäische Effizienzstrategie

114. Der im Jahr 2006 von der Europäischen Kommission veröffentlichte und durch den Frühjahrsgipfel 2007 bestätigte Aktionsplan Energieeffizienz verfolgt das Ziel einer Energieeinsparung von 20 % gegenüber dem Referenzszenario. Dabei soll die Hälfte durch die Umsetzung bereits beschlossener Maßnahmen und die andere Hälfte durch zusätzliche Maßnahmen erreicht werden. Insgesamt soll damit in der EU-25 eine Verdoppelung der bisherigen Raten der jährlichen Intensitätsverbesserungen auf -3,3 % erreicht werden, wobei -0,7 % von der bereits beschlossenen Energiedienstleistungsrichtlinie (Tz. 123) und -0,8 % von den neuen Maßnahmen des Grünbuchs bzw. des Aktionsplans erwartet werden (Europäische Kommission 2005a, S. 42; 2006a, S. 7 f.; MANTZOS und CAPROS 2006c, S. 6, 16; schriftliche Mitteilung der Europäischen Kommission, 16. Januar 2006).

Den projektierten Raten liegen eigene Studien der Europäischen Kommission, des Wuppertal-Instituts und der IEA zugrunde, die von moderaten Ölpreisannahmen ausgehen. In allen Szenarien liefert die Steigerung der Energieeffizienz im Endverbrauch den größten Beitrag zur Emissionsreduktion. Im Wuppertal-Szenario liegt dieser Beitrag bei der Hälfte und im Szenario mit zusätzlichen Maßnahmen (alternative policy scenario) der IEA sogar bei zwei Dritteln. In einer Langzeitstudie der IEA zu Energietechnologien liegt der Anteil der Energieeffizienzsteigerung bei fünf von sechs Szenarien zwischen 40 und 53 % (MANTZOS und CAPROS 2006a, S. 6, 17-18, 20, 55; 2006b, S. 49; MANTZOS et al. 2003; LECHTENBÖHMER et al. 2005, S. 17; IEA 2006c, S. 190; IEA 2006b, S. 51).

115. Insgesamt kann der europäische Aktionsplan zur Energieeffizienz in dem Sinne als ambitioniert betrachtet werden, dass er eine deutliche Beschleunigung bisheriger Trends vorsieht und über den projektierten Raten der Zukunftsszenarien liegt. Die Herleitung eines wirtschaftlichen Einsparpotenzials von 20 % beruht auf mehreren Studien (DUSCHA et al. 2006; LECHTENBÖHMER et al. 2005; LECHTENBÖHMER et al. 2001; SCHMID et al. 2003). Andererseits hängen die quantitativen Ergebnisse der Studien von den Modellannahmen ab. So setzen zum Beispiel die Kommissionsstudien die Wirkung der Richtlinien (Effizienz-Szenario) höher an, als die von Energiepreissteigerungen (Hochpreis-Szenario). Die Modellierungen bilden auch nicht alle Maßnahmen des Aktionsplans ab und keine der Studien der Europäischen Kommission kombiniert das (nicht unwahrscheinliche) Hochpreis-Szenario mit dem Effizienz-Szenario. Vor diesem Hintergrund ist der Anspruch des Aktionsplans als eher moderat zu beurteilen.

Der deutsche Kontext

116. Auch die Bundesregierung hat sich zum Ziel gesetzt, die Energieeffizienz bzw. -produktivität bis 2020 gegenüber 1990 zu verdoppeln, was ebenfalls zu einer Energieeinsparung von 20 % gegenüber dem Trend führen soll. Das auf dem zweiten Energiegipfel (2006) vorgelegte Aktionsprogramm Energieeffizienz erkennt an, dass dafür eine Verdreifachung bisheriger Effizienzsteigerungen auf 3 % pro Jahr erforderlich ist (CDU et al. 2005; BMWi 2006; BMU 2006). Die Effizienzsteigerung des letzten Jahres mit 7,7 % (bereinigt 5,1 %) hat gezeigt, dass dies keinesfalls unrealistisch ist (Tz. 113).

117. Ein für den dritten Energiegipfel von der Bundesregierung in Auftrag gegebenes Gutachten veranschaulicht die hohe Bedeutung der Energieeffizienz und die nachrangige Rolle der Kernenergie. In Tabelle 3-2 sind Ergebnisse der Szenarien „Koalitionsvertrag“ (Szenario KV), „Stärkerer Ausbau erneuerbarer Energien“ (Szenario EE), „Längere Laufzeiten von Kernkraftwerken“ (Szenario KKW) und einer Variante des Szenarios KV mit geringerer Effizienzsteigerung dargestellt. An den Ergebnissen ist abzulesen, dass die Wirkung einer Variation der jährlichen Effizienzverbesserung um lediglich ein Prozent bis 2020 (bei sonst gleichen Annahmen) auf die THG-Reduktion doppelt so groß und auf die Senkung des Primärenergiebedarfs sogar fast dreimal so groß ist, wie der Effekt einer um 20 Jahre verlängerten Laufzeit der Kernkraftwerke (Prognos AG und EWI 2007). Nicht die immer wieder geforderte Laufzeitverlängerung der Kernkraftwerke, sondern die Nutzung der vorhandenen Potenziale der Energieeffizienz dürfte über den Erfolg der deutschen Klimapolitik entscheiden.

Tabelle 3-2

Energieszenarien für den Energiegipfel 2007: Veränderungen bis 2020

Szenario	KKW	EE	KV	KV (2 %)
Effizienzsteigerung pro Jahr	3 %	3 %	3 %	2 %
Emissionen ggü. 1990	-45 %	-41 %	-39 %	-28 %
Primärenergieverbrauch ggü. 2005	-13 %	-16 %	-17 %	-6 %
– Anteil Kernkraft	14 %	4 %	4 %	4 %
Bruttostromerzeugung ggü. 2005	-9 %	-11 %	-13 %	+4 %
– Anteil Kernkraft	29 %	8 %	9 %	7 %
Importquote (2003: 75 %)	72 %	66 %	69 %	73 %

SRU/UG 2008/Tab. 3-2; Datenquelle: Prognos AG und EWI 2007

Neben den Annahmen zur Energieproduktivität sind die angenommenen Energiepreise und die daraus folgenden Preisrelationen der einzelnen Energieträger zueinander,

insbesondere der sogenannte spread (Preisdifferenzial zwischen Gas und Kohle), entscheidend für die THG-Reduktion. In den Ausstiegsszenarien wird ein Teil der Kapazität stillgelegter Kernkraftwerke durch verringerte Nachfrage aufgrund gestiegener Energieeffizienz – insbesondere Stromeffizienz – ersetzt. Die verbleibende Lücke wird durch zusätzliche Stromproduktion aus anderen Energieträgern (sowie durch Stromimporte) gedeckt. Vom spread sowie vom Preis für Emissionsrechte hängt ab, in welchem Maße Kohle oder Gas zur Stromproduktion eingesetzt wird. Steigt der spread, wird verstärkt Kohle eingesetzt; ein steigender Preis für Emissionsrechte wirkt dem entgegen. Aus der jeweiligen Kombination ergibt sich der Effekt auf die CO_2-Emissionen. Hier bewirkt der hohe Ölpreis durch die Ölpreisbindung des Erdgases ein Steigen des spread und einen verstärkten Kohleeinsatz (VIELLE und VIGUIER 2007; MANTZOS und CAPROS 2006b, S. 28).

118. Auch für die Versorgungssicherheit spielt nicht die Kernenergie, sondern die Effizienzsteigerung die entscheidende Rolle. Wenn auch nicht die Importquote, sondern der freie Zugang zu den Weltenergiemärkten entscheidend ist (Tz. 111), wird die Rolle der Kernenergie für die Versorgungssicherheit immer wieder hervorgehoben. Tatsächlich ist die Importabhängigkeit im Szenario KKW am höchsten, da Uran faktisch zu 100 % importiert wird (Prognos AG und EWI 2007; NEA und IAEA 2006). Stattdessen nehmen die erneuerbaren Energien im Zeitablauf höhere Anteile am Primärenergie- und Stromverbrauch ein, da dieser durch die gestiegene Energieeffizienz sinkt (mit Ausnahme der Variante KV (2 %), in der fossile Energieträger die langsamere Effizienzsteigerung ausgleichen müssen). Voraussetzung ist hierbei allerdings die Annahme, dass die erneuerbaren Energien aus heimischer Produktion stammen, was für die Biomasse aufgrund der derzeitigen Ausbauziele nicht gegeben ist (vgl. SRU 2007).

Auch für den als sensibel angesehenen Erdgasbedarf hat die Effizienzsteigerung einen weitaus größeren Effekt als die Kernkraft: Im Szenario KKW liegt der Bedarf nur um sechs Prozentpunkte unter dem Szenario KV. Im Szenario KV (2 %) ist er hingegen um 18 %-Punkte höher. Entscheidend ist es daher, den Mehrbedarf für die Stromerzeugung durch Einsparungen im Gebäudebereich auszugleichen, der derzeit etwa 90 % des Erdgasbedarfs ausmacht (UBA 2007a, S. 26).

3.4.1.3 Schlüsselbereiche für Effizienzstrategien

119. Zur Ermittlung von Effizienzpotenzialen ist die Erfassung des gesamten Energieflusses von der Primärenergie über die verschiedenen Umwandlungsstufen bis hin zum Endenergieeinsatz erforderlich. Dies ermöglicht es, die Wirkung verschiedener Energienutzungspfade unter Berücksichtigung ihrer jeweiligen Umwandlungsverluste auf Höhe und Struktur des Primärenergiebedarfs zu bewerten. Tabelle 3-3 stellt die

Primärenergieaufwendungen im Jahr 2004 dar, die unter Berücksichtung von Umwandlungsverlusten in den einzelnen Verwendungspfaden (Strom und Aggregat „Brennstoffe“) auf die jeweiligen Sektoren entfallen.

Tabelle 3-3

Sektoraler Primärenergiebedarf für Strom und Brennstoffe im Jahr 2004 in Deutschland in %

	Strom	Brennstoffe	Gesamt
Haushalte	**9,1**	**20,7**	**29,8**
Industrie	**15,1**	**10,6**	**25,7**
Transport	**1,0**	**20,3**	**21,4**
GHD	**7,4**	**4,7**	**12,1**
nicht-energetisch		**8,3**	**8,3**
Landwirtschaft	**0,5**	**0,6**	**1,2**
nicht spezifiziert		**1,7**	**1,7**
Gesamt	**33,2**	**66,8**	**100**
Evtl. Abweichungen durch Rundungen			
			SRU/UG 2008/Tab. 3-3; Datenquelle: IEA 2006a, S. II.71

Der Stromverbrauch hat hier wegen seiner hohen Umwandlungsverluste in der Gestehung eine besondere Bedeutung. Obwohl elektrischer Strom in Deutschland im Jahr 2004 nur 17,5 % des Endenergieverbrauchs ausmachte, schlug er beim Primärenergieverbrauch mit einem Anteil von 33,2 % zu Buche. Daher kommt – neben der Verringerung der Umwandlungsverluste – der Verringerung des Stromverbrauches eine strategische Bedeutung zu. Jeweils knapp die Hälfte des deutschen Stromverbrauches (Endenergie) entfiel 2004 auf die Sektoren Haushalte und Gewerbe/Handel/Dienstleistungen (GHD) (49,7 %) einerseits sowie auf den Sektor Industrie (45,5 %) andererseits. Unter Berücksichtigung der Anteile der jeweiligen Sektoren am Endenergieverbrauch ergeben sich die in Tabelle 3-3 dargestellten Anteile von 16,5 % und 15,1 % am gesamten Primärenergiebedarf.

Bei sektoraler Betrachtung entfällt – mit knapp 30 % des Primärenergiebedarfs – der größte Anteil auf die Haushalte, gefolgt von der Industrie mit gut einem Viertel und dem Verkehrssektor mit gut einem Fünftel. Fasst man die Sektoren Haushalte und GHD wegen ihrer ähnlichen Energienutzungen zusammen, stellen sie mit knapp 42 % des Primärenergiebedarfs die größte Verbrauchsgruppe. Die Unterscheidung nach elektrischen und nichtelektrischen Brennstoffanwendungen lässt erkennen, dass die größten Primärenergiebedarfe mit jeweils einem Fünftel auf Brennstoffanwendungen im Haushalts- und Verkehrssektor entfallen, gefolgt von elektrischen und nichtelektrischen Anwendungen in der Industrie mit 15 % bzw. knapp 11 % sowie elektrischen Anwendungen in den Haushalten mit gut 9 %. Werden die Sektoren

Haushalte und GHD wieder zusammen betrachtet, stellen sie mit 17,5 % in den elektrischen und gut 25,3 % in den nicht-elektrischen Anwendungen wieder die größte Verbrauchsgruppe. Tabelle 3-4 gliedert den Primärenergieaufwand in den Sektoren Haushalte, GHD und Industrie für das Jahr 2003 auf die verschiedenen Endenergieanwendungen weiter auf.

Tabelle 3-4

Sektoraler Primärenergiebedarf für Endenergieanwendungen in Schlüsselbereichen für Strom und Brennstoffe im Jahr 2003 in Deutschland in %

	Haushalte		GHD		Industrie		Gesamt
	Strom	Brennstoff	Strom	Brennstoff	Strom	Brennstoff	
Raumwärme	1,7	17,2	0,4	3,1	0,2	1,4	24,0
Warmwasser	1,2	2,1	0,2	0,4	0,2	0,1	4,2
Prozesswärme		0,1		0,8	3,9	8,7	13,6
Licht u. Lüftung	0,8		3,2		3,1		7,2
Kraft	0,5		1,2		6,4		8,1
Weiße u. braune Ware	5,2		2,6		0,6		8,4
Gesamt	9,4	19,4	7,7	4,4	14,4	10,2	65,5
Evtl. Abweichungen durch Rundungen							
SRU/UG 2008/Tab. 3-4; Datenquelle: IEA 2006a, S. II.70; BARTHEL et al. 2006, S. 5-8							

Wird die Ähnlichkeit bestimmter Energieanwendungen berücksichtigt, ergeben sich aus den Tabellen 3-3 und 3-4 folgende – sich teils überlappende – strategische Schlüsselbereiche an denen eine Effizienzstrategie ansetzen sollte (vgl. auch TUKKER et al. 2006):

- Brennstoff- und Stromnutzung für Gebäude und Gebäudeinfrastruktur (49,2 %);
- Stromnutzung für energieverbrauchende Geräte in Haushalten, GHD und Industrie (29,9 %);
- Brennstoffnutzung im Verkehr (20,3 %).

Alleine fast 40 % der Primärenergie entfallen auf Wärmeanwendungen in Gebäuden. Die Schlüsselbereiche überlappen sich bei zur Gebäudeinfrastruktur gehörenden Strom verbrauchenden Geräten (rund 15 %), da hier sowohl die Geräteeffizienz als auch bauliche Maßnahmen eine Rolle spielen. Der Primärenergiebedarf des Transportsektors fällt hauptsächlich im Straßenverkehr an (SRU 2005b, Tz. 61-63; ZIESING 2006a).

3.4.2 Energiemarktliberalisierung, Querschnittsinstrumente und Mainstreaming

3.4.2.1 Endenergieeffizienz und Energiemarktliberalisierung

120. Zwar besteht in liberalisierten Energiemärkten grundsätzlich ein Anreiz zur Energieeffizienz, aber durch die nach wie vor mangelnde Internalisierung externer Effekte sind die Energiepreise von der notwendigen „ökologischen Wahrheit“ (von WEIZSÄCKER 1992) immer noch weit entfernt. Darüber hinaus belegen die ungenutzten wirtschaftlichen Potenziale der Energieeffizienzsteigerung, dass die Marktakteure nur unzureichend auf Knappheitssignale reagieren. Die vorliegenden Marktunvollkommenheiten sind in hohem Maße mit Informationsdefiziten auf der Nachfrageseite verbunden. So hat der Konsument nur unzureichende Informationen über den Stromverbrauch von Haushalts- und Bürogeräten und der Mieter/Käufer kennt die energetische Qualität von Wohnungen/Büros im vornherein nicht. Damit verbunden ist das sogenannte Investor/Nutzer-Dilemma, bei dem der Produzent/Verkäufer/Vermieter nicht derjenige ist, der später die Energiekosten trägt. Deshalb sind – gerade in liberalisierten Energiemärkten – adäquate Informationen wichtig (VINE et al. 2003), und spielen Kennzeichnungen von Gebäuden und Produkten eine wichtige Rolle. Bei energieverbrauchenden Geräten in Wohn- und Nicht-Wohngebäuden sowie im Industriebereich entsteht die Lücke zwischen wirtschaftlichem und realisiertem Potenzial beispielsweise oft durch Masseneffekte verstreuter, kleiner Potenziale, bei denen die relevanten Informationen zwar prinzipiell verfügbar sind, aber der Aufwand dem Einzelnen in Relation zur (erwarteten) Kostenersparnis zu groß erscheint (THOMAS et al. 2002, S. 12 f.). Hier können zusätzliche Regulierungen, wie zum Beispiel Verbrauchsstandards im Bereich der Produktpolitik, notwendig sein, um die notwendige Marktdurchdringung mit energiesparenden Geräten und Produkten so rasch und vollständig wie möglich zu erreichen.

121. Energieversorgungsunternehmen (EVU) haben naturgemäß ein Interesse am Verkauf von Energie und nicht an der Energieeinsparung ihrer Kunden. Bisher ist es Ihnen auch meist gelungen, politische Einsparbemühungen in Teilbereichen mit Expansionen in anderen Bereichen zu kompensieren. Es fragt sich daher, welche Rahmenbedingungen bzw. Anreizstrukturen die Interessenlage auch der EVU in dieser Richtung verändern können. Besteht die Gewinnmöglichkeit nur im Verkauf von Energie, sind die EVU die strukturellen Verlierer einer Effizienzstrategie, da die verringerte Nachfrage zu Umsatzverlusten führt. Ein Anreiz, weniger Energie zu verkaufen, besteht nur dann, wenn der Umsatzverlust geringere Kosten verursacht als die Schaffung zusätzlichen Angebots, das heißt, wenn die Steuerung der Nachfrage (Demand Side Management – DSM) günstiger ist als der Aufbau zusätzlicher

Erzeugungs- und Netzkapazitäten. Weitergehende Effizienzsteigerungen auf der Nachfrageseite liegen nur dann im Eigeninteresse der EVU, wenn sie an den Effizienzgewinnen beteiligt werden, und dieser Anteil die Umsatzeinbußen übersteigt oder zumindest kompensiert (DIDDEN und D'HAESELEER 2003; THOMAS 2006; THOMAS et al. 2002).

122. Die Idee des DSM (oder auch Integrated Resource Planning, IRP oder least-cost-planning, LCP) bezeichnet die Gesamtoptimierung der gesamten Wertschöpfungskette von der Erzeugung über die Verteilung bis zum Verbrauch. Bei dem Konzept der Energiedienstleistung (EDL) ist die Energie nur ein Zwischenprodukt, welches diese Dienstleistung mittels einer Umwandlungstechnologie (Glühlampe, Kühlschrank, Heizung) bereitstellt. Diese integrierte Betrachtung stellt den Nutzeffekt der Energie in den Mittelpunkt und minimiert die Gesamtkosten aus Endenergie und Umwandlungstechnologie (THOMAS 2006, S. 118 ff.; THOMAS et al. 2002, S. 17 ff.; LEEM 1997, S. 34 f.). Mit der Liberalisierung der Energiemärkte werden neue Regulierungen zur Steigerung der Energieeffizienz notwendig, da die Wertschöpfungskette bei der vollzogenen Trennung von Erzeugung und Verteilung (unbundling) zerschnitten wird. Weiterhin lag der Fokus der Liberalisierung bisher auf der kostengünstigen Energiebereitstellung und nicht auf dem klima- und energiepolitisch sinnvolleren Wettbewerb um die kostengünstigste EDL. Die EVU brauchen also einen Anreiz, sich vom Energie*versorgungs*unternehmen zum Energie*dienstleistungs*unternehmen zu wandeln. Aufgabe der Regulierung wäre es demnach, diesen Strukturwandel durch eine entsprechende Rahmensetzung zu forcieren (THOMAS et al. 2000; THOMAS et al. 2002; PERRELS et al. 2006; VINE et al. 2003).

Aber auch in liberalisierten Energiemärkten kann trotz des unbundling ein Anreiz für die Versorgungsseite bestehen, nicht nur Energie sondern auch Energiedienstleistungen anzubieten. Ein zentrales Instrument im Gebäudebereich ist das Contracting. Hier tritt ein zusätzlicher Akteur (Contractor oder Energy Service Company – ESCO) zwischen EVU und den Endkunden, der die Energieversorgung optimiert und die Effizienzpotenziale erschließt. Durch die Aufteilung des Effizienzgewinns (gesparte Energiekosten) haben sowohl der Eigentümer/Mieter als auch der Contractor einen Vorteil von diesem Geschäftsmodell. Energieeinsparung wird somit marktfähig und der Contractor hat einen ständigen Anreiz Energie einzusparen, da dies den Gewinn steigert (dena 2007; WESTLING 2004). Das größte Potenzial des Contracting liegt in hohen und unspezifischen Energieanwendungen (Gebäudewärme in großen Liegenschaften) mit hohem Einsparpotenzial zu geringeren Transaktionskosten. Hieraus ergeben sich zum Beispiel öffentliche Liegenschaften als wichtiges Anwendungsfeld (BACHOR 2006; SORRELL 2007; WESTLING 2004, S. 5). Somit gibt es auch in liberalisierten Energiemärkten Anreize für EVU EDL anzubieten, solange sie

damit höhere Gewinne erzielen als durch den alleinigen Verkauf von Energie. Zentrale Voraussetzung ist die Gewährleistung eines freien Netzzugangs für Drittanbieter, um mehr Wettbewerb in diesem Bereich zu gewährleisten.

3.4.2.2 Querschnittsinstrumente und Mainstreaming

Energiedienstleistungsrichtlinie

123. Die Richtlinie 2006/32/EG vom 05. April 2006 über Endenergieeffizienz und Energiedienstleistungen (Energiedienstleistungsrichtlinie) dient der Förderung des Wettbewerbs um Energieeffizienz im Kontext liberalisierter Energiemärkte. Dies erfordert querschnittsorientierte und spezifische Maßnahmen in den oben genannten Schlüsselbereichen (Tz. 119). In der Energiedienstleistungsrichtlinie sind Maßnahmen zusammengefasst, die dazu dienen (i) Informationsdefizite zu beseitigen, (ii) die Vorbildfunktion des öffentlichen Sektors zu betonen und (iii) allgemein das Funktionieren von Märkten für Energieeffizienz und -dienstleistungen zu verbessern (mainstreaming). Die Energiedienstleistungsrichtlinie schreibt auch ein allgemeines Energieeffizienzziel von neun Prozent in neun Jahren und ein harmonisiertes Messsystem vor. Sie verpflichtet die Mitgliedstaaten, alle drei Jahre einen Aktionsplan vorzulegen, in dem dargelegt werden soll, wie die Ziele zu erreichen sind.

Neben der allgemeinen Forderung nach der Bereitstellung von mehr Informationsangeboten (Art. 7) und Energieaudits (Art. 12) werden insbesondere die „traditionellen“ Akteure der Energiewirtschaft verpflichtet, diese Informationen auch in ausreichendem Maße bereitzustellen (Art. 6). Besonders hervorzuheben ist die Vorschrift zur Umstellung des Mess- und Zählwesens (smart metering), die eine Voraussetzung für ein DSM darstellt (Art. 13). Statt der vorherrschenden pauschalen Abrechnungen über Abschlagszahlungen soll der tatsächliche Energieverbrauch in Abhängigkeit von der Nutzungszeit erfasst werden. Die dafür erforderlichen Zähler sind zwar teurer als herkömmliche, aber hier sind (weitere) Preissenkungen – insbesonders bei flächendeckender Einführung – zu erwarten und sie bieten auch andere Vorteile für die Energieversorger wie Automatisierung von Kundenverwaltung, bessere Fehlersuche im Netz und deutlich geringerer Eigenverbrauch (FRANZ et al. 2006, S. 114 ff.; IRASTORZA 2005).

Die Energiedienstleistungsrichtlinie fordert zu Recht eine Vorbildfunktion der öffentlichen Sektoren der Mitgliedstaaten (Art. 5), deren Beschaffungswesen eine entscheidende Rolle bei der Markteinführung von energieeffizienten Produkten spielen kann. So müssen die Mitgliedstaaten aus einer Liste (Anhang VI) mindestens zwei Maßnahmen wählen, bei denen Energieeffizienz eine besondere Rolle spielen soll, zum Beispiel die Beschaffung von Fahrzeugen, Ausrüstungen, der Einkauf von

Energiedienstleistungen oder die Durchführung von Energieaudits. Ein höheres Einsparziel für den öffentlichen Sektor (1,5 % pro Jahr) wurde jedoch nicht durchgesetzt.

Zur generellen Förderung von Energiedienstleistungen fordert die Energiedienstleistungsrichtlinie die Mitgliedstaaten auf, rechtliche Hindernisse zu beseitigen, die der Finanzierung von Energiedienstleistungen im Wege stehen (Art. 9). Das betrifft Hemmnisse zum Beispiel im Mietrecht und bedeutet eine Annäherung an einen einheitlichen europäischen Rahmen. Wichtig ist dies auch für die Abschaffung verbrauchsfördernder Tarife (Art. 10), so insbesondere durch ein Verbot von Mengenrabatten. In diesem Zusammenhang ist darauf zu verweisen, dass einzelne OECD-Länder (z. B. Japan) auch über Erfahrungen mit progressiven Stromtarifen verfügen, die einer genaueren Prüfung wert sein dürften (FOLJANTY-JOST 1995, S. 98).

Effizienzfonds und Einsparzertifikate

124. Sind Preissignale und der Abbau von Markthemmnissen politisch nicht oder nicht ausreichend durchsetzbar, müssen die Akteure entweder zu mehr Endenergieeffizienz subventioniert oder regulativ dazu verpflichtet werden. Zur Subvention von Energieeffizienz ist den Mitgliedstaaten „freigestellt“ Fonds und Finanzinstrumente zur Förderung einzurichten (Art. 11). In Deutschland bestehen bereits staatliche Förderprogramme auf Bundes-, Landes- und kommunaler Ebene (BMU 2007c). Das Wuppertal-Institut (2006) schlägt einen Dach-Fonds mit einem Portfolio von zwölf Energieeffizienz-Programmen vor (THOMAS et al. 2002; THOMAS 2006; DUSCHA et al. 2006). Eine Möglichkeit zur Verpflichtung von mehr Energieeffizienz ist die bereits erwähnte und weiter unten beschriebene Standardsetzung für energieverbrauchende Geräte im Rahmen der Produktpolitik (vgl. Abschn. 3.4.5). Eine andere Möglichkeit zur Effizienzverpflichtung sind so genannte handelbare weiße Zertifikate (White Certificates – WhC; Tradable White Certificates – TWC), die auf europäischer Ebene zunächst geprüft werden sollen (Art. 4, Abs. 5 Energiedienstleistungsrichtlinie) (Europäische Kommission 2006a, S. 13). Solche Regelungen wurden bzw. werden (in verschiedenen Ausprägungen) in mehreren europäischen Ländern eingeführt und gelten zum Beispiel in Großbritannien als Erfolg (s. Tz. 125).

In Anlehnung an die Idee des Emissionshandels wird eine Gruppe von Marktteilnehmern (EVU oder Energieverteiler) zu einem bestimmten Maß an Energieeffizienz auf der Nachfrageseite verpflichtet. Im Unterschied zum Emissionshandel werden die gehandelten Rechte – ähnlich wie bei den projektbasierten Mechanismen des Kyoto-Protokolls, dem Mechanismus für

umweltverträgliche Entwicklung (Clean Development Mechanism – CDM) und der gemeinsamen Umsetzung (Joint Implementation – JI) – in Projekten generiert (baseline-and-credit). Dabei spielt das Prinzip der Zusätzlichkeit (additionality) gegenüber der Referenzentwicklung (baseline) eine wichtige Rolle, um Mitnahmeeffekte zu vermeiden. Eine ex-ante-Standardisierung von Projekten und Minderungen verringert den Kontrollaufwand, bedeutet aber einen inhärenten Konflikt zwischen der Erfassung kostengünstiger Vermeidungspotenziale und niedrigen Transaktionskosten (OIKONOMOU et al. 2004; FARINELLI et al. 2005, S. 10-23; GAUDIOSO 2006, S. 3; MUNDACA und NEIJ 2006, S. 22). Weiterhin führen WhC durch Interaktionen mit dem Emissionshandel über den Strommarkt per se nicht zur Emissionenreduktion. Werden die WhC als eigenständiges Klimaschutzinstrument verstanden, müssen die erreichten Energieeinsparungen in Emissionen konvertiert und vom Emissionsbudget abgezogen werden, wobei sich auch hier ein Konflikt zwischen Genauigkeit und Praktikabilität ergibt (HARRISON et al. 2005, S. 147, 165, 199).

125. Einige Mitgliedstaaten der EU haben dem gegenüber speziell gestaltete WhC-Systeme entwickelt oder bauen diese gerade auf. Eine interessante Variante ist die britische Energieeffizienzverpflichtung (Energy Efficiency Commitment, EEC). Hier handelt es sich allerdings eher um einen flexibilisierten Standard als um ein vollwertiges Handelssystem. Eingeführt 2002 hat die dritte Phase im April 2008 begonnen. Britische Energieanbieter können anhand eines standardisierten Kataloges mit akkreditierten Maßnahmen und Reduktionen die Maßnahmen auswählen, mit denen sie die vorgegebenen Einsparungen beim Endkunden, das heißt im Gebäudebestand, erreichen wollen. Zielniveau und Umfang des Systems sind mit jeder Phase gestiegen. Das jährliche Reduktionsziel für 2010 beträgt 7 Mt CO_2 (1,9 Mt C). Dabei soll die dritte Phase – die jetzt explizit CO_2 als Zielgröße hat, die in Carbon Emission Reduction Target (CERT) umbenannt wurde – alleine 4 Mt CO_2 (1,1 Mt C) liefern, was einem Nachfragerückgang von 3 % gegenüber der Referenzentwicklung entspricht (DTI 2007, S. 59; Defra 2007, S. 5). Das Programm wird als Erfolg gewertet, da das Ziel der ersten Phase deutlich übererfüllt und in der zweiten Phase bereits nach zwei Jahren zu 93 % erreicht wurde. Auch die Kosten der Vermeidungsmaßnahmen pro Energieeinheit lagen unter den Energiekosten, das heißt es wurden Nettogewinne erzielt (Ofgem 2007; IEA 2007a, S. 38 ff.; IEA 2007c). Die Hälfte der Einsparungen wurde durch Gebäudeisolierungen erreicht. Ein Bereich, in dem Großbritannien traditionell schwach ist.

Das italienische System sieht dagegen einen tatsächlichen Börsenhandel vor und arbeitet auch mit einem standardisierten Maßnahmenkatalog. Es zielt auf die Reduktion aller Endenergieträger. Die erste Verpflichtungsperiode läuft von 2005 bis 2009 mit jährlich nahezu verdoppelten Einsparzielen. Bereits im ersten Jahr war die CO_2-Reduktion höher als im britischen System. Während der Kyoto-Periode soll der

Handel circa 8 % zum Kyoto-Ziel beitragen (BÜRGER und WIEGMANN 2007, S. 32 ff.). Die erste Periode des französischen Systems läuft von 2006 bis 2009 und soll jährliche Reduktionen von 0,5 bis 1,5 Mt CO_2 erbringen. Es zeichnet sich durch eine hohe Zahl von Standardmaßnahmen aus (TABET 2007; BÜRGER und WIEGMANN 2007, S. 37).

Ein Systemvorschlag für Deutschland betrifft eine Reduktionsvorgabe für sämtliche Endenergien der Unternehmen, die dem Energiesteuergesetz und dem Stromsteuergesetz unterliegen. Dies sind für Heizöl- und Flüssiggashersteller die Importeure und für Erdgas und Strom die klassischen EVU. Analog zum britischen und italienischen Modell soll der Regulierer standardisierte Maßnahmen vorgeben. Hinsichtlich der Interaktion mit anderen Instrumenten wird vorgeschlagen, das Emissionshandelsbudget um die durch die WhC anvisierten CO_2-Einsparungen zu verringern. Es sollen nur Maßnahmen angerechnet werden, die nicht durch die Energieeinsparverordnung (EnEV) vorgeschrieben sind (BÜRGER und WIEGMANN 2007).

126. Die Einführung weißer Zertifikate ist je nach Ausgestaltung differenziert zu bewerten. Vor dem Hintergrund der unausgeschöpften wirtschaftlichen Effizienzpotenziale ist es offensichtlich, dass die Märkte für Energieeffizienz bisher nur unzureichend funktionieren. So kann die Sinnhaftigkeit von Fonds oder von WhC leicht mit der Existenz von Marktunvollkommenheiten begründet werden, die der Emissionshandel bisher nicht überwinden konnte. Weiße Zertifikate bieten hier einen zusätzlichen Anreiz zur Überwindung von Marktunvollkommenheiten, allerdings ohne für deren Abschaffung zu sorgen, was als die eigentliche Aufgabe der Effizienzpolitik (durch verbesserte Rahmensetzung) angesehen werden kann. WhC generieren dann einen gesamtwirtschaftlichen Effizienzvorteil, wenn sie zusätzliche Effizienzpotenziale (auf der Nachfrageseite) erschließen und diese nicht von den Transaktionskosten des Instruments (über-)kompensiert werden. In diesem Fall kann ein solches System einen sinnvollen Beitrag zur Senkung der Klimaschutzkosten leisten. In Großbritannien scheint das Problem der Transaktionskosten – zumindest bisher – besser als in Italien gelöst worden zu sein. Weitere Erfahrungen sollten allerdings abgewartet werden (IEA 2007a, S. 47). Für eine Integration dieser Systeme in ein europaweit einheitliches System ist es in jedem Fall zu früh.

3.4.3 Der deutsche Aktionsplan Energieeffizienz

127. Ende September 2007 hat das Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie (BMWi) den von der Energiedienstleistungsrichtlinie (Tz. 123) geforderten nationalen Energieeffizienz-Aktionsplan (EEAP) vorgelegt und in den Energiegipfelprozess bzw. die Beschlüsse von Meseberg integriert (BMWi 2007b). Der

Aktionsplan legt dar, wie das Einsparziel der Richtlinie von neun Prozent in neun Jahren (2008 bis 2016) erreicht werden soll. Basierend auf einer Hintergrundstudie gibt der Aktionsplan für diesen Zeitraum das technische Potenzial mit 15,5 % und das wirtschaftliche Potenzial mit 13,2 % an, wobei mit 17,5 % das höchste wirtschaftliche Potenzial im öffentlichen Sektor zu finden ist (BMWi 2007b; SEEFELD et al. 2007).

Als Grund für die Nichterschließung der wirtschaftlichen Potenziale werden zu Recht Hemmnisse genannt, die in hohem Maße mit Informationsdefiziten in fast allen Sektoren korrelieren: Vermieter/Mieter- bzw. Nutzer/Investor-Dilemmata in den Sektoren Haushalte und GHD sowie geringe relative Bedeutung von Energiekosten und konkurrierende Investitionen im Kerngeschäft im produzierenden Gewerbe und im Sektor GHD. Im Sinne der Energiedienstleistungsrichtlinie ist daher eine Reihe von Querschnittsmaßnahmen zur Schaffung von Märkten für Energieeffizienz geplant (Tz. 123). Zur Überwindung von Informationsdefiziten und dergleichen sind

- verbesserte Beratungen der Haushalte vor Ort und in Verbraucherzentralen,
- die Weiterführung der Initiative Energieeffizienz in allen Sektoren,
- die Entwicklung intelligenter Energiesysteme und smart metering,
- verstärkte Aus- und Weiterbildung sowie
- die Einführung des Gebäudeenergieausweises

vorgesehen. Das *contracting* soll durch eine Reihe von Initiativen gefördert werden. Eine Reihe von Maßnahmen zielt – wiederum im Sinne der Energiedienstleistungsrichtlinie – auf die *Vorbildfunktion des öffentlichen Sektors* ab. Dazu zählt die energetische Sanierung und bessere Betriebsüberwachung – auch durch contracting – von Bundesliegenschaften, die Sanierung von Schulen und Kitas, von Straßenbeleuchtungen und Ampeln.

Die Schlüsselbereiche Gebäude, energieverbrauchende Geräte und Verkehr (Tz. 119) sind auch Schwerpunkte des EEAP. Die KfW-Programme zur Sanierung bestehender Gebäude sowie für Passiv- und Energiesparhäuser im Neubau sollen ausgebaut werden. Weiterhin ist eine Verschärfung der EnEV geplant. Für die energieverbrauchenden Geräte ist eine Europäische Top-Runner-Strategie für alle Sektoren geplant. Im Verkehrsbereich sollen Einsparungen durch

- Optimierung von Antrieben für PKW und LKW,
- eine CO_2-basierte KFZ-Steuer,
- freiwillige Maßnahmen im Rahmen einer Kommunikations- und Logistikförderung,
- Fahrtraining und Motivation und
- den Ausbau von Fahrradwegen

erreicht werden. Neu ist die Fördermaßnahme des Sonderfonds Energieeffizienz für kleine und mittlere Unternehmen, aus dem Beratungen und Investitionszuschüsse für GHD und Industrie finanziert werden sollen.

128. Der Aktionsplan zielt einerseits auf eine „Übererfüllung“ ab, da davon ausgegangen wird, dass nicht jede Maßnahme in vollem Umfang umgesetzt wird. Allerdings können nach der Richtlinie bereits Maßnahmen ab 1995 bzw. teilweise sogar schon ab 1991 angerechnet werden. Nach dieser Definition hätte Deutschland das Ziel der Richtlinie bereits zu 45 % erfüllt (BMWi 2007b, S. 18). Die Tatsache, dass große Teile der Trendmaßnahmen als neue Politik dargestellt werden, wurde bereits bei der Wirkungsanalyse der Meseberger Beschlüsse deutlich, die gerade in den Maßnahmenbereichen Stromeinsparung und Gebäudesanierung erhebliche Zielverfehlungen erwarten lassen (Tz. 105). Angesichts der strategischen Bedeutung der Energieeffizienz – für das gesamte Zieldreieck der Energiepolitik – und der notwendigen Verdreifachung der Verbesserungsraten der Energieintensität (Tz. 116) ist diese mangelnde Priorisierung trotz der positiven Ansätze kaum akzeptabel und wurde auch bereits von der Europäischen Kommission kritisiert (Europäische Kommission 2008b).

3.4.4 Schlüsselbereich Gebäude

3.4.4.1 Sektorale Energieverbrauchsstruktur

129. Ungeachtet der Fortschritte, die in den letzten Jahren bei der Wärmesanierung von Gebäuden erreicht wurden, sind die vorhandenen Potenziale nur in geringem Maße genutzt. Der Anteil des Endenergieverbrauchs für die Erzeugung von Raumwärme und Warmwasser im Gebäudebestand wurde zwischen 1996 und 2005 um fast 16 % gesenkt, trägt aber als Raumwärmeverbrauch immer noch mit 32 % und als Warmwasserverbrauch mit gut 5 % zum Endenergieverbrauch bei. Im Vergleich dazu nahm der Endenergieverbrauch für sonstige Prozesswärme, mechanische Energie und Beleuchtung um fast 3 % zu. Der Rückgang des Endenergieverbrauchs ist in diesen Jahren demnach ausschließlich auf die Einsparungen in der Wärmeversorgung von Gebäuden zurückzuführen.

Die weitaus größten Wärmeverbraucher sind die privaten Haushalte (68,7 %) und der Sektor GHD (24,4 %). Der Anteil der Industrie beträgt 6,8 %. Zwischen 1996 und 2005 erreichten die Industrie mit -22,3 % und die Sektoren GHD (-22,4 %) die größten Endenergieeinsparungen im Wärmebereich. In den privaten Haushalten konnten dagegen nur Einsparungen von 12 % erreicht werden (BMWi 2007a). Obwohl im kommerziellen Bereich die Potenziale bei weitem nicht erschöpft sind, besteht ein besonderer Handlungsbedarf in den privaten Haushalten.

130. Nach wie vor dominiert der Einsatz fossiler Energieträger in der Raumwärmeversorgung von Gebäuden (79,8 %). Wichtigster Energieträger ist das Gas, gefolgt vom Heizöl, den erneuerbaren Energieträgern und der Kohle. Fernwärme und Strom als sekundäre Wärmeenergiequellen im Gebäudebereich machen einen unveränderten Anteil von 13,4 % aus. Erneuerbare Energieträger decken als einzige Energiequelle mit Verbrauchszuwachs inzwischen 7,1 % der Wärmeversorgung von Gebäuden (Tabelle 3-5).

Tabelle 3-5

Entwicklung des Raumwärmeverbrauchs nach Energieträgern (für Industrie, GHD, private Haushalte) von 1996 bis 2005

Energieträgerstruktur der Raumwärmeproduktion	1996		2005		1996 – 2005
	in PJ	in %	in PJ	in %	in %
Öl	1339,4	38,2	847,0	30,0	-36,8
Gas	1474,2	42,1	1348,2	47,8	-8,5
Strom	149,5	4,3	120,2	4,3	-19,6
Fernwärme	307,7	8,8	252,0	8,9	-18,1
Kohle	134,8	3,8	55,7	2,0	-58,7
Sonstige	96,7	2,8	199,3	7,1	106,1
Gesamt	3502,3	100,0	2822,4	100,0	-19,4
davon fossile Energieträger	2948,4	84,2	2250,9	79,8	-23,7

SRU/UG 2008/Tab. 3-5; Datenquelle: BMWi 2007a

3.4.4.2 Energieverbrauch im Wohngebäudebestand

131. Energieeinsparpotenziale im Bereich der privaten Haushalte lassen sich sowohl im Neubau als auch im Gebäudebestand identifizieren. Im Neubaubereich konnten in jüngerer Vergangenheit bereits Fortschritte erreicht werden. Bereits 35 % aller Neubauten genügen mit einem Wärmeenergiebedarf von weniger als 70 kWh/m^2 dem Niedrigenergiehausstandard. Da der Wohnungsneubau wegen des anhaltenden Wachstums der Pro-Kopf-Wohnfläche in Deutschland (1990 bis 2005: + 15 % auf 41,2 m^2) in erster Linie zu einer Erhöhung des Raumwärmeverbrauchs führt, liegen die wichtigsten Energiesparpotenziale in einer Senkung des Wärmebedarfs im älteren Wohnungsbestand, der drei Viertel aller Wohneinheiten ausmacht (Baujahr bis 1978) (IFS 2006). Im gesamten Gebäudebestand lag der jährliche flächenspezifische Wärmeverbrauch 2005 bei rund 165 kWh/m^2. Während in den alten Bundesländern der durchschnittliche Heizwärmekennwert für zentral beheizte Gebäude circa 160 kWh/m^2 pro Jahr beträgt, liegt dieser Wert in den neuen Bundesländern noch bei rund 200 kWh/m^2 pro Jahr (KRÉMER et al. 2005).

132. Daneben beeinflussen regionale Klimaunterschiede den unterschiedlichen Wärmeenergieverbrauch. Eine regionale Heizgradtagskorrektur der

Heizenergieverbräuche für heizölbeheizte Gebäude in 126 westdeutschen Gemeinden verdeutlicht, dass nicht nur das Alter der Gebäude und der Heizungsanlagen, sondern auch die regionalen Klimaverhältnisse einen Einfluss auf den lohnenswerten Bereich von Energieeffizienzinvestitionen haben (Techem AG 2006).

3.4.4.3 Energieeinsparpotenziale im Wohngebäudebestand

133. Ein Großteil der Gebäude in Deutschland erreicht bei weitem nicht den energetischen Qualitätsstandard, der zur Einhaltung der langfristigen Klimaschutzziele notwendig wäre und sich durch eine Modernisierung der Gebäude und der Heizungstechnik realisieren ließe (HERTLE et al. 2005).

Die technischen Energiesparpotenziale müssen sich in der Realität jedoch an ihrer Wirtschaftlichkeit messen. Angesichts steigender Energiepreise sind viele Energiesparmassnahmen bereits heute rentabel und tragen zur Einsparung von Heizenergiekosten bei (Tabelle 3-6). Beim Neubau im Passivhausstandard werden zum Beispiel Mehrkosten von nur 8 % angegeben (BMU 2007e, S. 61).

Tabelle 3-6

Wirtschaftlichkeit standardisierter Energiesparmaßnahmenbündel bei modernisierten Wohngebäuden

	Bestand belassen	EnEV-Bestand	EnEV-Neubau	Passivhaus-Komponenten
Maßnahmen	Instandsetzung mit Heizungs-optimierung	EnEV-Nachrüst-verpflichtungen	Wärmedämmung 12 cm; Brennwertkessel	Wärmedämmung 20 cm; kontrollierte Lüftung; ggf. Solaranlage
Typischer Heizwärmebedarf [kWh/m2a]	120 – 180	80 – 120	60 – 80	25 - 50
Spezifische Mehrinvestitionen [€/m^2]	10 – 20	40 – 80	100 – 150	180 – 150
Äquivalenter Energiepreis [€/kWh] *	0,04 – 0,08	0,10 – 0,12	0,10 – 0,20	0,10 – 0,40
Amortisationszeit	Bis 5 a	Bis 10 a	Bis 20 a	Bis 40 a
* Äquivalenter Energiepreis = Verhältnis zwischen den annuitätischen Kosten der Maßnahme und der jährlich eingesparten Energie; erlaubt einen Vergleich der finanziellen Entlastung durch die Energiesparmaßnahme zu den Kosten des alternativen Energiebezugs.				
Quelle: WOLFF 2007a				

Viele Energiesparmaßnahmen werden erst durch eine Kopplung mit einer baulichen Maßnahme rentabel, die zur angemessenen wirtschaftlichen Verwertung der Immobilie vorgenommen wird (KAH und FEIST 2005, S. 10 ff.). Einige Maßnahmen sind dagegen

gegenwärtig noch nicht wirtschaftlich umsetzbar. Zudem weisen die vorhandenen Energiesparpotenziale eine unterschiedliche Klimaschutzeffizienz auf.

Tabelle 3-7

Wirtschaftlichkeit von Einzelmaßnahmen zur Energieeinsparung

Maßnahme	Energieeinsparung (kWh/(m^{2}a)	Investition (€/m^2)	Äquivalenter Energiepreis (€/kWh) *
Dämmung (Dach, Kellerdecke, Außenwand)	50 – 150	50 – 250	0,02 – 0,20
Fenster	20 – 50	30 – 150	0,06 – 0,30
Kesseltausch	20 – 120	20 – 80	0,02 – 0,20
Komfortlüftung	10 – 25	20 – 70	0,08 – 0,25
Solare Trinkwassererwärmung	5 – 20	35 – 50	0,10 – 0,40
Solare Trinkwassererwärmung und Heizungsunterstützung	10 – 25	50 – 80	0,10 – 0,40
Hydraulischer Abgleich und Heizungsoptimierung nach baulicher Modernisierung	10 – 20	1 – 6	0,02 – 0,04

* Äquivalenter Energiepreis = Verhältnis zwischen den annuitätischen Kosten der Maßnahme und der jährlich eingesparten Energie; erlaubt einen Vergleich der finanziellen Entlastung durch die Energiesparmaßnahme zu den Kosten des alternativen Energiebezugs.

Quelle: WOLFF 2007a

134. Ungeachtet der zusätzlichen öffentlichen Förderung werden viele grundsätzlich wirtschaftliche Maßnahmen gegenwärtig nicht umgesetzt. So zeigt die Studie „Heinze Marktforschung 2002“ basierend auf einer Befragung von 10 000 Eigentümern, Vermietern und Mietern über Modernisierungsmaßnahmen der wichtigsten energieverbrauchsrelevanten Gebäudebauteile und Heizungsanlagen, dass die jährliche Ist-Sanierungsrate im Vergleich zur Sollsanierungsrate, die entsprechend der Altersstruktur des Wohnungsbestands zu erwarten wäre, lediglich 52 % beträgt (KLEEMANN und HANSEN 2005, S. 60 f.). Tatsächlich bleiben die Modernisierungsinvestitionen in der Wohnungswirtschaft seit Jahren weit hinter den Neubauinvestitionen zurück, so dass der zusätzliche Energieverbrauch neu erstellter Wohnungen die Energieverbrauchsminderungen in modernisierten Wohnungen kompensiert. So standen einer zusätzlichen Neubauwohnfläche von durchschnittlich knapp 28 Mio. m^2 pro Jahr in den Jahren 2002 bis 2005 nur rund 4 Mio. m^2 Wohnfläche modernisierter Wohnungen gegenüber. Unter diesen ungünstigen Bedingungen ist die Gefahr einer Kompensation der Energieeinsparung in modernisierten Gebäuden durch den Mehrverbrauch im Neubau kaum vermeidbar (vgl. Tabelle 3-8). Eine noch schlechtere Bilanz würde sich ergeben, wenn im Zuge der Baumaßnahmen nicht die

besten Energieverbrauchsstandards erreicht würden. Bis die von der neuen EnEV 2007 vorgeschriebenen bedingten Anforderungen bei Modernisierungen, beim Neubau und bei Austausch oder Änderung von Bauteilen und Anlagen greifen, verursacht die Gebäudenutzung mangels Wirtschaftlichkeit unterlassener Ohnehin-Maßnahmen zusätzliche Treibhausgasemissionen.

Tabelle 3-8

Geschätzter Energiemehrverbrauch und Energieeinsparung durch Wohnungsneubau und -modernisierung

		2002	2003	2004	2005	Mittelwert
Neubau	Mio. m^2	29,1	27,4	29,2	25,3	27,8
Energiemehrverbrauch - bei 25 kWh/m²a	Mio. kWh	728,3	686,3	729,2	632,4	694,0
- bei 50 kWh/m²a	Mio. kWh	1.456,6	1.372,6	1.458,4	1.264,8	1388,1
Modernisierung	Mio. m^2	4,4	4,1	4,2	3,9	4,2
Energieeinsparung - bei 50 kWh/m²a*	Mio. kWh	703,1	662,7	664,5	624,2	663,6
- bei 80 kWh/m²a*	Mio. kWh	571,2	538,5	539,9	507,1	539,2
* Vergleichswert vor Modernisierung 210 kWh/m2a						
SRU/UG 2008/Tab. 3-8; Datenquelle: Statistisches Bundesamt 2007a; WOLFF 2007a						

Mängel bei der Umsetzung von Energiesparmaßnahmen im Zuge von Modernisierungen im Gebäudebestand sind an der Tagesordnung. Hinzu kommt, dass die theoretischen Einspareffekte aufgrund des heterogenen Nutzerverhaltens nicht immer realisiert werden. Trotz energetischer Vollsanierung eines Wohngebäudes nach Niedrigenergiehaus-Standards unterscheiden sich die Heizenergieverbräuche der Nutzer noch um bis zu 50 kWh/m^2 pro Jahr, bei fehlender Lüftungsanlage sogar um bis zu 80 kWh/m^2 pro Jahr (LOGA et al. 2003, S. 48). Eine Auswertung der mehrjährigen Verbrauchsdaten einer nach Gebäudetypen und Baualtersklassen repräsentativen Stichprobe des deutschen Gebäudebestands ergab für das Endjahr 1999, dass sich das Verhältnis von Ist-Verbrauch zu Soll-Verbrauch (Normverbrauch nach WärmeschutzVO 1995) zum damaligen Zeitpunkt auf lediglich 59 % belief. Da die Anforderungen der EnEV 2004 gegenüber den damaligen Normen de facto nicht verändert wurden und nur bei geförderten Modernisierungsmaßnahmen von einem verbesserten Normenvollzug auszugehen ist, dürfte sich nach Aussage von Experten aus der Praxis an diesem Einsparverhältnis wenig verändert haben (KLEEMANN und HANSEN 2005, S. 61 f.).

3.4.4.4 Klimapolitischer Instrumentenmix im Gebäude- und Wohnungssektor

135. Die Bemühungen der Bundesregierung zur Umsetzung der klimapolitischen Zielsetzungen im Gebäude- und Wohnungssektor stützen sich auf ein breites Umweltinstrumentarium.

Die wichtigste Maßnahme zur Verbesserung der Energieeffizienz im Gebäudebereich ist die Energieeinsparverordnung (EnEV). Mehrmals verschärft und erweitert, vereint sie alle energierelevanten Regelungen im Gebäudesektor. Die jüngste Novelle der EnEV im Jahr 2007 zeichnet sich gegenüber dem vorhergehenden Regelwerk durch erhöhte Anforderungen an den Primärenergiebedarf von Neu- und Bestandsgebäuden und eine gesonderte Berücksichtigung von Wohn- und Nichtwohnungen aus. Sie beinhaltet erstmals bedingte Anforderungen zur Nutzung erneuerbarer Energieträger bei größeren Gebäuden und führt ab 2008 schrittweise eine Pflicht zur Ausstellung eines Energiebedarfs- bzw. Verbrauchsausweises ein.

Eine nutzergerechte Erfassung und Verteilung der Heizenergie- und Warmwasserkosten von zentralen Heizungs- und Wasserversorgungsanlagen in Wohngebäuden soll durch die Heizkostenverordnung (HeizkostenVO 89) gewährleistet werden. Neben der Pflicht zur Erfassung des anteiligen Wärme- und Warmwasserverbrauchs regelt die HeizkostenVO die Verteilung der Gesamtkosten auf die Nutzer eines Wohngebäudes. Dabei sind mindestens 50 %, höchstens 70 % der Betriebskosten der zentralen Heizungsanlage nach dem erfassten Wärmeverbrauch anzulasten. Die übrigen Kosten sind nach der Wohn- oder Nutzfläche auf die einzelnen Nutzer zu verteilen. Nur der Teil der Heizkosten soll nach Verbrauch abgerechnet werden, der vom Nutzer beeinflusst werden kann. Für energieverbrauchsunabhängige Kosten der Kaminreinigung sowie Wartungs- und Energiekosten erfolgt daher eine Abrechnung nach Grundflächenanteilen.

136. Diese ordnungsrechtlichen Vorgaben werden durch eine Reihe von Förderprogrammen von Bund und Ländern flankiert. Finanzielle Unterstützungen für zusätzliche Energiesparmaßnahmen werden sowohl für den Neubau als auch für Modernisierungsmaßnahmen im Bestand gewährt.

Schließlich stellt die Mineralölbesteuerung auf Heizenergieträger ein Instrument zur Minderung des Energieverbrauchs dar. Insbesondere die zuletzt im Jahr 2003 erhöhten Ökosteuersätze auf feste und flüssige Heizenergieträger sind explizit als Lenkungsabgabe eingeführt worden (vgl. SRU 2004, Abschn. 2.2.4.2).

137. Die Erwartungen der Bundesregierung an diesen Instrumentenverbund sind hoch. Mit zukünftigen Novellierungen der Gesetze und Verordnungen bzw. Maßnahmenerweiterungen in der Förderpolitik soll der Umsetzung dieser Ziele im

Rahmen des Energie- und Klimaprogramms der Bundesregierung noch stärker Nachdruck verliehen werden (Bundesregierung 2007a). Mit den ordnungsrechtlichen Vorgaben wird die Einhaltung eines Mindestwärmeschutzniveaus und technischer Energieverbrauchsgrenzen beabsichtigt. Die Förderprogramme sollen komplementär dazu Anreize zur Verbesserung des Normenvollzugs setzen und die durch das Ordnungsrecht nur teilweise realisierbare Umweltschutzdynamik steigern. Gleichzeitig verspricht die Förderung eine Milderung wirtschaftlicher Anpassungsprobleme und distributiver Härten des Normenvollzugs. Erleichtert wird auch die Anpassung der Nutzer an die steuerliche Belastung der Heizenergieträger, was auf eine Erleichterung der politischen Durchsetzbarkeit des klimapolitischen Instrumentariums abzielt. Nebenziele bilden die Förderung von Konjunktur und Beschäftigung im Bausektor.

3.4.4.5 Energieeinspargesetz und Förderpolitik als Instrumente zur Begrenzung des Nutzer-Investor-Dilemmas

138. Für die unzureichende Ausnutzung der vorhandenen Energiesparpotenziale gibt es zahlreiche Gründe. Neben ungenügendem Fachwissen und unzureichender Abstimmung der beteiligten Akteure fehlt es vielfach an Anreizen zur Steigerung der Energieeffizienz: Da der Gebäudeeigentümer die Kosten des Energieverbrauchs an die Mieter weitgehend „durchreichen“ kann, hat er nur geringe finanzielle Anreize, den Energieverbrauch seines Gebäudes durch Investitionen möglichst gering zu halten. Investiert er hingegen in Energiesparmaßnahmen, reduzieren diese zwar die Betriebskosten des Mieters, führen jedoch nicht zwingend zu höheren Mieteinnahmen beim Vermieter. Dieses Anreizdefizit wird häufig als sogenanntes Nutzer-Investor-Dilemma bezeichnet (Tz. 120, 127).

139. Um zu einer Lösung des Nutzer-Investor-Dilemmas beizutragen, statuieren das Energieeinspargesetz (EnEG) und die darauf erlassene Energieeinsparverordnung (EnEV) ordnungsrechtliche Anforderungen an die Energieeinsparung im Gebäudebereich. Diese Regelungen weisen jedoch deutliche Wirkungsgrenzen auf und reichen damit nicht aus, um die notwendige Reduzierung des Energieverbrauchs im Gebäudesektor herbeizuführen. Erstens beziehen sie sich vornehmlich auf neu zu errichtende Gebäude bzw. auf noch einzubauende Energieversorgungsanlagen (vgl. § 4 Abs. 3 EnEG). Zweitens verlangt das Gesetz für die Formulierung von Anforderungen an die Energieeinsparung, dass diese wirtschaftlich vertretbar sind (§ 5 Abs. 1 EnEG). Dieses sogenannte „Wirtschaftlichkeitsgebot“ wird für den Fall der Modernisierung des Gebäudebestandes zusätzlich verschärft (§ 4 Abs. 3 S. 1 EnEG). Vertretbar sind dabei solche Investitionen, die innerhalb der üblichen bzw. noch zu erwartenden Nutzungsdauer des Gebäudes durch die eintretenden Einsparungen erwirtschaftet werden können. Diese Regelung ignoriert die externen Kosten des Energieverbrauchs. Hier sollte zukünftig auch mit Blick auf die

Gestaltungsmöglichkeiten des Mietrechts auf eine stärkere Kosteninternalisierung hingewirkt werden (Tz. 140) (KEYHANIAN 2008). Drittens ist festzustellen, dass die EnEV selbst den durch das Wirtschaftlichkeitsgebot gesteckten engen Modernisierungsrahmen nicht angemessen ausfüllt. Ihre Anforderungen befinden sich vielfach im unteren Bereich des wirtschaftlich Vertretbaren (THORWARTH 1997, S. 198; BEAUCAMP und BEAUCAMP 2002, S. 326). In Anbetracht der sich verschärfenden Klimaproblematik werden die Standards der EnEV teilweise nicht mehr als Maßstab für die zu erzielenden Energieeinsparungen im Gebäudebereich herangezogen. So legt die Hamburgische Klimaschutzverordnung vom 11. Dezember 2007 im Hinblick auf den zulässigen Jahresprimärenergiebedarf beispielsweise Anforderungen an neu zu errichtende Wohngebäude fest, die zumindest 30 % über denen der Energieeinsparverordnung liegen (§ 2 Abs. 2 Nr. 1 der Verordnung). Nach eingeholten Gutachten der Freien und Hansestadt Hamburg sollen sich diese höheren Anforderungen an die Gebäudesubstanz und Gebäudetechnik zu treffenden Maßnahmen in der Regel in Zeiträumen von 10 bis 20 Jahren amortisieren (Begründung zur Hamburgischen Klimaschutzverordnung, S. 4 f.). Auch die Bundesregierung hat sich in ihrem integrierten Energie- und Klimaprogramm für eine kurzfristige Verschärfung der primärenergetischen Anforderungen um 30 % ab dem Jahre 2009 ausgesprochen (Tab. 3-1).

140. Eine konsequente Umsetzung der EnEV ist nur zu erwarten, wenn ihre Wirkung nicht durch gegenteilige ökonomische Anreize konterkariert wird. Die am Kostenprinzip ausgerichtete Heizkostenverordnung erfordert eine verbrauchsabhängige Abrechnung der Heiz- und Warmwasserkosten und gibt allein dem Mieter als Nutzer gewisse Energiesparanreize. Der Vermieter hingegen hat aufgrund der Vollumlage der Heizkosten auf die Mieter kaum ein direktes Interesse an einer energiesparenden Modernisierung. Das Mietrecht hat daher die Möglichkeit eröffnet, die Kosten der Modernisierungsmaßnahmen aus Gründen der Energieersparnis an den Mieter in Form der Erhöhung der Kaltmiete weiterzugeben. Zusätzlich zu einer Mieterhöhung durch Verweis auf die ortsübliche Vergleichsmiete (§ 558 BGB) steht dem Vermieter in diesen Fällen das Recht zu, gemäß § 559 BGB einen Modernisierungszuschlag zu erheben. Das Mietrecht lässt damit größere Gestaltungsspielräume als das Ordnungsrecht zu: Im Gegensatz zum EnEG ist nach der höchstrichterlichen Rechtsprechung auch die Einbeziehung von Modernisierungen jenseits des Wirtschaftlichkeitsgebotes zulässig. Grenzen setzen hier allein die mietrechtlichen Härteklauseln (BGH, Urteil vom 03. März 2004, Az. VIII ZR 149/03, NJW 2004, 1738 ff.). Diese Rechtsprechung ist im Kern darauf zurückzuführen, dass über die Befugnis zur Erhöhung der Miete nach energiesparbezogenen Modernisierungen letztlich Allgemeinwohlinteressen durchgesetzt werden sollen (SÄCKER und RIXCKER 2008, § 559, Rn. 3). Das Gesetz begrenzt die Umlage

allerdings dadurch, dass die jährliche Miete maximal um 11 % der mit der Modernisierung zusammenhängenden Kosten erhöht werden kann. Nicht auszuschliessen ist, dass dieser umlagepflichtige Betrag im Einzelfall zu gering ausfällt, um Anreizdefizite zu kompensieren.

141. Das Vermieter-Mieter-Dilemma ist zusätzlich auf die vorhandene Informationsasymmetrie zwischen Wohnungsanbietern und -nachfragern zurückzuführen. Die Komplexität bauphysikalischer und technischer Gebäudeparameter erschwert eine Beurteilung von energieverbrauchsrelevanten Parametern durch Mieter bzw. Käufer von Wohnraum. Mangels Informationen richtet sich die Wohnungsnachfrage bislang weitgehend nur am Qualitätsdurchschnitt der Gebäude aus, so dass der resultierende Marktpreis das Angebot überdurchschnittlich energieeffizienter Wohnungen nicht zulässt. Mit der Einführung der Pflicht zur Ausstellung eines Energiebedarfs- bzw. Verbrauchsausweises sind insoweit erste verbindliche Schritte zu mehr Transparenz bei der Beurteilung der energetischen Qualität von Gebäuden unternommen worden.

142. Förderprogramme können die Folgen markt- und regulierungsbedingter Investitionszurückhaltung kompensieren. Eine allgemeine finanzielle Förderung von Wohnungsbauinvestitionen birgt dagegen das Risiko, dass Teile der finanziellen Entlastung aufgrund vergleichsweise träger Reaktionen des Angebots an Bauleistungen kurzfristig in Preiserhöhungen der Bauwirtschaft verpuffen. Erst mittel- bis langfristig können ausreichende Produktionskapazitäten aufgebaut werden und als höheres Angebot marktwirksam werden. Echte zusätzliche Einspareffekte sind von Förderprogrammen daher erst zu erwarten, wenn sie kontinuierlich über lange Zeiträume gezahlt werden. Wirkungen von Fördermaßnahmen müssen über alle Segmente des Wohnungsmarktes hinweg beachtet werden. So besteht das Risiko, dass einseitige Subventionen in den Neubausektor kurzfristig knappe Baukapazitäten binden, Baupreiserhöhungen induzieren und die Rentabilität von Bestandinvestitionen reduzieren. Starke Neubauaktivitäten erhöhen überdies das Wohnungsangebot und vermindern über Umzugsketten (sogenanntes filtering up der Haushalte) das Mietendifferenzial zwischen den unterschiedlichen Qualitätssegmenten des Wohnungsbestands. Diese Absenkung bzw. Nivellierung der Mietpreise über den gesamten Wohnungsbestand senkt jedoch die Rentabilität von Instandhaltungs- und Modernisierungsinvestitionen bei Bestandsgebäuden (EEKHOFF 2006).

Zu eng definierte Förderkriterien für Energiesparprogramme veranlassen die Investoren, Energieeinsparinvestitionen primär in zuschussfähiger Weise mit eng vordefinierten Maßnahmenpaketen und weniger nach kostenminimalen Gesichtspunkten durchzuführen (WOLFF 2007b, S. 71). Einzelmaßnahmen werden nicht gefördert, was mitunter dazu führen kann, dass Investoren bereits heute rentable

Instandsetzungen oder Optimierungen an Gebäuden verschieben, nur um später in den Genuss der Förderung eines kompletten Maßnahmenpakets zu kommen. Ein Monitoring der tatsächlich erreichten Energieeinsparungen und Emissionsminderungen der geförderten Maßnahmen erfolgt nicht. Anreize zur optimalen Systemabstimmung von Gebäude, Anlagentechnik und Nutzung kann die Förderung daher nur bedingt setzen.

Weitere aus Umweltsicht eher kontraproduktive Wirkungen der bestehenden Förderprogramme werden eher unterschätzt. Tabelle 3-7 zeigt, dass die Einspareffekte zusätzlicher Investitionen immer geringer werden. Dementsprechend müssen die Förderprogramme mit zunehmendem Energiesparstandard höhere Finanzhilfen aufbringen um noch Investitionsanreize zu setzen. Dies bedeutet jedoch, dass mit dem verfügbaren öffentlichen Budget wesentlich höhere Einspareffekte erreichbar wären, würden die Mittel primär für Maßnahmen mit vergleichsweise geringem Aufwand bei hohen Energieeinsparungen und Emissionsminderungen eingesetzt.

3.4.4.6 Modernisierungsanreize durch mehr Markttransparenz, preisliche Anreize und höhere Fördereffizienz

143. Im Wohnungsmarkt wird Klimaschutz in einer instrumentellen Mischung von Verbrauchsstandards und positiven (Fördermittel) wie negativen ökonomischen Anreizen (Öko-Steuer) operiert. Dabei ist die im neuen Klimaprogramm anvisierte Verschärfung der Effizienzstandards sinnvoll, wenn sie auch hinter den indikativen Vorgaben der Europäischen Kommission zurückbleibt (Annäherung an den Passivhausstandard bis 2015). Die auftretenden Umsetzungsprobleme anspruchsvoller Standards geben jedoch den ökonomischen Instrumenten ein besonderes Gewicht. Ohne hinreichende preisliche Anreize und eine im wohnungswirtschaftlichen Alltag funktionierende Übertragung dieser Preissignale zwischen den Marktseiten dürfte der Klimaschutz im Wohnungsmarkt weit unter dem Möglichen und wenig effizient bleiben.

Ein wichtiger erster Schritt zu höheren Anreizeffekten in Richtung Energieverbrauchsreduzierung war die Ökosteuer auf fossile Heizenergieträger. Weitere moderate, jedoch kontinuierliche Preissteigerungen von Energieträgern würden mittel- bis langfristige Einsparanreize bieten und zugleich eine wirtschaftlich tragfähige Anpassung ermöglichen. Mit dem vom SRU favorisierten Emissionshandel auf der ersten Handelsstufe kann diese Anreizwirkung fortentwickelt werden (Abschn. 3.5.5). Direkte Preissignale haben bezüglich ihrer Lenkungswirkung den Vorteil, dass sie den betroffenen Akteuren den Anreiz geben, unter Berücksichtigung aller für den individuellen Energieverbrauch relevanten Rahmenbedingungen, die jeweils kostengünstigste Energiesparmaßnahme zu wählen. Diese reichen kurzfristig

von der Reduktion der Zimmertemperatur bis zu langfristigen Investitionen in Energiespartechniken und dem Umstieg auf erneuerbare Energieträger.

144. Die Lenkungswirkung von Energiepreisen dürfte dabei umso stärker ausfallen, je leichter die betroffenen Akteure die Preissignale empfangen und adäquat reagieren können. Hierzu müssen Markthemmnisse konsequent beseitigt werden. Mietrecht und Heizkostenverordnung sollten so umgestaltet werden, dass sowohl Mieter als auch Vermieter unmittelbar die wirtschaftlichen Konsequenzen steigender Energiepreise verspüren und adäquat reagieren können. Hierzu ist die im Klima- und Energieprogramm der Bundesregierung angekündigte Erhöhung des verbrauchsabhängigen Anteils an der Heizkostenabrechnung allerdings nicht ausreichend (Tab. 3-1). Die Heizkostenverteilung sollte nicht nur gewährleisten, dass die Mieter hinreichende Kostenanreize für einen effizienten Einsatz der Raumheizung haben, sondern auch dem Vermieter ermöglichen, das Heizverhalten seiner Mieter zur Verbesserung der Gesamtrentabilität des Mietobjekts durch finanzielle Anreize zu beeinflussen. Möglichkeiten zur vertraglichen Abweichung bei der Heizkostenverteilung von der Heizkostenverordnung dürften hier zielführend sein. So kämen etwa Vereinbarungen von Warmmietverträgen in Frage, bei denen mit einer Teilübernahme der warmen Betriebskosten durch den Vermieter auch der Heizenergieverbrauch wieder in dessen Wirtschaftlichkeitskalkül zurückgeführt wird. Ebenso würde dadurch der Weg zu einem Wärme-Contracting im Gebäudebereich geebnet, bei dem Eigentümer von Gebäuden die gesamte Energieversorgung von Geschäfts- und Wohngebäuden an spezialisierte Energiedienstleister abgeben könnten (BARTHEL et al. 2006). Diese wiederum würden die ihnen übertragene Dienstleistungsaufgabe kostenoptimal umsetzen und entsprechende Maßnahmen an Gebäuden und Heizungsanlagen vornehmen sowie anreizkompatible Dienstleistungsverträge mit den einzelnen Nutzern abschließen (vgl. Tz. 122).

Jüngste Vorschläge einer konditionierten, an die Realisierung von baulichen Energiesparmaßnahmen gebundenen Heizkostenumlage versuchen kurzfristig zusätzliche Modernisierungsanreize zu setzen und den Vollzug der EnEV zu stärken (BAAKE et al. 2007). Allerdings sollten mögliche langfristig negative Konsequenzen nicht aus den Augen verloren werden. Zum einen differenzieren diese Ansätze nicht zwischen bautechnisch bzw. verbrauchsseitig vermeidbaren Energieverbräuchen. Andererseits könnten derartige Maßnahmen aus Vermietersicht unter den gegenwärtigen Energiepreis- und Wohnungsmarktbedingungen unrentable Investitionen nach sich ziehen.

145. Der Nachweis des Energieverbrauchs durch die Verpflichtung zur Vorlage eines Energiebedarfsausweises dürfte wesentlich zur Erhöhung der Markttransparenz für die Wohnungsnachfrager beitragen. Für den Anbieter von Wohnraum bedeutet

diese Transparenz, einen höheren Anreiz für die Berücksichtigung der Energieeffizienz als Merkmal der Angebotsqualität. Bereits aus der Offenlegung des Energieverbrauchs mit einem sogenannten energieverbrauchsorientierten Energieausweis kann ein erheblicher Transparenzzuwachs resultieren. Gleichzeitig ist ein verbrauchsorientierter Energieausweis deutlich kostengünstiger als ein energiebedarfsorientierter Ausweis. Der Vorteil des letzteren liegt vor allem in der Ermittlung von Energiesparpotenzialen bei der Bedarfsermittlung. Praxistests zeigen allerdings, dass die Angaben zum Energiebedarf mangels einheitlicher Bewertungsverfahren von Gebäuden noch erhebliche Schwankungsbreiten aufweisen (GdW 2006). Wichtiger als diese Beurteilungsbasis dürften das Format der angegebenen Energieindikatoren des Gebäudes und entsprechende Vergleichsdaten aus der Betrachtungsregion sein. Die Energiebedarfs- bzw. Energieverbrauchsangaben sollten Rückschlüsse auf die Variabilität der Indikatoren bezüglich einzelner Wohneinheiten aber auch des Einflusses der Witterung zulassen. Als Vergleichsmaßstab für die Bewertung ist eine konsequente Einführung von Mietspiegeln notwendig, aus denen auch Angaben über den energetischen Zustand des auf dem Wohnungsmarkt angebotenen Bestands und dessen Wärmeverbräuche abgelesen werden können. Kommunale Heizspiegel, wie sie seit einigen Jahren für eine Reihe von Städten in der Bundesrepublik veröffentlicht werden, können hier eine wichtige Orientierungshilfe leisten.

146. Auch sollten im Rahmen der Förderpolitik stärkere Anreize zur Konzentration auf möglichst kosteneffiziente Instandsetzungs- und Modernisierungsmaßnahmen gesetzt werden. Da es unter klimapolitischen Gesichtspunkten vor allem um die Umsetzung von Investitionen mit sehr hohem Einsparpotenzial geht, hat eine Förderung, die Bestandserneuerungen in der Breite finanziell entlastet, gegenüber einer eher technologieorientierten Förderung Vorteile. Stärkere Anreize für eine optimale Umsetzung der Energiesparinvestitionen und den optimalen Einsatz der Heizungsanlagen ließen sich bei der Kreditvariante des KfW-CO_2-Gebäudesanierungsprogramms erzielen, wenn der in einigen Fördermodellen eingeräumte Tilgungszuschuss nicht nach Maßgabe ex-ante berechneter Energieeinsparungen, sondern anhand tatsächlich messbarer Erfolge zur Anwendung käme.

Im Hinblick auf die positive Entwicklung bei Passivhäusern, die Profitabilität der Einsparung und den raschen technischen Fortschritt etwa in der Dämmtechnik oder bei Wärmepumpen empfiehlt der SRU bis 2015 den Passivhausstandard für Neubauten vorzusehen. Ein ähnlicher Vorschlag findet sich auch im Effizienzprogramm der Europäischen Kommission. Deutschland hat bei Passiv- und Niedrigenergiehäusern eine ausbaufähige Führungsposition in Europa erlangt.

3.4.5 Schlüsselbereich Energie verbrauchende Geräte

147. 2003 entfielen auf private Haushalte 55 % und auf den Sektor GHD 34 % der Stromanwendungen auf sogenannte weiße (Haushaltsgeräte und kommerziell genutzte Kühlmöbel) und braune Ware (Unterhaltungselektronik) sowie auf den schnell wachsenden Bereich der Informations- und Telekommunikationstechnologien. Ein rapide steigender Stromverbrauch für weiße und braune Ware ist in fast allen Industrieländern zu beobachten, wobei insbesondere der steigende Anteil des Stromverbrauchs von brauner Ware und stand-by-Verlusten hervorzuheben ist. Wirtschaftliche Sparpotenziale können hier vor allem durch eine höhere Marktdurchdringung mit Geräten mit höherer Energieeffizienz sowie geringeren stand-by-Verlusten erschlossen werden (LECHTENBÖHMER et al. 2001; BARTHEL et al. 2006; DUSCHA et al. 2006; IEA 2003, S. 30).

148. Produktbezogene Maßnahmen der Energieeinsparpolitik sind, im Gegensatz zu einer politischen Tendenzsteuerung über die Preise, eine Form der Detailsteuerung die zusätzlich spezifische Einsparpotenziale bei energieintensiven Produkten angeht. Solche Maßnahmen sind vereinzelt schon in den 1970er-Jahren in verschiedenen OECD-Ländern ergriffen worden, wobei Verbrauchskennzeichnungen im Vordergrund standen. Der Stromverbrauch bei Waschmaschinen ist beispielsweise seit 1970 kontinuierlich um mehr als die Hälfte verringert worden. Seit den 1990er-Jahren ist auch die EU auf diesem Gebiet mit vorwiegend „weichen“ Instrumenten der Verbrauchskennzeichnung und der freiwilligen Vereinbarungen aktiv.

Nennenswerte Wirkungen auf den gesamten Endenergieverbrauch wurden auf diese Weise bisher allerdings nicht erzielt. Dies hat – auch im Zeichen hoher Energiepreise und verschärfter Anforderungen an den Klimaschutz – eine Tendenz hin zu verbindlichen Effizienzstandards gefördert. Derzeit haben annähernd 80 Länder Mindestverbrauchsstandards (Minimum Energy Performance Standards, MEPS) für einzelne Elektrogeräte eingeführt oder beabsichtigen dies zu tun (STEENBLIK et al. 2006). Vor allem die japanische Effizienzstrategie bei energieverbrauchenden Produkten hat hier nach 1998 eine gewisse Regulationsdynamik ausgelöst, die im Zeichen hoher Energiepreise zusätzliche Bedeutung erhielt. Die europäische Richtlinie 2005/32/EG vom 6. Juli 2005 zur Schaffung eines Rahmens für die Festlegung von Anforderungen an die umweltgerechte Gestaltung energiebetriebener Produkte (sogenannte Eco-Design- oder EuP-Richtlinie) wurde von ihr ebenso beeinflusst wie die neue Produktpolitik in China.

Das 1999 beschlossene japanische Top-Runner-Programm ist eine anspruchsvolle Form des sogenannten technology forcing, bei der das Tempo des technischen Fortschritts gezielt erhöht und der jeweils energieeffizientesten Technik eine vollständige Marktdurchdringung garantiert wird (JÄNICKE und JAKOB 2006). Zugleich

wird dieser Ansatz auf ein so breites Spektrum energieverbrauchender Produkte angewandt (vom Computer bis zum Kleinbus), dass mit Wirkungen auf den Energieendverbrauch des Landes gerechnet werden kann. Für 21 Produkte wird der am Markt befindliche Spitzenreiter (Top Runner) der Energieeffizienz Maßstab für einen zeitversetzt in Kraft tretenden verbindlichen Effizienzstandard. Im Vorfeld der Verbindlichkeit eines Top-Runner-Standards wird bereits für künftige Innovationen ein weiches Anreizsystem geschaffen (Verleihung von Preisen für weiter gehende Neuerungen). Zugleich gibt es eine Reihe unterstützender Regelungen: die auf Top-Runner-Produkte festgelegte öffentliche Beschaffung (japanisches Beschaffungsgesetz von 2001), Wettbewerbsanreize für den Einzelhandel, Verbrauchskennzeichnungen oder eine umweltbezogene Automobilsteuer. In Befragungen sahen die meisten Unternehmen für sich einen internationalen Wettbewerbsvorteil durch das Programm (SEPA 2005; ECCJ 2006). Die bisher erzielten Effizienzsteigerungen waren teils überraschend (s. Kap. 2, Tab. 2-3).

149. Die vom Japanischen Ansatz beeinflusste EuP-Richtlinie ist Teil der Effizienzstrategie der Europäischen Kommission (s. Tab. 3-9). Inzwischen ist sie für 19 Produkte konkretisiert worden. An dieser Richtlinie ist hervorhebenswert, dass sie – anders als das Top-Runner-Programm – die Lebenszyklusbetrachtung einführt und grundsätzlich auch auf andere Umwelteffekte der Produkte bezieht. Die EU folgt hierbei auch den Vorgaben der UN-Ebene für eine nachhaltige Gestaltung von Produktion und Konsumption (UNDSD 2002). Bei der Festlegung von Effizienzstandards sollen auch Prototypen und effiziente Produkte ausländischer Anbieter berücksichtigt werden. Vorgesehen ist ein dynamisches System der Produktkennzeichnung. Anders als in Japan ist die öffentliche Beschaffung bisher nicht auf Öko-Design-Produkte festgelegt.

Tabelle 3-9

Top-Runner- und EuP-Standard

	Top-Runner-Standard	EuP-Standard
Regulierte Produkte	21 (PKW inclusive)	14+6 (ohne PKW)
Integrierter Ansatz?	Nein (Energieeffizienz)	Ja, IPP
Life cycle costs (LCC)	Nein	Ja
Preismechanismus („hybride“ Instrumentierung)	Schwach	Mittelstark (EH, Öko-Steuern)
Striktheit	Hoch	Noch offen
Effektivität	Teils sehr hoch (> 90%)	Offen
Innovationswirkung	Stark, technol. Forcing	Offen
Wettbewerbsfähigkeit	Hoch	Offen
Politikprozess	Hohes Tempo	Bisher langsam
Beteiligte Akteure	Begrenzte Anzahl	Komplexe Konstellation
Transaktionskosten	Mittel	Vermutlich höher

SRU/UG 2008/Tab. 3-9

Bewertung

150. Eine produktbezogene Energieeffizienzstrategie kann nur als Detailsteuerung im Rahmen einer umfassenderen Tendenzsteuerung verstanden werden, die insbesondere die ökonomischen Anreizsysteme betrifft. Sinnvollerweise werden beide Ansätze im Policy-Mix kombiniert. Preissignale sind unerlässlich aber allein oft nicht massiv genug oder durch informationelle und andere Restriktionen nicht deutlich genug wahrnehmbar (Tz. 120-122). Produktbezogene Maßnahmen der Energieeinsparung wiederum werden beispielsweise ohne entsprechende Preissignale leicht durch rebound effects neutralisiert. Dies ist besonders wichtig im Hinblick auf die Tatsache, dass Effizienzstandards üblicherweise nur für unterschiedliche Produktklassen festgelegt werden können. Einen Anreiz, die energieintensivere Produktklasse (Beispiel Sport Utility Vehicle – SUV) aufzugeben, bieten Effizienzstandards nicht. Sie bedürfen also der Ergänzung insbesondere durch ökonomische Anreize. Unabhängig davon ist jede produktbezogene Maßnahme zur Steigerung der Energieeffizienz klimapolitisch nur wirksam, wenn sie dynamisch verstanden wird, auf mehr als nur inkrementellen Innovationen beruht und nicht auf Nischenmärkte beschränkt bleibt (JÄNICKE 2008).

Eine solche, ergänzende produktbezogene Energieeinsparpolitik hat den spezifischen Vorteil, dass sie auf der Ebene des Produkt-Designs den Innovationswettbewerb um

öko-effizientere Produkte stimulieren kann. Dieser – auch regulative – Wettbewerb hat empirisch bereits eine erhebliche Bedeutung erlangt. Ein politischer Vorteil ist, dass staatliche Maßnahmen sich hier auf konkrete Anbieterinteressen stützen können, die zunehmend auch ihrerseits auf politische Initiativen drängen. Staatliche Beschaffungsregeln können (wie in Japan) zur Marktdurchdringung öko-effizienter Innovationen beitragen.

Zur besseren Wahrnehmung der Preissignale ist zudem eine verbesserte, dynamische Produktkennzeichnung unerlässlich, um einen Wettbewerb um energieeffiziente Produkte anzuregen. Die derzeitige Kennzeichnung ist statisch und hat nur einen geringen Informationsgehalt. Die Einteilung der Energieeffizienzklassen stammt noch aus den 1990er-Jahren und es fehlen Kennzahlen, anhand derer der Kunde die eingesparten Energiekosten gegenüber einer schlechteren Effizienzklasse überschlagen kann (EEAC 2007, S. 5 f.; MATSCHOSS 2007, S. 11 f.). Die im europäischen Aktionsplan Energieeffizienz angekündigte Revision im Zusammenspiel mit der EuP-Richtlinie ist daher zu begrüßen (Europäische Kommission 2006a, S. 11 f.).

Ein weiterer Vorzug einer produktbezogenen Energieeffizienzstrategie liegt in der Tatsache, dass nur wenige Produktgruppen das Gros der negativen Umwelteffekte repräsentieren. Lebensmittel, Häuser (einschließlich ihrer Geräteausstattung) und Straßenfahrzeuge stehen nach neueren Untersuchungen für 70 bis 80 % der negativen Umwelteffekte von Produkten in ihrem Lebenszyklus (vgl. Tz. 119) (TUKKER et al. 2006). Auch die Emissionen sind bei diesen drei Produktgruppen über den Lebenszyklus am höchsten. Sie sind zudem Bereiche, die ohnehin einer starken Regulierung unterworfen sind. Die Lebenszyklusbetrachtung solch prioritärer Produkte kann auch ein wesentlicher Anreiz dazu sein, die Energieproduktivität von Prozessen stärker ins Blickfeld zu rücken.

Neuere Untersuchungen der IEA ergeben, dass die üblicherweise erwarteten Steigerungen der Produktpreise nicht eintreten müssen, dass im Gegenteil ein normaler Trend zu Preissenkungen oft auch bei effizienteren Produkten fortgesetzt wird (ELLIS 2007).

Ein grundsätzliches Problem bleibt die Interessenlage der Energieversorger, die Markteinbußen durch Effizienzmaßnahmen nach Möglichkeit kompensieren, der Einsparpolitik also entgegen wirken werden. Die Änderung dieser Interessenlage und die Schaffung profitabler Rahmenbedingungen für den Verkauf von sogenannten Negawatt, das heißt von Einheiten gesparter Energie, erfordern grundlegende Änderungen (Tz. 121 f.).

Empfehlungen

151. Produktbezogene Verbesserungen der Energieeffizienz, die spezifische Einsparpotenziale erschließen, sind sinnvoll, wenn sie sich, wie von der Europäischen Kommission angestrebt, auf Geräte mit besonders hohem und besonders profitablem Einsparpotenzial konzentrieren. Zur Eindämmung des rebound effect (Tz. 109) müssen die Standards zum einen hinreichend streng sein (Tz. 66-68, 83). Zum anderen muss eine produktbezogene Effizienzstrategie immer durch eine Tendenzsteuerung über die Energiepreise flankiert werden.

Die EuP-Richtlinie geht über den anspruchsvollen japanischen Top-Runner-Ansatz hinaus, indem sie Umweltbelange einbezieht (Integrated Product Policy – IPP) und grundsätzlich die Kosten über alle Produktionsstufen berücksichtigt (life cycle costs – LCC). In diesem hohen Anspruch liegt aber auch die Schwierigkeit des Verfahrens, das sehr langwierig ist und zudem auch auf weniger anspruchsvolle Effizienzstandards hinauszulaufen droht. Daher ist zumindest bei der ersten Standardsetzung – in einem dynamischen Verfahren – eine Fokussierung auf die Energieeffizienz im Interesse der Verfahrensbeschleunigung anzuraten. Weitere Kriterien im Sinne der integrierten Produktpolitik können dann Schritt für Schritt in späteren Standardisierungsstufen einbezogen werden. Dynamische Label zu den Lebenszykluskosten energieintensiver Produkte sollten vorrangig entwickelt werden.

3.4.6 Schlüsselbereich Kraftfahrzeuge

3.4.6.1 Die Veränderung des CO_2-Ausstosses von Personenkraftwagen

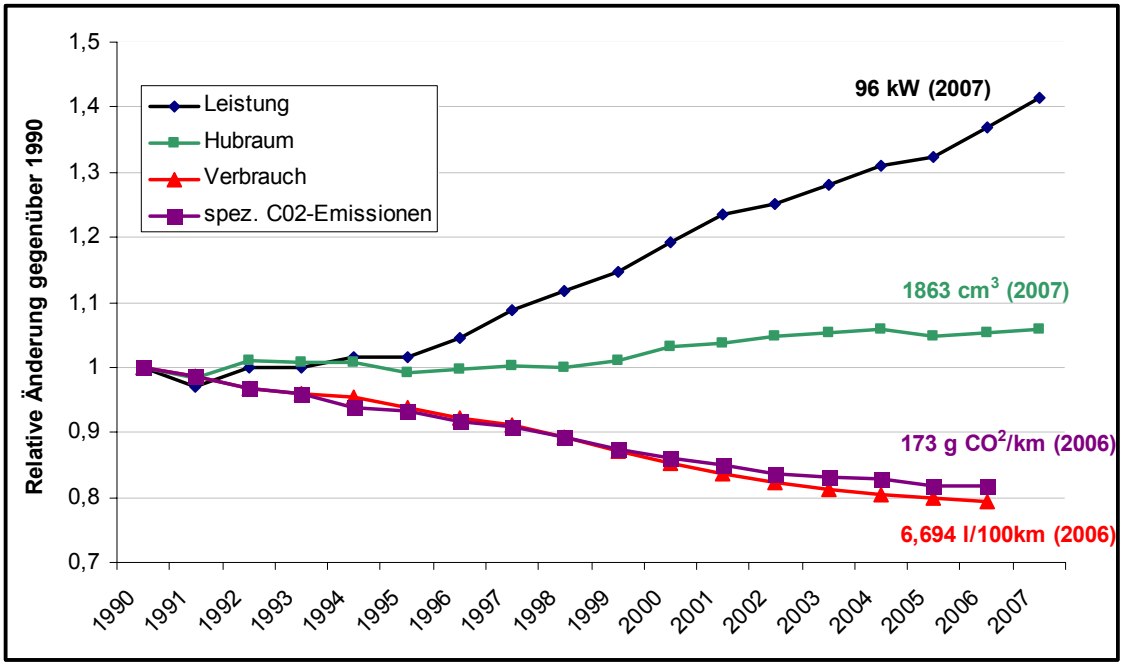
152. Die Energieeffizienz von PKW hat in den letzten Jahren nur in geringem Maße zugenommen. Betrachtet man die Steigerung der Energieeffizienz anhand der mit dem Kraftstoffverbrauch direkt korrelierten Entwicklung der CO_2-Emissionen, zeigt sich für die letzten Jahre folgendes Bild: In Deutschland ist der durchschnittliche CO_2-Ausstoß der Neuwagenflotte von 194,3 g CO_2/km im Jahr 1995 auf 173 g CO_2/km im Jahr 2006 und nach jüngsten Angaben des Verbandes der Automobilindustrie (VDA) auf circa 170 g CO_2/km im Jahre 2007 gesunken (Europäische Kommission 2002; KBA 2006; Pressemitteilung VDA, 6. Februar 2008). Der durchschnittliche CO_2-Ausstoß der Neuwagenflotte fiel allerdings seit dem Jahr 2001 nur unwesentlich um 3 g CO_2/km. Auf europäischer Ebene (EU-15) sank der durchschnittliche CO_2-Ausstoß der Neuwagenflotte kontinuierlich um 12,4 % von 186 g CO_2/km im Jahr 1995 auf 160 g CO_2/km im Jahr 2006 (Europäische Kommission 2006e; T & E 2007, S. 5). Damit ist spätestens seit 2006 offensichtlich, dass der Zielwert der Selbstverpflichtung der Europäischen Automobilindustrie, bis zum Jahr 2008 einen

Durchschnittsflottenverbrauch von 140 g CO_2/km zu erreichen, verfehlt wird. Die Selbstverpflichtung ist damit als Instrument ohne Sanktionsgewalt gescheitert.

153. Der wichtigste Grund für die geringe Verbrauchsreduzierung ist die Zunahme des Gewichtes, der Leistung und des Hubraums. Während die Gewichtszunahme mit Sicherheitsaspekten in Verbindung steht, folgt die enorme Leistungssteigerung keiner technischen Notwendigkeit. Im Jahr 2006 lag die durchschnittliche Leistung der Neuwagenflotte europaweit bei 84 KW, in Deutschland sogar bei 93 KW. Dies entspricht einer Steigerung gegenüber 1995 um 17 % in Deutschland und 27 % in Europa (Europäische Kommission 2006f, S. 12). Damit werden die technisch möglichen Effizienzsteigerungen nur zum Teil für die Verbrauchsminderung ausgeschöpft, anderenteils durch Zunahme von Gewicht und Leistung kompensiert.

Abbildung 3-4

Kompensation höherer Energieeffizienz durch verbrauchssteigernde Entwicklungen im PKW-Design in der EU (1995 bis 2007)



SRU/UG 2008/Abb. 3-4; Datenquelle: Europäische Kommission 2006f, S. 12; ACEA 2008; BMU o. J.

3.4.6.2 Europäische Ziele der CO_2-Reduktion

154. Im Juni 2006 bestätigte der Rat der Europäischen Union das bereits in den 1990er-Jahren von verschiedenen Automobilherstellerverbänden festgesetzte Ziel, dass die durchschnittliche Neufahrzeugflotte CO_2-Emissionswerte von 140 g CO_2/km bis 2008 (European Automobile Manufacturers Association – ACEA) bzw. 2009 (Japan Automobile Manufacturers Association – JAMA; Korea Automobile Manufacturers Association – KAMA) sowie von 120 g CO_2/km bis 2012 erreichen soll (Rat der

Europäischen Union 2006). In einer Mitteilung im Februar 2007 kündigte die Europäische Kommission an, anstelle der Selbstverpflichtung eine rechtliche Lösung vorzuschlagen, dafür aber das Zielniveau faktisch zu senken. Nur noch durchschnittlich 130 g CO_2/km sollen neu verkaufte Fahrzeuge durch verbesserte Fahrzeugmotortechnologie einhalten, während eine weitere Verringerung von 10 g CO_2/km oder deren Äquivalent durch andere technische Verbesserungen und einem erhöhten Einsatz von Biokraftstoffen erbracht werden soll (Europäische Kommission 2007e; 2007c). Ein internationaler Vergleich der Standards zur CO_2-Begrenzung von Kraftfahrzeugen kommt zum Ergebnis, dass hierdurch die EU ihre internationale Führungsrolle nach 2012 an Japan zu verlieren droht, das bis 2015 das 120 g-Ziel durch fahrzeugbezogene Standards erreichen will (ICCT 2007).

Die gerade im Hinblick auf die mittelfristige Innovationsdynamik wichtige Ankündigung weiterer Zielhorizonte bis 2020 unterließ die Europäische Kommission. Das Europäische Parlament hat in einem Bericht ein Ziel von 95 g CO_2/km bis 2020 und mittelfristig bis 80 g CO_2/km angeregt (DAVIES 2007). Der SRU hat bereits vor drei Jahren die technische Realisierbarkeit eines Flottendurchschnittsverbrauchs von 100 g CO_2/km bis 2012 begründet (SRU 2005b, Tz. 299 ff.). Mittelklassewagen mit einem Verbrauch deutlich unter 100 g CO_2/km sind bereits auf dem Markt oder in Entwicklung. Im Hinblick auf erwartbar hohe Ölpreise werden auch die Spielräume für Kunden steigen, deutlich steigende Fahrzeugpreise durch Kraftstoffkostenersparnisse zu kompensieren. Es bestehen damit auch ökonomisch vertretbare Potenziale einer weiteren Effizienzsteigerung.

3.4.6.3 Lösungsansätze zur Zielerreichung

155. Im Vorfeld des im Dezember 2007 vorgelegten Kommissionsvorschlages wurden alternative Instrumente zur Zielerreichung diskutiert (Europäische Kommission 2007 f.; SMOKERS et al. 2006; Europäische Kommission 2007a). Der Kommissionsvorschlag für eine Verordnung zur CO_2-Verminderung für PKW soll vor dem Hintergrund dieser Debatte bewertet werden. Grundsätzlich kommen als Instrumente

- ein Grenzwert gegebenenfalls mit Strafzahlung bei Überschreitung,
- eine Abgabenlösung oder
- die Einführung eines Emissionshandelsystems

in Frage. Vielfach werden auch Kombinationsmodelle vorgeschlagen.

Grenzwert mit/ohne Strafzahlung

156. Die Festlegung eines einheitlichen Grenzwertes (g CO_2/km), den jedes neu zugelassene Fahrzeug 2012 einhalten muss, ist eines der schärfsten Instrumente zur Reduktion des Spritverbrauchs. Bei diesem Instrument wird in Kauf genommen, dass Fahrzeuge, die den Grenzwert nicht erreichen, keine Zulassung erhalten. Gegenüber dieser konfliktträchtigen Einheitslösung ist die mildere Variante einer Koppelung des Grenzwertes an eine Grenzwertkurve möglich. Statt eines Marktausschlusses wird die Einhaltung des Grenzwertes mit einer (hinreichend hohen) Strafgebühr bewirkt. Eine Grenzwertkurve bringt den CO_2-Ausstoß eines Fahrzeugs mit weiteren Fahrzeugeigenschaften (z. B. Spurbreite mal Radstand, Gewicht, Hubraum) in Verbindung und erlaubt einem größeren oder schwereren PKW einen höheren CO_2-Ausstoß.

Eine Grenzwertkurve entlastet die Hersteller schwerer und leistungsstarker Fahrzeuge. Damit sind Nachteile verbunden, insbesondere wenn hierdurch der Anreiz unterlaufen wird, Einsparungen durch eine insgesamt leichtere und geringer motorisierte Fahrzeugflotte zu erzielen. Gerade bei einer gewichtsbezogenen Grenzwertkurve werden Anreize zum sogenannten downsizing der Fahrzeugflotte unterlaufen. Die Koppelung des CO_2-Ausstoßes an andere Fahrzeugeigenschaften verhindert, dass das technische Potenzial zur CO_2-Minderung vollständig zur Entfaltung kommt. Ökonomisch nachteilig ist, dass bei verbrauchs- und emissionsintensiven Fahrzeugen die CO_2-Reduktion billiger ist als bei Kleinfahrzeugen. In einem Gutachten im Auftrag der Europäischen Kommission werden mit der Industrie abgestimmte Kostenschätzungen CO_2-mindernder Technologien aufgeführt (ZIEROCK et al. 2007; TNO et al. 2006). Die CO_2-Vermeidungskosten liegen für Dieselfahrzeuge deutlich höher als für Benziner. Außerdem ist die CO_2-Reduktion bei kleinen Fahrzeugen grundsätzlich teurer als bei großen. Die nachfolgende Tabelle verdeutlicht diese Zusammenhänge.

Tabelle 3-10

Erhöhung der Herstellungskosten in Euro pro Fahrzeug durch eine Reduktion von 30 g CO_2/km, ermittelt aus den TNO-Kostenkurven

Erhöhung der Herstellungskosten in Euro pro Fahrzeug					
Benzin			Diesel		
Small	Medium	Large	Small	Medium	Large
759	590	463	1494	987	582
SRU/UG 2008/Tab. 3-10; Datenquelle: ZIEROCK et al. 2007, S. 16, TNO et al. 2006					

Diese Zahlen legen nahe, dass eine Begünstigung großer oder schwerer Fahrzeuge durch die Einführung einer gewichts- oder größenabhängigen Grenzwertkurve die volkswirtschaftlichen Kosten deutlich erhöht. Die Einführung einer Grenzwertkurve kann zudem die Einhaltung des durchschnittlichen Grenzwertes (130 g CO_2/km) über die gesamte Fahrzeugflotte nur mit prohibitiv hohen Strafzahlungen für eine Überschreitung sicherstellen, die wesentlich über den Vermeidungskosten liegen. Diese Probleme lassen sich durch herstellerinterne und herstellerübergreifende Kompensationslösungen abmildern, nicht aber lösen.

Einführung einer Abgabenlösung

157. Eine Abgabenlösung kann beim Fahrzeughersteller wie beim Fahrzeughalter ansetzen. Auf der Ebene der Fahrzeughersteller kann eine Abgabe erhoben werden, wenn ein zuvor festgelegter Grenzwert oder Referenzwert überschritten wird. Dieses Instrument ähnelt sehr dem zuvor vorgestellten Instrument des Grenzwertes mit Strafzahlung. Sind die Parameter des Grenzwertes, der Abgaben- bzw. Strafhöhe identisch, unterscheiden sich die Instrumentenansätze in ihren Wirkungsweisen nicht voneinander. Der Ansatz der Strafzahlung muss die Strafe jedoch tendenziell so hoch setzen, dass ein normverletzendes Handeln unterbleibt. Der Ansatz des Grenzwertes mit Abgabenzahlung ist hier flexibler.

Die Abgabenlösung schafft nur dann Innovationsanreize unterhalb der Grenzwertkurve, wenn eine herstellerinterne Verrechnung ermöglicht wird, also ein Hersteller den Anreiz zum Bau sehr effizienter Fahrzeuge erhält, um den Verkauf seiner verbrauchsstarken Fahrzeuge zu kompensieren. Eine weitere Verstärkung von Innovationsanreizen sowie einer kostenmindernden Zielerfüllung könnte erreicht werden, wenn eine Verrechnung zwischen den Herstellern zugelassen wird. Diese Flexibilisierung kommt dem Instrument des Emissionshandelsmodells auf Fahrzeugherstellerebene sehr nahe (s. Tz. 158 f.). Dieses Instrument ist nur dann wirksam, wenn die Abgabe in ihrer Höhe einen deutlichen Anreiz zum Bau kraftstoffsparender Fahrzeugmodelle schafft.

Abgaben – beim Hersteller wie beim Käufer – garantieren nicht das Erreichen eines vorgegebenen durchschnittlichen Emissionszieles. Der zielkonforme Abgabensatz kann lediglich in einem langwierigen Trial- and Error-Verfahren ermittelt werden. Eine Modellierung einer Grenzwertkurve mit Abgabensatz, die insgesamt zu dem beabsichtigten Zielwert für die Fahrzeugflotte führt, wurde für das BMU durchgeführt (ZIEROCK et al. 2007). Sie ist aber in methodischer Hinsicht allenfalls eine plausible Annäherung an den angestrebten Zielwert, nicht aber an seine tatsächliche Erreichung.

Eine Abgabe für Fahrzeuge mit hohem CO_2-Ausstoß kann auch beim Fahrzeugkäufer angesiedelt sein. Eine solche Abgabe kann in Form der in manchen Mitgliedstaaten bereits eingeführten Zulassungssteuer oder einer jährlich zu entrichtenden CO_2-Steuer

(im Sinne der CO_2-basierten KFZ-Steuer) ausgestaltet sein. Eine Abgabe, deren Höhe sich am CO_2-Ausstoß orientiert, besitzt ein eigenständiges Lenkungspotenzial, das über die Lenkungswirkung reiner Verbrauchssteuern hinausgeht (vgl. SRU 2005b, Tz. 341 ff.). Problematisch ist hierbei allerdings, dass eine derartige Abgabe in den einzelnen Mitgliedstaaten erhoben wird und so eine EU-weite Lösung ausgeschlossen ist. Dabei ist zu befürchten, dass der auf europäischer Ebene festgelegte Zielwert von 130 g CO_2/km für die gesamte europäische Fahrzeugflotte schwerlich zu erreichen ist, wenn er summativ von den einzelnen Mitgliedstaaten mit unterschiedlichen Steuersätzen erreicht werden soll.

Einführung eines Emissionshandelssystems

158. Gegenüber der dargestellten Abgabenlösung hat der Emissionshandel den Vorzug, dass mit ihm das Erreichen eines zuvor festgelegten Grenzwertes garantiert wird. Die aufwendige und notwendige Anpassung der Abgabenhöhe als Preis für den CO_2-Ausstoß erledigt im Emissionshandelsmodell der Markt. Der zeitraubende Prozess einer Nachjustierung der Abgabensätze wird so vermieden, der Fokus politischer Anstrengungen liegt nun bei der anspruchsvollen Zielvorgabe. Zu unterscheiden ist zwischen einem Emissionshandel mit absoluter und mit relativer Emissionsbegrenzung.

Als weitestgehende Variante eines Handels mit absoluten Emissionsbegrenzungen (cap) kann der vom SRU befürwortete Emissionshandel auf der ersten Handelsstufe angesehen werden (s. Abschn. 3.5.5). Da dessen Realisierung kurzfristig fraglich erschien, hatte der SRU (2005b, Tz. 324 ff.) als Alternative ein Emissionshandelsmodell auf Herstellerebene vorgeschlagen, das den einzelnen Herstellern ein CO_2-Gesamtbudget zuteilt. Dieses ergibt sich aus der Multiplikation des vorgegebenen spezifischen Emissionsgrenzwertes mit der geschätzten Gesamtfahrleistung der verkauften Neufahrzeuge. Eine Verknüpfung mit dem bereits eingeführten Emissionshandelsmodell, das bislang nur die stationären Großemittenten umfasst, wäre dann technisch möglich. Die Verkoppelung hätte die CO_2-Vermeidungskosten für die Kraftfahrzeughersteller an diejenigen der Industrie angeglichen, mit der Folge, dass ein Großteil der geforderten Vermeidungsleistung physisch außerhalb des Verkehrssektors erfolgt wäre, weil sie dort günstiger zu erbringen ist. Die Europäische Kommission ist vom Instrument eines solchen offenen Emissionshandels weitgehend abgerückt, weil sie erstens rechtstechnisch frühestens ab 2013 mit der nächsten Verpflichtungsperiode realisierbar sei. Zweitens stieß die zu erwartende Entlastung der Automobilhersteller von eigenen Innovationsanstrengungen zur Senkung des Kraftstoffverbrauchs auf Bedenken im Hinblick auf das Ziel der Energieversorgungssicherheit (vgl. Tz. 111 f.).

159. In jüngster Zeit wurde ein Emissionshandelsmodell vorgestellt (DUDENHÖFER 2007), das die Einhaltung eines relativen Emissionswertes, gemessen in g CO_2/km, verfolgt. Jeder Automobilhersteller muss den Zielwert von durchschnittlich beispielsweise 130 g CO_2/km über seine verkaufte Neuwagenflotte einhalten. Unterschreitet ein Hersteller den Flottenemissionsstandard, erhält er in entsprechendem Umfang Emissionsrechte zugeteilt, bei Überschreitung muss er Emissionsrechte entsprechend erwerben. Eine Strafe droht demjenigen Hersteller, der den Zielwert trotz Zukaufs von Emissionsrechten nicht einhalten kann. Durch die Überwälzung der Kosten der Emissionsrechte werden verbrauchsarme Fahrzeuge billiger und verbrauchintensive Fahrzeuge teurer (DUDENHÖFER 2007). Dieses Modell verspricht die effizienteste Verwirklichung eines sektoralen Flottenverbrauchszieles für PKW, was durch die Folgenabschätzung der Europäischen Kommission bestätigt wird. Aus Tabelle 3-11 ist ersichtlich, dass ein einheitlicher Grenzwert mit Emissionshandel die geringsten Grenzvermeidungskosten und somit die geringsten gesamtwirtschaftlichen Kosten (auf Basis von Netto-Gegenwartswerten (Net Present Value – NPV)) aufweist.

Tabelle 3-11

Kosten verschiedener Optionen zur CO_2-Reduktion von Personenkraftwagen

	Kosten-effektivität (€/t CO2	Gesamtwirtschaft-liche Kosten 2006-2020, (Netto-Gegenwartswert, Mio €)	THG-Vermeidung 2006-2020 (Mt)	€/t CO2
Option 1	Einheitlicher Grenzwert mit Handel	9746	-624	15,6
Option 2	40 % Steigung – Bodenfläche	22159	-638	34,7
	80 % Steigung – Bodenfläche	21008	-634	33,1
	40 % Steigung – Masse	21674	-638	34,0
	80 % Steigung – Masse	20523	-634	32,4
Option 3	%-Reduktion pro Hersteller	17922	-626	28,6
Quelle: Europäische Kommission 2007a, S. 35				

Bedenken hinsichtlich der eingeschränkten Funktionsweise des Emissionshandels aufgrund der oligopolistischen Akteursstruktur (Europäische Kommission 2007a, S. 39) teilt der SRU nicht. In den Verbänden ACEA, JAMA und KAMA sind insgesamt über 20 Automobilhersteller organisiert, die als Nachfolger der Selbstverpflichtung an dem Emissionshandelssystem beteiligt wären. Hinzu kommen weitere, nicht in den genannten Verbänden organisierte Hersteller.

Der Automobilindustrie ist es erfolgreich gelungen, dieses Modell als eine Wettbewerbsverzerrung zu diskreditieren. So meinen selbst Gutachter für das BMU sowie eine Folgenabschätzung der Europäischen Kommission bereits Wettbewerbsverzerrungen zu erkennen, wenn Zahlungen zwischen Wettbewerbern erforderlich werden (ZIEROCK et al. 2007, S. 9 f.; Europäische Kommission 2007a, S. 37). Diese Sichtweise ist unzutreffend, da ihr das gleiche falsche Wettbewerbsverständnis wie in der Diskussion um den Europäischen Emissionshandel zu Grunde liegt, wonach zum Beispiel die Kohleverstromung „zu schützen“ sei. Hier wird nicht der Wettbewerb geschützt, sondern es wird ein Schutz vor Wettbewerb unter Klimaschutzzielen verfolgt. Grundsätzlich liegt nur dann eine Wettbewerbsverzerrung vor, wenn Fahrzeuge mit gleichen Eigenschaften (wie beispielsweise CO_2-Ausstoß pro Kilometer) unterschiedlicher Hersteller unterschiedlich behandelt würden. Dies ist jedoch beim Emissionshandel nicht der Fall (vgl. Tz. 170). Die industriepolitische Forderung nach „Wettbewerbsneutralität“ dient dem Schutz eines Industriesegments vor klimapolitischen Anforderungen, bremst den Strukturwandel in Richtung kleinerer, leichterer und effizienter Fahrzeuge und verteuert damit unnötig das Erreichen des politisch beschlossenen Flottenverbrauchszieles.

Flankierende Maßnahmen

160. Jede Art von Produktstandard sollte – im Sinne einer innovationsorientierten Strategie – durch flankierende Instrumente begleitet werden, die insbesondere auf die Verhinderung eines rebound effect abzielen (vgl. Tz. 109). Zu denken ist hierbei an Anpassung der Öko-Steuer an die durchschnittlichen Effizienzgewinne bei den Fahrzeugen oder an den vom SRU langfristig angestrebten Emissionshandel auf der ersten Handelsstufe, der selbst bei hohen Zertifikatpreisen nur zu einem mäßigen Anstieg der Kraftstoffpreise führen würde (SRU 2005b, Tz. 324 ff.).

Darüber hinaus sind klimaschädliche Anreize im deutschen Steuersystem zu korrigieren, die zu einer Übermotorisierung der Kraftfahrzeugflotte in Deutschland beigetragen haben. Ein Großteil der neu zugelassenen PKW sind Dienstwagen, die von Steuerabschreibungen profitieren, die proportional zu den Anschaffungskosten liegen. Hierdurch wird systematisch eine Fahrzeugflotte begünstigt, deren Gewicht und Motorisierungsgrad – und damit der Preis – über einem unverzerrten

Marktgleichgewicht liegen. Die diskutierte Korrektur dieses Missstandes ist im Klimaprogramm der Bundesregierung zurückgestellt worden (Tz. 105). Dies ist ebenso bedauerlich wie die hartnäckige Ablehnung des in Europa geltenden Tempolimits auf Autobahnen, das zwar (ohne eine verschärfte Geschwindigkeitskontrolle) eine vergleichsweise geringe unmittelbare Emissionsverringerung ergibt, in seinem Signaleffekt für die Autoindustrie aber nicht zu unterschätzen ist.

3.4.6.4 Der Vorschlag der Europäischen Kommission

161. Die Europäische Kommission hat im Dezember 2007 einen Gesetzentwurf mit der instrumentellen Ausgestaltung zur Erreichung des 130 g-Zieles sowie die bereits erwähnte Folgenabschätzung vorgestellt (Europäische Kommission 2007f; 2007a). Der Vorschlag besteht aus einer

- gewichtsabhängigen Grenzwertkurve,
- einer im Zeitablauf stark steigenden Strafe für die Grenzwertüberschreitungen und
- Flexibilisierungen durch die Möglichkeiten der herstellerinternen und herstellerübergreifenden Kompensation.

Jeder Hersteller hat einen Flottenverbrauch zu erreichen, der sich aus der Summe der gewichtsbezogenen Grenzwerte aller neu zugelassenen Fahrzeuge errechnet. Die zugrunde liegende Grenzwertkurve ist gewichtsbezogen. Ein über dem derzeitigen Fahrzeuggewichtsdurchschnitt der Europäischen Flotte liegendes Kilogramm lässt den Grenzwert um 0,457 g CO_2/km über den Durchschnittswert von 130 g CO_2/km ansteigen. Ein 1 t schweres Fahrzeug muss demnach einen Grenzwert von 117 g CO_2/km einhalten, ein 2 t schweres Fahrzeug 162,5 g CO_2/km. Somit werden allen Fahrzeugen Minderungsleistungen abverlangt. Die vorgeschlagene Steigung der Grenzwertkurve hat mittlerweile zu einem Verteilungskonflikt geführt. Die Bundesregierung sieht mit der aus ihrer Sicht zu flachen Kurve die schweren sogenannten Premiumfahrzeuge diskriminiert, Frankreich und Italien kritisieren hingegen die mit der aus ihrer Sicht zu steilen Kurve verbundene Schonung schwerer Fahrzeuge auf Kosten der Klein- und Mittelklassewagen.

Wird die Grenzwertkurve nicht eingehalten, sind Strafen vorgesehen. Im Jahr 2012 liegt die Strafe bei 20 Euro pro Fahrzeug für jedes Gramm CO_2 über der vorgegebenen Grenzwertkurve. Im Jahr 2013 steigt die Strafe auf 35 Euro, bis sie im Jahr 2015 die Höhe von 95 Euro erreicht. Die Strafzahlungen in Höhe von 20 Euro für das Jahr 2012 für jedes zusätzliche Gramm CO_2 schafft nur einen geringen Anreiz zur Einhaltung des Grenzwertes, da die zusätzlichen Kosten zur Emissionsreduktion in ähnlicher Höhe der Strafzahlungen liegen. Insofern ist erst für die Jahre 2014 und 2015 mit Einhaltung der

vorgegebenen Grenzwerte und tatsächlichen Emissionsreduktionen zu rechnen. Der effektive Vollzug des 130 g-Zieles ist damit um zwei Jahre hinausgeschoben worden.

Eine herstellerinterne Kompensation ist möglich, so dass für die Bemessung einer Strafe nur der durchschnittliche Flottenverbrauch herangezogen wird. Art. 5 des Kommissionsvorschlags ermöglicht auch eine Poollösung zwischen verschiedenen Herstellern. Diese können sich zusammenschließen und gemeinsam wie ein Hersteller veranschlagt werden. Sie sind dabei an das EG-Wettbewerbsrecht gebunden. Sie haben sicherzustellen, dass die Beteiligung am Pool „offen, transpartent und diskriminierungsfrei […] unter wirtschaftlich angemessenen Bedingungen“ erfolgt. Dank dieser Poollösung können Produzenten sehr verbrauchsstarker Fahrzeuge die Strafzahlungen dadurch vermeiden, dass sie mit Herstellern einer sehr effizienten Flotte kooperieren. Hierdurch können auch Anreize entstehen, die Fahrzeuginnovation weit unter die Grenzwertkurve voranzutreiben. Allerdings sollten die Anforderungen an die Ausgestaltung der Poollösungen auf europarechtlicher Ebene näher konkretisiert werden, um Rechtsunsicherheiten auf Seiten der Hersteller entgegenzuwirken.

Zusammenfassung

162. Der SRU bekräftigt seine Empfehlung für einen Emissionshandel auf der ersten Handelsstufe (vgl. Abschn. 3.5.5), durch den sektorübergreifend die effizientesten Vermeidungsoptionen für eine politisch gesetzte CO_2-Begrenzung identifiziert werden. Als Übergangsstrategie befürwortet er ein geschlossenes Emissionshandelssystem für PKW (Dudenhöfer-Modell), da hierdurch ein spezifisches Flottenverbrauchsziel treffsicher erreicht werden kann und die Flexibilität des Instruments eine kostenminimale Zielerreichung fördert. Die Anzahl der beteiligten Automobilhersteller ist hinreichend groß, sodass ein Versagen der Marktmechanismen aufgrund strategischen Verhaltens unplausibel erscheint. In beiden Handelssystemen regelt der Markt bzw. die Automobilhersteller selbst die Allokationsfrage, welche CO_2-Intensität die Fahrzeuge der verschiedenen Klassen besitzen, um über die gesamte PKW-Flotte den Durchschnittswert von 130 g CO_2/km zu erreichen. Eine Grenzwertkurve wie sie die Kommission vorschlägt, führt immer im Vorfeld unter den Akteuren zu Verteilungskämpfen, um die eigene Position zu verbessern. Diese Konfliktlinie zwischen Automobilherstellern von vornehmlich großmotorigen und kleinmotorigen Fahrzeugen führt aufgrund der nationalen Ansiedelung der Automobilhersteller dazu, dass die Konfliktlinien nunmehr auf der nationalen Ebene zwischen Deutschland und Italien bzw. Frankreich verlaufen. Eine schwierig auszuhandelnde Kompromisslösung führt zu Effizienzverlusten und unweigerlich zu Wettbewerbsverzerrungen. Zudem verursachen Grenzwerte oder Abgabenlösungen in den meisten Modellvarianten wesentlich höhere Vermeidungskosten. Der Zielwert sollte über 2012 hinaus weiter deutlich reduziert werden. Die vom Europäischen

Parlament vorgeschlagenen 95 g CO_2/km für 2020 können dabei als Obergrenze einer anzuvisierenden Spannbreite von 80 bis 95 g gesehen werden.

Der Vorschlag der Europäischen Kommission fällt hinter das selbst gesetzte politische Ziel von ursprünglich 120 g CO_2/km bis 2010 und die Anforderungen an eine solche effiziente Lösung zurück. Die von ihr vorgeschlagene gewichtsabhängige Grenzwertkurve mit Strafzahlungen und Flexibilisierung macht erhebliche Konzessionen an die Forderungen der Automobilindustrie – insbesondere der Deutschen. Die von der Kommission vorgesehene Poollösung ermöglicht den Herstellern die Vermeidung von Strafzahlungen durch Kompensationsgeschäfte. Mit einem effektiven Vollzug des Grenzwertes ist erst ab dem Jahr 2014 zu rechnen. Die gewichtsabhängige Grenzwertkurve wird letztlich kosteneffiziente CO_2-Vermeidungsoptionen nicht voll ausschöpfen. Die bereits gemachten Konzessionen an die Automobilindustrie sind damit volkswirtschaftlich als teuer zu bewerten. Im Lichte der technischen Potenziale und der Notwendigkeit rasch wirkender Emissionsreduzierungen ist die Begünstigung KW-starker Fahrzeuge nicht akzeptabel.

Angesichts der bereits geleisteten Zugeständnisse der Europäischen Kommission ist der einhellige Protest der Automobilindustrie und der Bundesregierung sachlich nicht nachvollziehbar. Der Protest richtet sich vor allem gegen die hohen Strafzahlungen und die als zu flach erachtete Grenzwertkurve. Ohne hohe Strafzahlungen wäre aber das – im Übrigen von denselben Akteuren akzeptierte – ordnungsrechtliche Instrument wirkungslos. Strafzahlungen mit dem Emissionszertifikatpreis zu vergleichen ist ebenso irreführend, wie ihre Aufsummierung zu „Kosten“ unter der abwegigen Annahme, der Flottenverbrauch würde bis 2015 nicht sinken. Eine Öffnung der Debatte für einen Emissionshandel oder die vorgeschlagene Poollösung wäre für die Kostendämpfung sachdienlicher. Eine steilere Grenzwertkurve würde Anreize zum sogenannten downsizing der Fahrzeugflotte noch mehr vermindern. Zu bedenken ist demgegenüber, dass ein Strukturwandel in Richtung leichterer und leistungsschwächerer PKW auch mittelfristig die Entwicklungstrends bestimmen wird und bestimmen muss. Weltweit steigende Energiepreise und ein tendenziell stringenter werdender Klimaschutz zeichnen sich seit einigen Jahren ab und geben die Richtung der nächsten Jahre vor. Die deutsche Automobilindustrie hat sich diesen Entwicklungen lange Zeit verschlossen und die Zeit der Selbstverpflichtung zur Entwicklung und *Vermarktung* klimafreundlicher und sparsamer Autos verstreichen lassen. Der daraus erwachsende nunmehr erhöhte Anpassungsdruck ist Folge funktionierender Marktgesetze und verbietet daher einen wirtschaftpolitischen Eingriff.

3.4.7 Fazit

163. Der Steigerung der Energieeffizienz kommt nicht nur aus Gründen des Klimaschutzes eine besondere Bedeutung zu. Sie ist auch der Schlüssel zum sicheren Umgang mit steigenden und volatilen Energiepreisen. Die jährlichen Effizienzsteigerungen sind seit Anfang der 1990er-Jahre deutlich gesunken; das Erreichen der Klimaschutzziele erfordert hingegen eine Verdreifachung heutiger Raten. Davon – und nicht von der Revision des Atomausstiegs – wird der Erfolg der deutschen Klimapolitik abhängen. Der Kontext liberalisierter Energiemärkte erfordert querschnittsorientierte Maßnahmen zur Schaffung eines Wettbewerbs um Energieeffizienz, um einen entsprechenden Strukturwandel von der Energieversorgung zur Energiedienstleistung zu induzieren. Ein zentrales Element ist eine Tendenzsteuerung über CO_2- bzw. Energiepreise. Oft sind aber Preissignale allein durch informationelle und andere Restriktionen nicht deutlich genug wahrnehmbar, weshalb weitere Maßnahmen sinnvoll sind. Der Energieverbrauch konzentriert sich auf die Schlüsselbereiche Brennstoff- und Stromnutzung in Gebäuden, Stromnutzung für energieverbrauchende Geräte sowie Brennstoffnutzung im Straßenverkehr mit jeweils hohen, ungenutzten, wirtschaftlichen Effizienzpotenzialen. Der vorgelegte deutsche Aktionsplan Energieeffizienz legt zwar die richtigen Schwerpunkte, besteht aber fast zur Hälfte aus ohnehin bereits ergriffenen Maßnahmen (business-as-usual) und schöpft vorhandene Potenziale teilweise nicht aus.

Im Schlüsselbereich Gebäude liegen die wichtigsten Energiesparpotenziale in der Senkung des Wärmebedarfs im älteren Wohnungsbestand. Das mit der EnEV wichtigste Instrument des Ordnungsrechts hat aufgrund einer engen Auslegung des Wirtschaftlichkeitsgebotes nur wenig ambitionierte Standards und ignoriert die externen Kosten des Energieverbrauchs. Die anvisierte Verschärfung der Effizienzstandards ist daher sinnvoll, wenn sie auch hinter den indikativen Vorgaben der Europäischen Kommission zurückbleibt (Annäherung an den Passivhausstandard bis 2015). Die Spielräume sind im Mietrecht größer als im Ordnungsrecht, da Ersteres eine (allerdings auf 11 % der jährlichen Kaltmiete gedeckelte) Umlage von Modernisierungskosten auf die Kaltmiete zulässt. Förderprogramme können die Folgen markt- und regulierungsbedingter Investitionszurückhaltung kompensieren. Allerdings sollten im Rahmen der Förderpolitik stärkere Anreize zur Konzentration auf möglichst kosteneffiziente Instandsetzungs- und Modernisierungsmaßnahmen gesetzt werden. Weiterhin sind Mängel bei der Umsetzung von Energiesparmaßnahmen an der Tagesordnung und theoretische Einspareffekte werden aufgrund des heterogenen Nutzerverhaltens nicht immer realisiert. Daher sollte sich die Förderung stärker an tatsächlichen Energieeinsparungen orientieren. Mietrecht und Heizkostenverordnung sollten so umgestaltet werden, dass sowohl Mieter als auch Vermieter unmittelbar die wirtschaftlichen Konsequenzen steigender Energiepreise verspüren und adäquat

reagieren können. Hierzu ist die angekündigte Erhöhung des verbrauchsabhängigen Anteils an der Heizkostenabrechnung allerdings nicht ausreichend. Die Einführung des Energieausweises als Informationsinstrument leistet einen wichtigen Beitrag.

Im Schlüsselbereich der produktbezogenen Energieeffizienzstrategie ist die Standardsetzung das derzeit vorrangige Instrument. Die Standards müssen hinreichend streng sein, regelmäßig und rechtzeitig angepasst werden und die regulierten Produkte dürfen nicht auf Nischenmärkte beschränkt bleiben. Zur besseren Wahrnehmung der Preissignale ist zudem eine verbesserte, dynamisierte Produktkennzeichnung unerlässlich. Einen Anreiz, energieintensivere Produktklassen aufzugeben, bieten Effizienzstandards hingegen nicht. Deshalb ist eine Flankierung durch eine Tendenzsteuerung über die Energiepreise notwendig.

Im Schlüsselbereich Straßenverkehr ist die freiwillige Selbstverpflichtung als Instrument ohne Sanktionsgewalt gescheitert. Der nun vorgelegte Richtlinienentwurf der Europäischen Kommission gesteht schwereren Fahrzeugen höhere Emissionen zu (gewichtsabhängige Grenzwertkurve) und sieht für die zur Einhaltung der Grenzwerte erforderlichen und letztlich hinreichend hohen Strafzahlungen vor. Zur Kostensenkung ist eine Flexibilisierung durch Kompensationsmöglichkeiten sowohl herstellerintern als auch zwischen den Herstellern (Poollösung) vorgesehen. Der Vorschlag hat das Zielniveau faktisch abgesenkt. Die gewichtsabhängige Grenzwertkurve unterläuft Anreize zum so genannten downsizing der Fahrzeugflotte. Insgesamt macht der Vorschlag erhebliche Konzessionen vor allem an die deutsche Automobilindustrie – zu volkswirtschaftlich deutlich höheren Kosten. Der SRU empfiehlt stattdessen – als Übergangsstrategie zu einem Emissionshandel auf der ersten Handelsstufe – ein geschlossenes Emissionshandelssystem für PKW (Dudenhöfer-Modell) mit einem gewichts*un*abhängigen (d. h. einheitlichen) durchschnittlichen Emissionsgrenzwert von möglichst 120 g CO_2/km für die gesamte Neuwagenflotte aller Automobilhersteller bis 2012. Bis 2020 sollte der Zielwert innerhalb eines Korridors von 80-95 g CO_2/km weiter gesenkt werden. Der Emissionshandel würde Kosten senkend wirken, da der Grenzwert nicht von jedem Fahrzeug physisch eingehalten werden muss und Einsparpotenziale in allen Verbrauchsvarianten erschlossen werden. Der Automobilindustrie ist es im Einklang mit der Bundesregierung erfolgreich gelungen, den Emissionshandel als Wettbewerbsverzerrung zu diskreditieren. Die industriepolitische Forderung nach „Wettbewerbsneutralität“ dient hier eher dem Schutz eines Industriesegments *vor* Wettbewerb, der den Strukturwandel in Richtung kleinerer, leichterer und effizienter Fahrzeuge bremst und damit das Erreichen des politisch beschlossenen Flottenverbrauchszieles unnötig verteuert. Darüber hinaus sind die Anreize im deutschen Steuersystem zu korrigieren, die zu einer Übermotorisierung der Kraftfahrzeugflotte in Deutschland beigetragen haben

(Dienstwagenprivileg). Dies wurde im Klimaprogramm der Bundesregierung bedauerlicherweise zurückgestellt.

3.5 Emissionsreduktion durch Emissionshandel

3.5.1 Einleitung

164. Der Emissionshandel ist das wichtigste Instrument der europäischen und deutschen Klimapolitik. Der entscheidende Vorteil des Emissionshandels liegt in der Kombination der Vorteile von Ordnungsrecht und Ökosteuern: Einerseits wird ein verbindliches Emissionsbudget festgelegt, zum anderen hat die Schaffung eines Marktes, der die einzelwirtschaftliche Koordination regelt, dieselben Effizienzvorteile (statische und dynamische Effizienz) wie eine Ökosteuer (SRU 2006, Abschn. 2).

Die bestehende Emissionshandelsrichtlinie und die erste Handelsperiode sind bzw. waren in Deutschland noch sehr stark von Partikularinteressen dominiert, wobei sich die Hauptkritik des SRU gegen die kostenlose Vergabe der Emissionsrechte richtet. Sie hat nicht nur eine in der Umweltpolitik bisher ungekannte „Verteilungsschlacht“ ausgelöst, die das System unnötig komplex und für den Konsumenten teuer gemacht hat. Sie hat außerdem zu einer neuen Variante der Subventionspolitik geführt, die darauf abzielte, bestehende Strukturen in der Energieversorgung zu konservieren. Die geplante Fortschreibung dieser Politik in der zweiten Handelsperiode hätte die Integrität des gesamten Systems gesprengt, wenn die Europäische Kommission nicht korrigierend eingegriffen hätte.

Seit Sommer 2006 ist mit dem Klimawandel auch das Interesse am Emissionshandel immer stärker in den Mittelpunkt der Tagespolitik gerückt. Dadurch sind auch die Schwächen des bisherigen Emissionshandelsregimes immer deutlicher zu Tage getreten. Dies hat eine für viele Beobachter überraschende politische Dynamik ausgelöst, die vor zwei Jahren noch politisch undenkbar schien. In diesem Zeitraum hat das Instrument eine geradezu erstaunliche Entwicklung durchgemacht, die neben dem geänderten politischen Klima vor allem auch dem Beharrungsvermögen der Europäischen Kommission zu verdanken ist. Das Ergebnis ist ein – gegen deutschen Widerstand – deutlich verbesserter nationaler Allokationsplan für die zweite Handelsperiode sowie ein äußerst begrüßenswerter Entwurf zur Revision der Emissionshandelsrichtlinie.

Dennoch plädiert der SRU langfristig für den Übergang zu einem sektorübergreifenden Emissionshandel auf der ersten Handelsstufe. Die Wirkung des jetzigen Systems wird dadurch begrenzt, dass der Handel nur bestimmte Sektoren und Emissionen von Treibhausgasen umfasst (Tz. 165). Ein übergreifendes Emissionshandelskonzept auf der ersten Handelsstufe würde hingegen sämtliche energiebedingten Treibhausgase

erfassen (Abschn. 3.5.5). Darüber hinaus wurde das bisherige Emissionshandelssystem hinsichtlich seiner Zielsetzungen von industrie- und wettbewerbspolitischen Wunschvorstellungen überlagert (Tz. 170 f.) und hat sich auch allgemein aufgrund seiner hohen Komplexität als konfliktanfällig erwiesen (Tz. 172 ff.). Beides hat die Effizienz des Instruments erheblich relativiert.

3.5.2 Die Emissionshandelsrichtlinie der EU

165. Die Richtlinie 2003/87/EG vom 13. Oktober 2003 über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft (Emissionshandelsrichtlinie) unterwirft den Betrieb von Anlagen des Energieerzeugungssektors und bestimmter energieintensiver Industrien (Handelssektoren) im Hinblick auf CO_2-Emissionen einem System zum Handel mit Emissionsberechtigungen (Art. 2 Abs. 1 i.V.m. Anlage I). In der ersten Handelsperiode wurden von diesem System europaweit über 11 400 Anlagen, davon 1 849 in Deutschland (entsprechend rund 59 % der nationalen CO_2-Emissionen), erfasst (DEHSt 2005). Im Hinblick auf den Betrieb dieser Anlagen statuiert die Emissionshandelsrichtlinie zwei zentrale Verpflichtungen: Zum einen haben die Mitgliedstaaten sicherzustellen, dass die vom Handelssystem erfassten Tätigkeiten nur auf Grundlage einer Genehmigung zur Emission der betreffenden Treibhausgase betrieben werden (Art. 4 bis 6). Zum anderen sind die Betreiber der CO_2-emittierenden Anlagen zu verpflichten, eine Anzahl von Emissionsberechtigungen (sogenannte Zertifikate), die den tatsächlichen Emissionen der einzelnen Anlagen entspricht, an die zuständigen Behörden abzugeben (Art. 12). Die Emissionsberechtigungen sind übertragbar und werden nach ihrer Primärallokation durch die jeweiligen Mitgliedstaaten am Markt gehandelt. Die Sekundärallokation über den Markt soll eine kostengünstige und volkswirtschaftlich effiziente Treibhausgasreduktion gewährleisten (vgl. Art. 1). CO_2-Einsparungen sollen primär dort stattfinden, wo sie mit den geringsten Kosten verbunden sind. Der Gesamtumfang der handelbaren Zertifikate, ihre (Erst-)Verteilung auf die einzelnen Sektoren (Energie, Industrie) sowie die dabei anzulegenden Zuteilungskriterien sind von den Mitgliedstaaten im Rahmen Nationaler Allokationspläne (NAP) für die jeweiligen Handelsperioden festzulegen (Art. 9 und 11). Die Pläne haben den im Anhang III der Emissionshandelsrichtlinie näher aufgeführten Kriterien zu entsprechen, die eine objektive und transparente Zuteilung der Zertifikate gewährleisten sollen. Wenngleich die Vereinbarkeit der Allokationspläne mit diesen Kriterien einem Prüfungsverfahren seitens der Europäischen Kommission unterliegt (Art. 9 Abs. 3), belässt die Emissionshandelsrichtlinie den Mitgliedstaaten einen hohen Spielraum bei der Ausgestaltung ihrer Pläne (EuGH, Urteil vom 7. November 2007, Rs. T-374/04). Die Erstzuteilung der Zertifikate hat nach den Vorgaben der Emissionshandelsrichtlinie für die ersten beiden Handelsperioden weitgehend

kostenlos zu erfolgen: Für die erste Handelsperiode (2005 bis 2007) sind mindestens 95 % der Zertifikate unentgeltlich zuzuteilen, in der anschließenden Handelsperiode (2008 bis 2012) gilt dies zumindest für 90 % der Zertifikate (Art. 10).

3.5.3 Die Umsetzung der Emissionshandelsrichtlinie in Deutschland

166. Die Emissionshandelsrichtlinie wird in Deutschland im Wesentlichen durch das Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz (TEHG) als Stammgesetz sowie das für die jeweilige Zuteilungsperiode geltende Gesetz über den Nationalen Zuteilungsplan für Treibhausgas-Emissionsberechtigungen (Zuteilungsgesetz – ZuG) in das deutsche Recht umgesetzt. Mit dem ZuG werden die Zuteilungsvorgaben des jeweiligen Nationalen Allokationsplans (NAP) in Gesetzesform gegossen.

3.5.3.1 Die rechtliche Systementscheidung

167. Die Emissionshandelsrichtlinie hat die Systementscheidung des deutschen Klimaschutzrechts weitgehend vorgegeben. Neben einer grundlegenden Genehmigungspflicht für bestimmte CO_2-emittierende Tätigkeiten (§ 4 Abs. 1 i.V.m. Anhang I TEHG) hat das TEHG in Abkehr vom herkömmlichen ordnungsrechtlichen Ansatz des deutschen Industriezulassungsrechts erstmals einen Kontingentierungs- und Handelsmechanismus für einen Schadstoff etabliert. Auf anlagebezogene Emissionsobergrenzen wird zugunsten einer Verpflichtung der betreffenden Anlagenbetreiber verzichtet, ihre CO_2-Emissionen pro Kalenderjahr durch die Abgabe einer entsprechenden Zahl von Zertifikaten zu legitimieren (§ 6 Abs. 1 TEHG). Während die Emissionsgenehmigung also quasi das „Ob“ der Emissionen regelt, hängt deren zulässige Menge (das „Wieviel“) von der Zahl der eingereichten Berechtigungen ab. Das jeweilige ZuG definiert die Gesamtmenge der zuzuteilenden CO_2-Zertifikate, (cap) (vgl. § 4 ZuG 2012) und legt die Verteilungsregeln für die staatliche Erstzuteilung fest (vgl. § 6 Abs. 2 TEHG). Emittiert der Anlagenbetreiber mehr CO_2 als ihm Berechtigungen zugeteilt worden sind, hat er die fehlenden Berechtigungen am Markt zuzukaufen, um die Pflicht zur Abgabe der Zertifikate gegenüber der zuständigen Behörde erfüllen zu können. Für den Fall der Nichterfüllung dieser Verpflichtung sieht das TEHG finanzielle Sanktionen vor, die neben die weiterhin bestehende Abgabepflicht für die Berechtigungen treten (§ 18 Abs. 1, 3 TEHG).

3.5.3.2 Europarechtskonformität der Systementscheidung

168. Die europarechtlich verbindlich vorgeschriebene Systementscheidung zugunsten eines Treibhausgasemissionshandels begegnet weder verfassungsrechtlichen noch europarechtlichen Bedenken. Sowohl das

Bundesverwaltungsgericht (BVerwG) wie auch das Bundesverfassungsgericht (BVerfG) haben sich bereits mit der Frage der Zulässigkeit dieser Systementscheidung nach Verfassungs- und Europarecht befasst. Beide Gerichte gehen übereinstimmend und zutreffend davon aus, dass die verbindlichen Vorgaben der Emissionshandelsrichtlinie ausschließlich am Europarecht, nicht aber an den Maßstäben der deutschen Grundrechte zu prüfen sind (BVerwG, Urteil vom 30. Juni 2005, Az. 7C 26/04; bestätigt durch den Nichtannahmebeschluss des BVerfG, 14. Mai 2007, Az. 1 BvR 2036/05). Dies liegt auf der Linie der bekannten *Solange*-Rechtsprechung des BVerfG, derzufolge verbindliche europarechtliche Vorgaben solange nicht an den Standards der deutschen Grundrechte zu überprüfen sind, wie der Europäische Gerichtshof (EuGH) einen angemessenen Grundrechtsstandard sichert (BVerfG, Beschluss vom 22. Oktober 1986, BVerfGE 73, 339). An der Angemessenheit des Grundrechtsschutzes seitens des EuGH zweifeln weder das BVerwG noch das BVerfG. Die Gerichte prüften die verbindlichen Vorgaben der Emissionshandelsrichtlinie am europäischen Eigentumsschutz und an der europarechtlich gewährleisteten Berufsfreiheit. Im Hinblick auf beide Dimensionen gelangten sie zu dem Ergebnis, dass der Schutz des Klimas als eine überragende Aufgabe der Völkergemeinschaft und auch der Europäischen Union die mit dem Treibhausgashandel verbundene Beeinträchtigung für die Eigentumsfreiheit und die Berufsfreiheit der Unternehmen rechtfertige. Konkret wurde der mit dem Emissionshandelsrecht einhergehende Eingriff in das Grundrecht der Eigentumsfreiheit (vgl. Art. 6 Abs. 2 des Vertrages zur Gründung der Europäischen Gemeinschaft (EG)) als eine zulässige Nutzungsbeschränkung des Anlageeigentums gewertet. Eine nur unter strengeren Anforderungen statthafte und insbesondere auch entschädigungspflichtige Enteignung vermochten die Gerichte in dem Emissionshandelssystem nicht zu erkennen. Den Anlagenbetreibern werde nicht etwa ihre Befugnis zur CO_2-Emission entzogen. Eine solche könne als eigenständiges entziehungsfähiges Recht nicht existieren, da die Luft dem Einzelnen nicht im Sinne eines Ausschließlichkeitsrechts privatnützig zugeordnet sei. Die Emissionsbefugnis ist nach Auffassung der Gerichte eigentumsrechtlich nur über das Anlageeigentum bzw. das Recht am eingerichteten und ausgeübten Gewerbebetrieb geschützt und von der genehmigten Anlage nicht abtrennbar. Ein auch nur teilweiser Entzug dieser rechtlich geschützten Positionen im Sinne eines Güterbeschaffungsvorganges erfolge mit der Einführung des Emissionshandels hingegen nicht.

Bei der Prüfung der Verhältnismäßigkeit der Grundrechtsbeeinträchtigung spielte für das Bundesverwaltungsgericht auch der Umstand eine Rolle, dass die Emissionshandelsrichtlinie eine Versteigerung von Zertifikaten für die ersten beiden Handelsperioden nur im Umfang von maximal 10 % zulässt. Da die Emissionshandelsrichtlinie damit beim Systemwechsel zu einer überwiegend

kostenlosen Zuteilung der Zertifikate verpflichte, scheide eine unzumutbare Belastung der Anlagenbetreiber auch aus diesem Grunde aus. Mit vergleichbaren Argumenten stellten das BVerwG und das BVerfG fest, dass das Handelssystem nicht gegen die europarechtlich geschützte Berufsfreiheit verstößt.

3.5.3.3 Die Widerspruchsfreiheit von Emissionshandel und immissionsschutzrechtlichen Grundpflichten

169. Das System des Treibhausgashandels steht nicht im Widerspruch zu den immissionsschutzrechtlich normierten Grundpflichten für die Betreiber genehmigungsbedürftiger Anlagen (anders hingegen FRENZ 2005; § 9 TEHG, Rn. 71 ff.). Richtig ist allerdings, dass mit der Einführung dieses Systems eine Abkehr von der herkömmlichen Interpretation der Betreiberpflichten in Form des sogenannten Vorsorgegebots des § 5 Abs. 1 Nr. 2 BImSchG sowie des Gebotes sparsamer und effizienter Energieverwendung gemäß § 5 Abs. 1 Nr. 4 BImSchG verbunden ist. Das Vorsorgegebot verlangt, geeignete Vorsorgemaßnahmen gegen Umweltbeeinträchtigungen nach dem Stand der Technik zu ergreifen. Von diesem Ansatz löst sich das Emissionshandelsrecht insofern, als dass es die Möglichkeit eröffnet, unvermindert und über den Stand der Technik hinaus CO_2 zu emittieren. Vorausgesetzt wird allein, dass die Emissionen mit einer entsprechenden Zahl von Zertifikaten unterlegt werden (RÖDER-PERSSON et al. 2002, S. 46 ff.). Darin liegt jedoch nur eine Durchsetzung des Vorsorgegebots mit anderen Mitteln. An die Stelle einer individuell-anlagebezogenen Vorsorgelast tritt eine „kollektivierte“ Vorsorgepflicht in Form der Gesamtemissionsbegrenzung durch das vom Gesetzgeber festgesetzte Emissionsbudget und die Verantwortung aller Anlagenbetreiber, diese nicht zu überschreiten (REHBINDER o. J., S. 2). So heißt es in § 5 Abs. 1 S. 2 BImSchG, dass die Vorsorgeanforderungen an Anlagenbetreiber, die dem Emissionshandel unterliegen, abschließend durch die Verpflichtungen nach dem TEHG bestimmt werden. Entsprechendes gilt nach § 5 Abs. 1 S. 4 BImSchG für das Energieeffizienzgebot, soweit die Effizienzanforderungen einen Bezug zu den CO_2-relevanten Anlagenemissionen aufweisen. Im Hinblick auf die Energieeffizienz lässt die Emissionshandelsrichtlinie allerdings zu, dass zusätzlich zum anlagenübergreifenden Handelsregime konkrete anlagenbezogene Betreiberanforderungen normiert werden (Art. 26; näher zum Inhalt des Effizienzgebots KOCH und WIENECKE 2001). Deutschland hat von dieser Möglichkeit aber keinen Gebrauch gemacht.

3.5.3.4 Der NAP I bzw. das ZuG 2007

Verfehlte wettbewerbspolitische Debatte

170. Der Umsetzung des europäischen Emissionshandels durch den ersten deutschen Allokationsplan (NAP I) bzw. das ZuG 2007 war insbesondere durch Fehlinterpretationen der Wettbewerbsdimension des Instruments bei der Verteilung der Emissionsrechte geprägt (SRU 2006; MICHAELIS 2006). Die falsche Annahme, eine kostenlose und reichliche Zuteilung von Emissionsrechten (grandfathering) erhöhe die Wettbewerbsfähigkeit einzelner Unternehmen/Branchen, hatte die Forderung nach einer „bedarfsgerechten" Zuteilung zur Folge, die auf großzügige Zuteilungen für CO_2-intensive Energieträger (Kohle, insbesondere Braunkohle) und Industrieprozesse (Grundstoffindustrien) hinauslief. Darüber hinaus versuchte die Bundesregierung, die Allokation zur Durchsetzung anderer energie- und industriepolitischer Ziele (Schutz heimischer Kohle, Erneuerung des Kraftwerksparks, mehr Wettbewerb im Kraftwerkssektor, verbesserte Wettbewerbssituation der deutschen Industrie) zu nutzen.

Tatsächlich entsteht eine veränderte Wettbewerbsposition nicht erst durch die Zuteilung von Emissionsrechten, sondern schon durch die Einführung des Emissionshandels an sich. Das neue Regime macht Emissionen bzw. entsprechende Emissionszertifikate zu einem handelbaren Produktionsfaktor mit einem Markpreis, die alternativ zur eigenen Nutzung am Markt verkauft werden können. Daher gilt für CO_2-Rechte dasselbe betriebswirtschaftliche Kalkül wie für jeden anderen Produktionsfaktor, einschließlich der Einpreisung der Opportunitätskosten kostenlos erhaltener Emissionsrechte. Die Wettbewerbsfähigkeit (in Bezug auf CO_2) ergibt sich ausschließlich aus der CO_2-Effizienz. Die kostenlose Zuteilung von Emissionszertifikaten kommt einer Subvention gleich, die das betroffene Unternehmen durch eine Bilanzwerterhöhung zwar reicher macht, aber nicht die Rentabilität der Verwendung des Emissionsrechtes verbessert. Mit dem Emissionshandel wurde eine neue Knappheit in das ökonomische System eingefügt, der durch eine produktivere Verwendung begegnet werden soll. Dies gilt auch für Unternehmen, die im globalen Wettbewerb mit Konkurrenten ohne vergleichbare CO_2-Bepreisung stehen, da Wettbewerbsbedingungen und Standortentscheidungen multidimensional sind und der Emissionshandel nur für den durch ihn ausgelösten Energiepreisunterschied verantwortlich gemacht werden kann.

Die Forderung nach kostenloser Zuteilung ist daher der Ausdruck eines Verteilungskampfes um die Subventionierung dieses neuen Produktionsfaktors. Sein erheblicher Wert erklärt das Ausmaß der beobachteten Einflussnahmen der betroffenen Unternehmen und ihrer Verbände. Zwar hat die Verteilung per se keinen

Einfluss auf die Anreizwirkung des Instruments. Gleichwohl haben die zahlreichen Sondertatbestände zu strategischem Verhalten der Anlagenbetreiber geführt und dadurch Missbrauchsbegrenzungen notwendig gemacht. Die Folge war eine Überkomplexität mit einer Fülle an Detailregelungen und eine dem Ziel des Instruments entgegenlaufende Überallokation des NAP I. Diese Fehlentwicklung wurde durch den Absturz der Emissionshandelspreise nach der Veröffentlichung der verifizierten Emissionsdaten für 2005 dokumentiert (Carbon Market Europe, 28. April 2006). Insgesamt war 2005 und 2006 die ausgegebene Menge an Emissionsrechten jeweils rund 20 Mio. bzw. 4 % höher als die tatsächlichen Emissionen (DEHSt 2007). Die kostenlose Verteilung der Emissionsrechte hatte also unübersehbare negative Rückwirkungen auf die Funktionsweise des Instruments. Der SRU hat daher den Übergang zu einer Versteigerung der Emissionsrechte empfohlen. In der Übergangsphase sollte das System durch Abschaffung sämtlicher Sonderregeln, einschließlich der Regelungen für die Neuanlagenreserve und der brennstoffspezifischen benchmarks, deutlich vereinfacht werden (vgl. ausführlich: SRU 2006).

171. In diesem Zusammenhang ist auch die Entscheidung des Bundeskartellamtes vom Dezember 2006 zu kritisieren, die eine Einpreisung von mehr als 25 % des Marktpreises der Emissionsrechte als Marktmissbrauch definiert (Pressemitteilung Bundeskartellamt, 20. Dezember 2006). Der Sinn und Zweck des Emissionshandels besteht in der Einpreisung der (Opportunitäts-)Kosten der Emissionsrechte als neuen knappen Faktor und wird durch die Entscheidung des Bundeskartellamtes ad absurdum geführt. Der Hinweis auf mangelnden Wettbewerb in der deutschen Stromerzeugung kann hier nicht überzeugen, da gerade Wettbewerbsmärkte von einer vollständigen Einpreisung gekennzeichnet sind. Darüber hinaus findet die Einpreisung auch in anderen EU-Mitgliedsstaaten – mit angeblich höherem Wettbewerb – statt (RADOV und KLEVNAS 2007). Kritikwürdig ist auch die außergerichtliche Einigung des Bundeskartellamtes mit RWE vom September 2007, die ein zu versteigerndes Stromkontingent für Industriekunden mit einer Gutschrift des Wertes der Emissionsrechte vorsieht (Pressemitteilung Bundeskartellamt, 27. September 2007). Wenn die Einpreisung tatsächlich einen Missbrauch darstellt, bleibt zu fragen, wieso nicht auch Privatkunden davor „geschützt“ werden. Letztlich liefert die umstrittene Entscheidung einen weiteren Grund für eine vollständige Versteigerung der Emissionsrechte, um solchen Problemen von vornherein aus dem Weg zu gehen.

Zuteilungsgesetz als Ausdruck des verfassungsrechtlich geschützten Gestaltungsspielraums des Gesetzgebers

172. Die Zuteilungsregeln des ZuG 2007 bildeten aufgrund ihrer wirtschaftlichen Relevanz einerseits und ihrer hohen Komplexität andererseits (Tz. 170) den

Anknüpfungspunkt vieler auch verfassungsrechtlicher Streitigkeiten. Diesbezüglich wurde insbesondere vorgebracht, dass verschiedene Zuteilungsregeln das verfassungsrechtliche Gleichheitsgebot des Art. 3 GG verletzen und den Erfordernissen des Rechtsstaatsprinzips nicht genügen. Sowohl das BVerwG als auch das BVerfG haben die jeweils vorgebrachten Bedenken zurückgewiesen. Sie haben die angegriffenen Regelungen unter Hervorhebung des großen Gestaltungsspielraums des Gesetzgebers bei der Festlegung der Zuteilungsregeln bestätigt, der angesichts der Neuartigkeit und Komplexität des Emissionshandelsregimes anzuerkennen war (BVerfG, Urteil vom 13. März 2007, Az. 1 BvF 1/05, für die Berücksichtigung frühzeitiger Emissionsminderungen, BVerwG, Urteile vom 16. Oktober 2007, Az. 7C 6.07 und 7C 28.07, für die Unterscheidung von prozessbedingten und nicht prozessbedingten Emissionen, BVerwG, Urteil vom 16. Oktober 2007, Az. 7C 33.07 für die anteilige Kürzung von Zuteilungen zur Einhaltung des Emissionsbudgets). Wenngleich die Regelungen damit im Ergebnis einer verfassungsrechtlichen Prüfung standgehalten haben, zeugen die gerichtlichen Verfahren jedoch von der erheblichen Rechtsunsicherheit und den auch volkswirtschaftlichen Ineffizienzen, die mit dem überkomplexen Emissionshandelssystem nach dem ZuG 2007 verbunden waren.

3.5.3.5 Der Nationale Allokationsplan II bzw. das Zuteilungsgesetz 2012

Vereinfachung der Zuteilungsregelungen

173. Die negativen Erfahrungen mit der Zuteilung nach dem NAP I sowie der Druck der Europäischen Kommission in Richtung auf eine Überarbeitung des NAP II haben zu einer im Ergebnis zu begrüßenden Vereinfachung der Zuteilungsregelungen geführt. Der nach Brüssel notifizierte NAP II-Entwurf Deutschlands wurde von der Europäischen Kommission zunächst abgelehnt. Insbesondere wurde das Emissionsbudget nach Ansicht der Europäischen Kommission mit 482 Mt CO_2/a um circa 29 Mio. t CO_2 zu hoch angesetzt, wodurch den nicht am Emissionshandel teilnehmenden Sektoren zusätzliche Vermeidungspflichten auferlegt wurden. Weiterhin wurde die aus dem NAP I übernommene (leicht modifizierte) großzügige Zuteilung an Neuanlagen im NAP II als Wettbewerbsverzerrung gegenüber vergleichbaren Bestandsanlagen abgelehnt. Darüber hinaus machte die Europäische Kommission deutlich, dass im Rahmen des NAP II keinerlei Zusagen gemacht werden dürfen, die eine bindende Wirkung über den Geltungszeitraum von 2008 bis 2012 hinaus haben (Europäische Kommission 2006b; 2006d; BMU 2006). Der geforderten Korrektur kam die Bundesregierung mit einiger Verspätung bis zum Frühjahr 2007 nach (Pressemitteilungen BMU, 24. November 2006, 09. Februar 2007 und 18. April 2007; BMU 2007b). Die endgültige Fassung wurde am 22. Juni 2007 vom Bundestag und am

29. Juni 2007 vom Bundesrat gemeinsam mit Änderungen des TEHG und des Projekt-Mechanismen-Gesetzes (ProMechG) verabschiedet (BMU 2007d; Bundesrat 2007). Die wichtigsten Elemente des beschlossenen NAP II bzw. des ZuG 2012 für die Handelsperiode 2008 bis 2012 sind (MATSCHOSS 2008):

- Emissionsbudget: Das Budget des Handelssektors (inklusive Neuanlagenreserve und Anteil für Versteigerung) wurde von 499 Mt/a des NAP I auf 482 Mt/a im ursprünglichen NAP II-Entwurf und schließlich auf 453 Mt/a abgesenkt (§ 4 Abs. 2 ZuG 2012).
- Versteigerung: Neu, auch gegenüber dem ursprünglichen NAP II-Entwurf, ist die Veräußerung von 40 Mt CO_2/a (entsprechend 8,8 %) des Emissionsbudgets (§§ 19 bis 21 ZuG 2012). Sie sollen durch eine zusätzliche Kürzung den Strom produzierenden Bestands-, neueren und Neuanlagen (inklusive Stromanteil KWK) entzogen werden, wobei Industrie- und Kleinanlagen wiederum ausgenommen sind.
- Benchmarks: Für energiewirtschaftliche Bestandsanlagen (bis Inbetriebnahme Ende 2002), alle neueren Anlagen (Inbetriebnahme 2003 bis 2007) sowie alle Neuanlagen (Inbetriebnahme ab 2008) werden die benchmarks der Neuanlagenregelung des NAP I übernommen, die für Kohle eine deutlich höhere Zuteilung pro kwh (in der Stromproduktion mehr als doppelt so hoch) als für Gas vorsehen (Anhang 3 Teil A ZuG 2012). Für Bestandsanlagen werden historische Auslastungen (§ 7 ZuG 2012) und für die anderen sogenannte Standardauslastungsfaktoren zu Grunde gelegt. Bei letzteren wird bei der Energieerzeugung noch stärker zwischen Energieträgern diskriminiert, indem für Steinkohlekraftwerke die 7,5-fache, für Braunkohle sogar die achtfache jährliche Laufzeit von Gaskraftwerken angenommen wird (Anhang 4, I ZuG 2012).
- Historische Emissionen: Lediglich industrielle Bestandsanlagen (bis Inbetriebnahme Ende 2002) erhalten noch – in Analogie zum NAP I – um einen Erfüllungsfaktor gekürzte Zuteilungen nach historischen Emissionen, der jetzt bei 98,75 % liegt (§ 6 ZuG 2012).
- Anteilige Kürzung: Die sogenannte gleitende anteilige Kürzung (SCHAFHAUSEN 2007) nach § 4 Abs. 3 ZuG 2012 stellt eine Mischung aus Erfüllungsfaktor und Malusregel des NAP I dar, wobei die Kürzung bei ineffizienten Anlagen stärker ausfällt als bei effizienten. Allerdings wird der Effekt zwischen den Energieträgern durch die Nutzung der benchmarks sowie eines zusätzlichen, noch höheren benchmark für Braunkohle abgeschwächt. Von der gleitenden anteiligen Kürzung sind neuere Anlagen und Bestandsanlagen der Energiegewinnung betroffen. Industrie-, Neu- und Kleinanlagen sowie Anlagen, die der Early-Action-Regel des NAP I (vgl. § 12 ZuG 2007) unterliegen, sind ausgenommen.

- Neuanlagenreserve: Als Teil des Emissionsbudgets beträgt die Neuanlagenreserve 23 Mt CO_2/a (§ 5 ZuG 2012). Neben den Zuteilungen an Neuanlagen dient sie der Kostendeckung des Bundes, der Rückzahlung des Zuschusses an die überzeichnete Reserve des NAP I (sogenannter KfW-Mechanismus) und etwaiger erfolgreicher Klagen auf höhere Zuteilung.

174. Das Beharrungsvermögen der Europäischen Kommission, welches mit Blick auf das Budget und die Neuanlagenregel – wenn man letztere denn als notwendig erachtet (vgl. Tz. 170) – zu einem wesentlich verbesserten NAP II geführt hat, ist zu begrüßen. So stellt das Budget angesichts der Emissionen der Basisperiode (Durchschnitt 2000 bis 2005) von 478 Mt CO_2/a (DEHSt 2007) nun eine tatsächliche Minderungsanforderung dar, mit der das Kyoto-Ziel erreicht werden kann. Auch die Gefahr der Vorfestlegung großer Teile des Budgets über mehrere Perioden durch die alte Neuanlagenregel, die mit späteren Reduktionserfordernissen nicht kompatibel sind, scheint gebannt. Weiterhin wird der Einstieg in die Versteigerung ausdrücklich begrüßt. Der durch eine Versteigerung wegfallende Verteilungskampf um Emissionsrechte erleichtert die Durchsetzung notwendiger, strengerer Reduktionsziele nach 2012. Der jetzige Einstieg leistet einen wichtigen Beitrag als Lernphase für spätere komplette Versteigerungen. Neben diesen positiven Entwicklungen gibt es dennoch folgende Kritikpunkte:

- Brennstoffspezifische benchmarks: Da für Kohlekraftwerke mit 750 g CO_2/kWh Nettostromerzeugung ein mehr als doppelt so hoher benchmark festgelegt wurde wie für Gaskraftwerke (365 g CO_2/kWh), werden die eigentlich erforderlichen Anpassungen im Energieträgermix nach wie vor behindert. Dabei besteht die Gefahr, dass dort, wo eine Brennstoffsubstitution betriebswirtschaftlich sinnvoll wäre, nun unter Beibehaltung der bestehenden Brennstofftechnologie Wirkungsgradverbesserungen mit ineffizient hohem Kostenaufwand angestrebt werden.

- Zuteilung Industrie: Mit dem Argument der größeren Wettbewerbsintensität wird der industrielle Sektor explizit großzügiger mit Emissionsrechten ausgestattet als die Energiewirtschaft. Hier zeigt sich immer noch eine Vermengung von Wettbewerbs- und Verteilungsargumenten. Selbst bei den energieintensiven Unternehmen, die wirklich außereuropäischer Konkurrenz ausgesetzt sind (was nicht generell der Fall ist), sind energiekostenbezogene Faktoren in der multidimensionalen Entscheidung zur Standortwahl in der Regel nachrangig (vgl. Tz. 170; SRU 2006, Tz. 28 f.). Auch der industrielle Sektor wird in die Versteigerung miteinbezogen werden müssen.

- Neuanlagenregelung: Auch hier zeigt sich die unzulässige Vermengung von Wettbewerbs- und Verteilungsargumenten, da wiederum nicht die kostenlose Zuteilung, sondern die Rentabilität einer Anlage unter dem neuen Regime des

Emissionshandels über die Wettbewerbsfähigkeit entscheidet. Anstatt in die kostengünstigste CO_2-Vermeidung zu investieren, wird die Investitionsentscheidung durch den Wunsch nach maximaler Zuteilung verzerrt. Daher ist der gesamte Regelungskomplex um die Neuanlagen, -reserve und Anlagenstilllegung trotz der oben genannten begrüßenswerten Verbesserungen abzulehnen (SRU 2006, Tz. 12-13, 30-31). Zudem gibt es nur wenige echte Newcomer. Daher besteht eine hohe Wahrscheinlichkeit, dass hier ausschließlich Mitnahmegewinne für etablierte Betreiber bei der ohnehin anstehenden Erneuerung des Kraftwerksparks generiert werden (MICHAELIS 2006; HENTRICH und MATSCHOSS 2006).

Die Kritikpunkte zeigen, dass auch der wesentlich verbesserte NAP II noch teilweise einer verfehlten wettbewerbs- und energiepolitischen Orientierung verhaftet ist. Hauptkritikpunkte bleiben weiterhin der gesonderte benchmark für Kohle und die Sonderbehandlung für die Industrie. Der NAP II ist daher nur ein – wenn auch wichtiger – Zwischenschritt auf dem Weg zur konsequenten, vom Energieträger unabhängigen Gleichbehandlung der Emittenten und zur vollständigen Versteigerung der Emissionsrechte nach 2012. Insgesamt ist aber anzuerkennen, dass sich die – in erster Linie europäische – Politik gegen die erhebliche Einflussmacht der Verursacherseite in beachtlichem Maße durchgesetzt hat. Mit der Endversion des NAP II ist es auch in erheblichem Ausmaß gelungen, die Glaubwürdigkeit des Emissionshandels als Instrument der europäischen Klimaschutzpolitik wiederherzustellen. Auch der gelungene Einstieg in die Versteigerung ist ein wichtiger Fortschritt.

Veräußerung von zehn Prozent der Zertifikate verfassungskonform

175. Zweifel, die von verschiedener Seite an der Verfassungsmäßigkeit der nunmehr vorgesehenen (Teil-)Versteigerung der Zertifikate geäußert worden sind (BURGI und SELMER 2007; REBENTISCH 2006), erweisen sich als nicht durchgreifend. Zutreffend ist im Ausgangspunkt, dass sich eine Versteigerung der Zertifikate an den grundrechtlichen Gewährleistungen (Tz. 176 ff.) sowie den finanzverfassungsrechtlichen Vorgaben des deutschen Verfassungsrechts (Tz. 180 ff.) zu messen hat. Da Art. 10 der Emissionshandelsrichtlinie lediglich eine Obergrenze für die entgeltliche Zertifikatsverteilung festlegt (Tz. 165), belässt er den Mitgliedstaaten Gestaltungsspielräume, die im Einklang mit den Vorgaben ihres nationalen Rechts auszugestalten sind.

Grundrechtliche Gewährleistungen

176. Die beabsichtigte Versteigerung von Treibhausgashandelsrechten bringt im Hinblick auf die damit verbundenen finanziellen Belastungen für die Anlagenbetreiber sowohl einen Eingriff in die Eigentumsgewährleistungen wie auch in die

Berufsausübungsfreiheit mit sich. Beide Eingriffe sind jedoch angesichts der hohen Bedeutung des Schutzgutes „Klimastabilität“ gerechtfertigt. Sie sind insbesondere verhältnismäßig, nämlich geeignet, erforderlich und proportional mit Blick auf die überragende Zielsetzung. Mit dem Emissionshandelssystem wird nicht nur ein wirksamer, sondern zugleich auch kosteneffizienter Klimaschutz angestrebt. Eine Versteigerung der Zertifikate entspricht diesen Erfordernissen, insbesondere auch dem Ziel des kosteneffizienten Klimaschutzes, weil sie diejenigen Ineffizienzen vermeidet, die mit einer kostenlosen Erstallokation der Zertifikate verbunden sind. Im Falle einer kostenlosen Zertifikatszuteilung orientieren die Unternehmen ihre Produktion nicht mehr primär an der Knappheit des nunmehr geschaffenen Produktionsgutes „Emissionsbefugnis“, sondern auch an der Zuteilung der Zertifikate als vermögenswerte Rechtspositionen. Das Ziel, die Anlagenstruktur der Bundesrepublik an den Emissionskosten auszurichten, wird durch das strategische Verhalten der Unternehmen konterkariert. Erfolgt die Verteilung der Zertifikate periodisch und dabei kostenlos, verstetigt sich dieses strategische Verhalten zulasten der dauerhaften Effizienz des Handelssystems. Ineffizienzen, die aus einer kostenlosen Zuteilung der Zertifikate resultieren, wären nur in einem System mit einer einmaligen Verteilung der Zertifikate zu vernachlässigen. Dort würde die zunächst zu erwartende strategische Orientierung an der Zuteilung von Vermögenspositionen in der Folgezeit zugunsten der bezweckten Ausrichtung an den Kosten des Produktionsgutes „Emissionsbefugnis“ zurücktreten. Bei einer periodischen Neuzuteilung, die das derzeitige Emissionshandelssystem vorsieht, ist dies aber gerade nicht der Fall (vgl. auch Tz. 170; SRU 2006).

177. Die Effizienz des Handelssystems im Interesse eines kostengünstigen Klimaschutzes stellt einen Aspekt der Zielsetzung der Emissionshandelsrichtlinie dar (vgl. Art. 1, „um auf kosteneffiziente und wirtschaftlich effiziente Weise auf eine Verringerung von Treibhausgasemissionen hinzuwirken“). Dies hat auch das Europäische Gericht erster Instanz in seinem Urteil vom 7. November 2007 anerkannt, in dem die „Wahrung der Bedingungen der Kosteneffizienz und der wirtschaftlichen Effizienz“ des Emissionshandels als ein Unterziel der Emissionshandelsrichtlinie erachtet wurde (EuG, Rs. T-374/04, Tz. 124 f., 136). Dieser Bewertung steht die Begrenzung einer entgeltlichen Zuteilung der Zertifikate durch Art. 10 der Emissionshandelsrichtlinie nicht entgegen. Zuzugeben ist zwar, dass eine teilweise Versteigerung der Zertifikate Ineffizienzen nur in begrenztem Umfang auszuschließen vermag. Die nur partielle Öffnung der Zuteilung für Marktmechanismen liegt aber nicht in generellen Vorbehalten gegenüber einer Versteigerungslösung begründet. Sie ist dem Bestreben geschuldet, einen für die Wirtschaftssubjekte möglichst schonenden Übergang in das Emissionshandelssystem zu gewährleisten und diesen gleichzeitig mit einer Lernphase zu verbinden.

Erweist sich die kostenlose Erstallokation im Vergleich zu einer Zertifikatsversteigerung damit als weniger effizient, stellt sie kein gleich geeignetes, die Anlagenbetreiber weniger belastendes Mittel dar, um das Ziel des Emissionshandels zu erreichen (anders hingegen BURGI und SELMER 2007, S. 45, 65 f, nach deren Auffassung die Allokationseffizienz zwar für die Gesamtzuteilungsmenge der Zertifikate, nicht aber für das Zuteilungsverfahren relevant ist).

178. Die Belastung, die mit einer partiellen Versteigerung für die Anlagenbetreiber einhergeht, erweist sich auch als angemessen. Sie steht nicht außer Verhältnis zu dem mit ihr verbundenen Zweck. Angesichts der Bedeutung des Rechtsgutes Klimastabilität und mit Blick auf die Kosten, die ein klimaorientierter Umbau der Volkswirtschaft verursachen wird, ist verstärkt darauf hinzuwirken, dass die Knappheit des Produktionsfaktors „CO_2-Emission“, nicht aber die kostenlose Zuteilung eines Vermögenswertes die zentrale Grundlage unternehmerischer Entscheidungen bildet. Dazu ist in einem System, das auf periodischen Zuteilungen basiert, eine Versteigerung der Zertifikate geboten (Tz. 176). Der Einstieg in eine derartige Versteigerungslösung, der lediglich eine kleine Menge von 8,8 % der Zertifikate erfasst und der darüber hinaus erst in der zweiten Handelsperiode beginnt, führt nicht zu einer unzumutbaren Belastung der Anlagenbetreiber. Zwar hat das BVerwG die kostenlose Zertifikatszuteilung als wesentlich für die Bewertung der Zumutbarkeit des Pflichtenstatus der Anlagenbetreiber unter dem Emissionshandelsregime erachtet (Tz. 168). Diese Entscheidung war indes nur auf den Systemwechsel bezogen. Die Gestaltungsbefugnis des Gesetzgebers, die Zertifikate zukünftig in verstärktem Maße zu versteigern, wird durch grundrechtliche Gewährleistungen und das Gebot des Vertrauensschutzes nicht per se ausgeschlossen (MARTINI und GEBAUER 2007, S. 230).

Da das Aufkommen für die zu versteigernden Berechtigungen durch eine anteilige Kürzung der Zertifikatszuteilung bei Stromerzeugungsanlagen erbracht werden soll (§ 20 ZuG 2012), werden diese allerdings schwerer belastet als Anlagen anderer Sektoren. Gegen eine unzumutbare Belastung spricht insoweit aber, dass gerade der Stromsektor aufgrund der geringen Preiselastizität von Strom einen höheren Einpreisungsgrad erreichen kann bzw. größere Zufallsgewinne (windfall profits) zu erzielen vermag (Deutscher Bundestag 2007). Diese Vorteile werden durch eine entgeltliche Zuteilung letztlich nur abgeschöpft, wobei zusätzlich zu berücksichtigen ist, dass die Unternehmen als Gegenleistung ein handelbares Gut erhalten.

179. Die geringe Preiselastizität und die Möglichkeit der Einpreisung stellen im Hinblick auf den Gleichheitssatz des Art. 3 Abs. 1 GG auch sachliche Gründe für die vorstehende dargestellte Differenzierung zwischen Stromerzeugungsanlagen und

Anlagen aus anderen Sektoren dar. Ein Verstoß gegen den Gleichheitssatz liegt somit nicht vor.

Finanzverfassungsrechtliche Vorgaben

180. Versteigerungserlöse stellen öffentlich-rechtliche Abgaben nichtsteuerlicher Art dar, deren Zulässigkeit anhand der Vorgaben des Finanzverfassungsrechts zu bestimmen ist (so z. B. Körner/v.Schweinitz, in: KÖRNER und VIERHAUS 2005, § 18 ZuG Rdnr. 35). Der Einordnung der Erlöse als öffentliche Abgaben steht nicht entgegen, dass die Entgeltpflicht dem Grunde und der Höhe nach nicht einseitig und unmittelbar durch den Staat begründet wird. Dies geschieht erst durch die erfolgreiche Teilnahme der Anlagenbetreiber an der Versteigerung. Für die Entstehung einer Abgabe ist es nicht ungewöhnlich, dass die Verwirklichung des anspruchsbegründenden Tatbestands vom Willen des späteren Abgabepflichtigen abhängt. Die Determinierung des Handelssystems durch den Staat, der den Markt künstlich etabliert, die Teilnahme bestimmter Akteure am Emissionshandel verbindlich vorgibt und eine Alleinzuständigkeit für die Erstallokation der Zertifikate besitzt, spricht ferner für eine Einordnung der Entgelte als öffentlich-rechtliche Abgaben.

Nach der ständigen Rechtsprechung des Bundesverfassungsgerichts bedürfen nichtsteuerliche Abgaben einer besonderen Rechtfertigung, da die Finanzierung staatlicher Aufgaben nach den Vorgaben der Finanzverfassung grundsätzlich aus Steuermitteln zu erfolgen hat (Prinzip des Steuerstaates; vgl. BVerfG, Beschluss vom 9. November 1999, Az. 2 BvL 5/95, BVerfGE 101, 141, (147 f.); Beschluss vom 17. Juli 2003, Az.: -- 2 BvL 1, 4, 6, 16, 18/99, 2 BvL 1/01, BVerfGE 108, 186 (214 ff.)). Mit seinem „Wasserpfennig“-Beschluss hat das Gericht anerkannt, dass ein Vorteil, der einem Privaten von Seiten des Staates durch die Eröffnung der Nutzung einer natürlichen Ressource eingeräumt wird, insoweit einen zulässigen abgabenrechtlichen Anknüpfungstatbestand bilden kann (Urteil vom 7. November 2005, BVerfGE 93, 319 ff.). Dies soll allerdings nur dann gelten, wenn es sich um die Nutzung einer natürlichen Ressource handelt, die einer staatlichen Bewirtschaftungsordnung unterworfen worden ist. Als konstituierend für eine solche Bewirtschaftungsordnung hat das BVerfG es angesehen, dass zum einen die Nutzung der Ressource staatlich kontingentiert ist und zum anderen an der Ressource als „Gut der Allgemeinheit“ keine freiheitsrechtlich begründeten Zugriffsbefugnisse bestehen.

Nur dann, wenn aus den Freiheitsrechten kein Recht zur Nutzung des betreffenden Gutes resultiere, erweise sich eine staatliche Nutzungszuweisung als rechtskreiserweiternd. Dieses „Mehr“ an Freiheit bilde einen zulässigen Anknüpfungspunkt der Abgabe.

181. Diese Aussagen sind auch auf den Emissionshandel übertragbar. Entgegen teilweise vertretener Auffassung im Schrifttum scheitert eine Übertragbarkeit nicht daran, dass es an einer Bewirtschaftungsordnung fehlt (so aber: BURGI und SELMER 2007, S. 26 ff., 51 ff.; REBENTISCH 2006, S. 752 ff.). Die strukturellen Ähnlichkeiten zwischen dem Wasser- und Emissionshandelsregime überwiegen die Unterschiede zwischen beiden Bereichen (Tz. 182). Richtig ist zwar, dass sich das Emissionshandelsregime von den Nutzungsregelungen für Wasser dadurch unterscheidet, dass die Befugnis zur Ressourcennutzung nicht vollumfänglich aus dem Freiheitsbereich der Anlagenbetreiber herausgelöst worden ist. Auch sind die Nutzungsbefugnisse im Wasserbereich nicht als transferierbare Befugnisse ausgestaltet. Diese Unterschiede zum herkömmlich engen Begriffsverständnis von einer Bewirtschaftungsordnung stehen einer Anwendung der Grundsätze der „Wasserpfennig"-Entscheidung jedoch auch deswegen nicht entgegen, weil sie die Belange, auf denen eine solche enge Definition basiert, nicht berühren (Tz. 183).

182. Sowohl im Wasser- als auch im Emissionshandelsbereich ist der Umfang der Nutzung der natürlichen Ressource durch eine Obergrenze limitiert. Ein eigenständiges verfassungsrechtlich geschütztes Recht auf Nutzung der Ressource Luft besteht ebenso wenig wie im Bereich Wasser (vgl. Tz. 168). Allerdings genießt die Emissionsbefugnis als unabtrennbarer Bestandteil der Befugnis des Anlagenbetreibers zur Nutzung seiner Anlage weiterhin grundsätzlich verfassungsrechtlichen Schutz. Bei Annahme der Unabtrennbarkeit der Emissionsbefugnis vom Anlageneigentum (vgl. die Entscheidungen des BVerwG und des BVerfG unter Tz. 168) muss ein Emissionshandel auf Grundlage des Vollentzuges dieser Emissionsbefugnis ausscheiden. Als folgerichtig erweist es sich dann, zwischen dem „Ob" und dem „Wieviel" der eigentumsrechtlichen Position zu unterscheiden. Während die grundlegende Befugnis zu einer mit CO_2-Ausstoß verbundenen Tätigkeit weiterhin dem Anlagenbetreiber zugewiesen bleibt und in der Emissionsgenehmigung ihren Ausdruck findet, wird das „Wieviel" konditionalisiert (Emissionsausstoß nur auf Grundlage von Zertifikaten). Diese Differenzierung zwischen dem „Ob" und dem „Wieviel" ist geboten, um die Flexibilität des Handelssystems sicherzustellen. Soll die Zulässigkeit anlagenbezogener Emissionen von der EG-rechtlich vorgegebenen, nachträglichen Abgabe einer gleichwertigen Menge an Zertifikaten abhängen und sollen die Zertifikate währenddessen handelbar sein, so muss für den gesamten Emissionszeitraum dem Grunde nach und losgelöst von der Inhaberschaft an Zertifikaten eine Berechtigung zum Emissionsausstoß existieren.

183. Ob eine Begrenzung der Ressourcennutzungsbefugnisse, bei der dem Anlagenbetreiber eine grundsätzliche Befugnis zur CO_2-Emission verbleibt, der Existenz einer Bewirtschaftungsordnung entgegensteht, hängt davon ab, ob sie der Zielsetzung der engen Begriffsdefinition zuwiderläuft. Letzte liegt in der Besorgnis einer

Kommerzialisierung grundrechtlich geschützter Tätigkeiten durch den Staat begründet (BURGI und SELMER 2007, S. 26 ff. m.w.N.). Kritiker befürchten, dass über das Instrument einer Benutzungsordnung freiheitsrechtliche Gewährleistungen zum Zwecke der Finanzmittelbeschaffung erst kontingentiert und die Kontingente dann zum Erwerb angeboten werden könnten. Vor einer solchen Beschränkung sollten Freiheitsrechte aber gerade schützen. Eine Benutzungsordnung könne also nur dort in Betracht kommen, wo die Nutzung nicht dem grundrechtlichen Schutzbereich zuzuordnen sei. Eine solche Argumentation vermag in dieser Absolutheit indes nicht zu überzeugen. Letztlich stellt eine Kommerzialisierung grundrechtlich geschützter Tätigkeiten nichts anderes als einen Eingriff in das betreffende Grundrecht dar, der einer Rechtfertigung bedarf. Dabei ist insbesondere zu prüfen, ob die Ökonomisierung der Interessen als solche berechtigt ist. Soll neben ordnungsrechtlichen Instrumenten auch eine Verhaltenssteuerung über Marktmechanismen eröffnet werden, kann eine Ökonomisierung nicht per se unzulässig sein. Ob sie sich rechtfertigen lässt, hängt von der Verfassungsmäßigkeit des Grundrechtseingriffs ab. Diese ist im Falle des Emissionshandels gegeben (Tz. 176 ff.). Es besteht somit letztlich kein Grund, die Rechtsprechung des BVerfG zum „Wasserpfennig“ nicht auch auf die Zuteilung der kontingentierten Emissionszertifikate zu übertragen.

3.5.4 Revision der Emissionshandelsrichtlinie

3.5.4.1 Einleitung

184. Gemäß ihrer Verpflichtung nach Art. 30 der Emissionshandelsrichtlinie hat die Europäische Kommission einen Bericht über die Umsetzung der Richtlinie vorgelegt. Auf der Grundlage der Hauptforderung des Berichts – mehr Einfachheit und Berechenbarkeit – hat eine Arbeitsgruppe im Rahmen des weiteren Überprüfungsprozesses eine Reihe von zusätzlichen Evaluierungen mit Fokus auf die folgenden vier Themenkreise vorgenommen (Europäische Kommission 2006c, S. 6, 12 ff.):

- Einbeziehung weiterer Treibhausgase und Sektoren (Flug- und Schiffsverkehr) sowie Ausschluss kleiner Feuerungsanlagen,
- harmonisierte Emissionsobergrenzen und Zuteilungsregeln,
- Überwachung und Berichterstattung und
- Verknüpfung mit Drittländern.

Auch der Umweltministerrat hat auf seiner 2 812. Sitzung dieselben strategischen Schlüsselfragen identifiziert. Mit Nachdruck fordert er insbesondere eine stärkere Vereinheitlichung des Systems mit Mindestquoten für die Versteigerung und einer

harmonisierten Methode zur Festsetzung der Emissionsbudgets (Umweltministerrat vom 28. Juni 2007).

Als Ergebnis des Reviewprozesses hat die Europäische Kommission im Rahmen des sogenannten zweiten Energiepakets (Tz. 100) im Januar 2008 einen Richtlinienvorschlag zur Revision der Emissionshandelsrichtlinie vorgelegt (Europäische Kommission 2008e). Die wichtigsten Elemente des Vorschlags sind:

- Ein europaweites Emissionsbudget mit linearem Reduktionspfad über 2020 hinaus und automatischer Anpassung an neue europäische Ziele bei Inkrafttreten eines internationalen Klimaschutzabkommens nach 2012;
- die Versteigerung als Regel mit sofortiger Wirkung für die Energiewirtschaft und einer vordefinierten Übergangsphase für die Industrie; Ausnahmen für letztere nur nach Prüfung und bei fehlendem Post-2012-Abkommen;
- die Ausweitung des Anwendungsbereiches auf bestimmte Prozessemissionen (CO_2 und Nicht-CO_2) bei gleichzeitiger Option des Ausschlusses von Kleinanlagen; und
- eine Reihe weiterer Harmonisierungen zur Vereinfachung des Vollzugs.

3.5.4.2 Europaweites Emissionsbudget

185. Bezüglich der Festlegung der Emissionsobergrenze (d. h. des Makroplans bzw. Emissionsbudgets) wurden die Optionen einer einzigen EU-weiten Mengenbeschränkung einerseits und separater, von den Mitgliedstaaten festzulegenden Mengenbeschränkungen andererseits geprüft. Für den erstgenannten Fall wurde auch die Möglichkeit einer vollständigen Versteigerung geprüft.

Unter Verzicht auf nationale Allokationspläne sieht der Richtlinienvorschlag ab 2013 ein gemeinsames Budget für den europäischen Emissionshandelssektor sowie einen festgelegten Reduktionspfad vor, der bis 2020 zu einer Senkung um 21 % gegenüber 2005 (dem neuen Basisjahr der EU, vgl. Tz. 100) führt. Rechnerisch wird das Budget ab 2010 – das heißt beginnend mit den durchschnittlich zulässigen Jahresemissionen der zweiten Handelsperiode – um jährlich 1,74 % linear gesenkt. Damit stünden zum Anfang der dritten Handelsperiode (2013) gemäß dem alten Emissionshandelssegment EU-weit 1 720 Mt CO_2/a zur Verfügung. Weiterhin ist damit die Handelsperiode auf acht Jahre festgelegt, wobei der Reduktionsfaktor allerdings über 2020 hinaus Gültigkeit behält und spätestens 2025 überprüft wird (Art. 9 der novellierten Emissionshandelsrichtlinie). Im Falle eines internationalen Klimaschutzabkommens für die Zeit nach 2012, in deren Zuge sich die EU zu weitergehenden Reduktionen verpflichtet (vgl. Tz. 100), wird der Faktor automatisch so angepasst, dass das europäische Emissionshandelssegment weiterhin den gleichen proportionalen Anteil an der Gesamtreduktion erbringt (Art. 28).

Bei Veränderungen des Emissionshandelssegments (vgl. Abschn. 3.5.4.4) wird das Budget entsprechend angepasst (Art. 9a). Die tatsächliche Höhe des Budgets soll spätestens Mitte 2010 bekannt gegeben werden (Art. 9).

186. Die Festlegung eines EU-weiten Budgets mit einem langfristig berechenbaren Reduktionspfad stellt – neben dem Übergang zur Versteigerung – die Hauptinnovation des Vorschlags dar. Dies trifft sowohl auf die Höhe des Budgets zu, das nun – wie im NAP II angefangen (s. Tz. 173) – eine tatsächliche Minderungsanforderung darstellt, wie auch auf die Tatsache, dass in dem Sektor mit dem effizientesten Instrument bewusst ein höherer Beitrag erbracht werden soll als von den Nicht-Handelssektoren (vgl. Tz. 100). Auch der Automatismus, dieses Prinzip in Falle weiter gehender Reduktionsziele beizubehalten, trägt maßgeblich zur Regimesicherheit bei. In der Summe kann die Bedeutung dieses Regelungskomplexes gar nicht hoch genug eingeschätzt werden und ist daher mehr als begrüßenswert. Entscheidend wird nun sein, dass dieser Vorschlag den Gesetzgebungsprozess mit möglichst wenig Änderungen durchläuft.

3.5.4.3 Versteigerung und harmonisierte Zuteilungsregeln

187. Der Richtlinienvorschlag sieht die Versteigerung der Emissionsrechte als den prinzipiellen Allokationsmechanismus vor (Art. 10). Dabei sollen Energieerzeuger (mit Ausnahme der Fernwärmebereitstellung) und Raffinerien ab 2013 ihre Zertifikate vollständig im Rahmen einer Versteigerung erwerben (Art. 10a Abs. 2). Industrielle Anlagen (und Wärme aus KWK) unterliegen einer Übergangsregelung, in deren Zuge die zu versteigernden Anteile von 20 % im Jahr 2013 jährlich linear auf 100 % im Jahr 2020 ansteigen (Art. 10a Abs. 3-7). Der Vorschlag sieht allerdings auch Ausnahmen für Sektoren vor, bei denen ein besonderes Risiko der Abwanderung in Länder mit weniger strengen Klimavorschriften (sogenanntes carbon leakage) gesehen wird (Art. 10a Abs. 8). Im Rahmen eines (alle drei Jahre zu wiederholenden) Revisionsprozesses sollen diese (Sub-)Sektoren erstmalig bis spätestens Mitte 2010 anhand bestimmter Kriterien (Kostenstruktur, Marktform u. a.), benannt werden (Art. 10a Abs. 9). Bis Mitte 2011 soll untersucht werden, ob eine höhere kostenlose Zuteilung als bei den anderen Industrien – insbesondere mit Blick auf den Status eines Post-2012-Abkommens – tatsächlich gerechtfertigt ist (Art. 10b).

Insgesamt wird davon ausgegangen, dass 2013 etwa zwei Drittel der Emissionsrechte versteigert werden. Die Versteigerung soll von der Europäischen Kommission koordiniert und von den Mitgliedstaaten durchgeführt werden (Art. 10 Abs. 1, 5). Ihr jeweiliger Anteil an den Emissionsrechten richtet sich zu 90 % nach den Anteilen der im Jahr 2005 verifizierten Emissionen, während 10 % zugunsten von Mitgliedstaaten mit unterdurchschnittlichem Pro-Kopf-Einkommen umverteilt werden (Art. 10 Abs. 2).

Das Aufkommen fließt den Mitgliedstaaten zu, wobei 20 % für Klimaschutz im weitesten Sinne (Forschungsförderung, Anpassung an den Klimawandel, Vermeidung von Entwaldung u. a.) verwendet werden sollen (Art. 10 Abs. 3).

188. In rechtlicher Hinsicht bestehen gegenüber einer vollständigen Versteigerung der Zertifikate, die an den genannten Zumutbarkeitserwägungen orientiert ist (Berücksichtigung von Einpreisungsmöglichkeiten und der Wettbewerbssituation sowie Stufenpläne), keine durchgreifenden verfassungsrechtlichen Bedenken. Auch wäre sie mit den europarechtlich gewährleisteten Grundrechten vereinbar (vgl. Tz. 168, 175 ff.).

189. Soweit Zertifikate zukünftig noch kostenlos zugeteilt werden, soll dies zukünftig nach EU-weit harmonisierten, noch von der Europäischen Kommission zu definierenden, Regeln erfolgen (Art. 10a Abs. 1). Dabei sollen gesonderte Neuanlagen und Stilllegungsregeln, die bisher von den Mitgliedstaaten zum Teil sehr unterschiedlich gehandhabt wurden, abgeschafft werden. Während für stillgelegte Anlagen zukünftig keine Zuteilungen mehr vorgesehen sind, erfolgt die Zuteilung für industrielle Neuanlagen aus einer EU-weiten Neuanlagenreserve (5 % des Emissionsbudgets) nach den gleichen Regelungen, die auch für bestehende Anlagen gelten. Neuanlagen der Energieerzeugung müssen Emissionsrechte am Markt erwerben (Art. 10a Abs. 6).

190. Der Übergang zur Versteigerung als den regulären Allokationsmechanismus stellt – neben dem EU-weiten Budget – die zweite Hauptinnovation des vorliegenden Richtlinienentwurfs dar. Der SRU hat wiederholt darauf hingewiesen (vgl. Tz. 170-174), dass die kostenlose Vergabe der Emissionsrechte sowie die individuelle Festlegung von Emissionsobergrenzen und von Zuteilungsregeln durch die Mitgliedstaaten zur Verlagerung von Reduktionslasten in Sektoren außerhalb des Emissionshandels geführt hat. Darüber hinaus implizieren die gegenwärtigen Neuanlagen- und Stilllegungsregeln verzerrende Zweckbindungen, die den Klimaschutz teurer als notwendig machen. Insoweit ist der vorgesehene Übergang zu einer vollständigen Versteigerung nachdrücklich zu begrüßen.

Für die im Übergang verbleibende kostenlose Zuteilung ist eine Harmonisierung sicherlich der Vielfalt nationaler Zuteilungsregeln vorzuziehen. Dennoch muss auch bei EU-weit einheitlichen Regeln die zusätzliche Komplexität, die damit in das System gebracht wird, gegen den Nutzen vermeintlich vermiedener Wettbewerbsverzerrungen abgewogen werden. Es ist davon auszugehen, dass sich in der Formulierung der EU-weiten benchmarks der vormals auf die nationalen Regierungen ausgeübte Druck zur Durchsetzung von Partikularinteressen auf die Europäische Kommission konzentrieren wird. Weiterhin erscheinen Produkt-benchmarks auf den ersten Blick zwar einfach; allerdings können auch hier im Vollzug Probleme auftreten, wenn dazu Daten notwendig sind, die bei früheren Emissionsberichten nicht abgefragt wurden. Die Frage

nach dem Kosten-Nutzen-Verhältnis stellt sich umso dringender, als diese Regeln nur für die Übergangszeit gelten und sich auch die Industrie mittelfristig ohnehin auf den Erwerb der Emissionsrechte einzustellen hat. Von der Revisionsklausel sollte möglichst zurückhaltend Gebrauch gemacht werden. Dabei wäre insbesondere eine differenzierte Vorgehensweise wünschenswert, die den jeweiligen Wettbewerbsbedingungen in den verschiedenen Branchen Rechnung trägt. In diesem Zusammenhang ist zu begrüßen, dass der Europäische Rat auf der Frühjahrstagung 2008 die Linie der Europäischen Kommission bestätigt hat, dem Abschluss eines internationalen Klimaschutzabkommens nach 2012 Priorität einzuräumen und eventuelle Maßnahmen bezüglich carbon leakage erst im Falle eines Scheiterns festzulegen (Europäischer Rat 2008, S. 12).

3.5.4.4 Anwendungsbereich der Emissionshandelsrichtlinie

Kriterien zur Wahl des Anwendungsbereichs

191. Die Einbeziehung weiterer Treibhausgase, Sektoren und Aktivitäten ist unter Effizienzgesichtspunkten im Grundsatz zu begrüßen (MICHAELIS 1997). Um die Praktikabilität im Einzelfall zu prüfen wurde im Rahmen des Review-Prozesses folgender Kriterienkatalog erstellt (vgl. WARTMANN et al. 2006):

- Monitoring: Es sollte möglich sein, die betreffenden Emissionen zu vertretbaren Kosten hinreichend genau zu bestimmen.
- Zurechenbarkeit: Es sollte möglich sein, die betreffenden Emissionen eindeutig einem individuellen Verursacher zuzuordnen.
- Relevanz: Die betreffenden Emissionen sollten einen mengenmäßig relevanten Anteil an den gesamten Treibhausgasemissionen der EU haben.
- Transaktionskosten: Die verursachten Transaktionskosten, die insbesondere von der Anzahl der Emissionsquellen und der Komplexität der betreffenden Prozesse abhängen, sollten in einem vertretbaren Verhältnis zu den erzielbaren Umweltvorteilen liegen.
- Alternative Regulierungsmöglichkeiten: Die Kosten einer Einbeziehung in den Emissionshandel sollten geringer sein als die Kosten alternativer Regulierungsmöglichkeiten (insbesondere Steuerlösungen).

Einbeziehung weiterer Treibhausgase

192. Im Jahr 2005 entfielen circa 82,4 % der (in CO_2-Äquivalenten gemessenen) EU-weiten Treibhausgasemissionen auf CO_2. Die restlichen 17,6 % verteilten sich im Wesentlichen auf Methan (CH_4) und Distickstoffoxid (N_2O), die jeweils 8,1 %

ausmachten, während die restlichen 1,4 % auf Fluorkohlenwasserstoffen (HFC), Perfluorkarbon (PFC) und Schwefelhexafluorid (SF_6) entfielen. Der mit Abstand größte Verursachersektor ist die Landwirtschaft, auf die knapp die Hälfte der Nicht-CO_2-Emissionen entfallen. Hierbei handelt es sich insbesondere um CH_4-Emissionen aus der Viehhaltung und N_2O-Emissionen aus der Düngung (WARTMANN et al. 2006; EEA 2007a, S. 87 ff.).

193. Unter dem Aspekt der Relevanz stünden vor allem die Einbeziehung der Methan- und Lachgasemissionen aus der Landwirtschaft zur Diskussion. Der Richtlinienvorschlag sieht hingegen lediglich die zusätzliche Berücksichtigung der N_2O-Emissionen aus der Herstellung von Salpetersäure und Ammoniak sowie der PFC-Emissionen aus der Erzeugung von Aluminium vor (Annex I). Nach Einschätzung der Kommission würde hierdurch das Emissionshandelssegment der zweiten Handelsperiode um etwa 100 Mt CO_2-eq (entsprechend circa 4,6 %) vergrößert (Europäische Kommission 2008e).

Der Verzicht auf eine direkte Einbeziehung dieser Gase aus der Landwirtschaft in den Emissionshandel erscheint mit Blick auf die anderen oben genannten Kriterien sinnvoll, da dies auch nach Ansicht des SRU die Komplexität eines Emissionshandelssystems sehr stark erhöhen würde. Die Prüfung einer Emissionsabgabe erscheint hier zielführender. Für Methanemissionen müsste eine derartige Abgabe an spezifischen Emissionsfaktoren landwirtschaftlicher Produktionsmethoden ansetzen. Eine Berücksichtigung der Lachgasemissionen würde sich implizit aus der bereits in der Vergangenheit vom SRU empfohlenen Stickstoffüberschussabgabe ergeben (s. a. Tz. 1006; SRU 2004, Abschn. 4.2.3.2).

Ausschluss kleiner Verbrennungsanlagen

194. Derzeit fallen Feuerungsanlagen mit einer Feuerungswärmeleistung über 20 MW (ausgenommen Anlagen für die Verbrennung von gefährlichen oder Siedlungsabfällen) unter den Emissionshandel. Mit Blick auf die oben genannten Kriterien muss bei dieser rein kapazitätsbezogenen Definition ein positives Nutzen-Kosten-Verhältnis bereits jetzt für eine Reihe von emissionshandelspflichtigen Anlagen bezweifelt werden. So entfielen in der ersten Zuteilungsperiode in Deutschland auf 31 % der Anlagen lediglich 0,5 % der Emissionsrechte und EU-weit auf 14 % der Anlagen nur 0,14 % (MATTHES und ZIESING 2006; Europäische Kommission 2008e).

Dementsprechend sieht der Vorschlag zur Senkung der Transaktionskosten vor, Verbrennungsanlagen mit einer Feuerungswärmeleistung von bis zu 25 MW aus dem Emissionshandel auszunehmen, sofern ihre jährlichen Emissionen weniger als 10 000 t CO_2 betragen und eine vergleichbare Minderungsleistung durch andere Maßnahmen sichergestellt werden kann (Art. 27). Dies betrifft im EU-weiten Handelssystem etwa

4 200 Anlagen mit zusammen 0,7 % der systemweiten Emissionen (Europäische Kommission 2008e). Eine Einbeziehung von Verbrennungsanlagen mit einer Feuerungswärmeleistung von weniger als 20 MW ist unabhängig von deren Emissionen weiterhin nicht vorgesehen.

Einbeziehung des Flugverkehrs

195. Der Luftverkehr trägt derzeit zwar nur circa 3 % zu den EU-weiten Treibhausgasemissionen bei, er zeichnet sich jedoch durch eine sehr hohe Wachstumsdynamik aus (Europäische Kommission 2006g). So nahmen die auf den Gemeinschaftsanteil am internationalen Flugverkehr zurückzuführenden Treibhausgasemissionen alleine zwischen 2003 und 2004 um 7,5 % zu, wobei das kumulative Wachstum zwischen 1990 und 2004 etwa 87 % betrug. Bei einer Fortsetzung dieses Wachstumstrends ist davon auszugehen, dass bis 2012 mehr als ein Viertel der Treibhausgasreduktionen, die die EU gemäß Kyoto-Protokoll erzielen muss, wieder zunichte gemacht werden. Weiterhin haben die Emissionen des Luftverkehrs eine weitaus höhere Klimawirksamkeit als am Boden emittiertes CO_2, da zusätzlich Wasserdampf, NO_x und Partikel emittiert werden und der Ausstoß in großer Höhe Kondensstreifen entstehen lässt, der die Wolken- und Ozonbildung beeinflusst. Zwar bestehen noch Unsicherheiten bezüglich des genauen Beitrags der Luftfahrt aber zwei Drittel der Minderungspotenziale werden alleine der Vermeidung von Kondensstreifen und Zirruswolken zugeschrieben (ANDERSON et al. 2007, S. 13 f; IPCC 2007c, S. 187 f; LUCAU 2007, S. 4 ff.; WIT et al. 2005, S. 25 ff.; CAMES et al. 2004, S. 27 ff.). Andererseits bestehen im Bereich des Flugverkehrs noch erhebliche Potenziale zur Emissionsminderung durch Flugroutenoptimierung und Erhöhung der Auslastung, durch verbesserte Kommunikations-, Navigations- und Überwachungssysteme, sowie durch Optimierung der Triebwerke und Verbesserung der Aerodynamik (CAMES et al. 2004, S. 120 ff.). Die Europäische Kommission hat deshalb bereits im Jahr 2005 vorgeschlagen, den Luftverkehr in den Emissionshandel einzubeziehen (Europäische Kommission 2005c). Hieraus aufbauend legte die Kommission dann im Dezember 2006 einen Vorschlag für eine entsprechende Richtlinie zur Einbeziehung des Luftverkehrs in das System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft vor (Europäische Kommission 2006g), welcher insbesondere folgende Eckpunkte umfasst:

- Das System gilt ab 1. Januar 2011 für alle Flüge zwischen EU-Flughäfen (einschließlich Inlandsflugverkehr) und ab 1. Januar 2012 zusätzlich für alle Flüge, die an einem EU-Flughafen starten oder landen. Ausgenommen sind Flüge mit Staatsluftfahrzeugen, Flüge nach Sichtflugregeln, Rund-, Test-, Übungs- und Rettungsflüge sowie Flüge mit Luftfahrzeugen mit einem maximalen Startgewicht von weniger als 5 700 kg.

- Zertifikatpflichtig sind die Flugzeugbetreiber, wobei die Betreiber (einschließlich Betreiber aus Drittländern) auf Ebene der Mitgliedstaaten verwaltet werden.
- Die Gesamtzahl der zuzuteilenden Zertifikate wird auf Basis der durchschnittlichen Luftverkehrsemissionen im Zeitraum von 2004 bis 2006 festgelegt.
- Ein noch festzulegender Prozentsatz der Gesamtzahl an Zertifikaten wird versteigert, während der Rest den Flugzeugbetreibern nach einem gemeinschaftsweit harmonisierten Verfahren kostenlos zugeteilt wird.
- Die zertifikatpflichtigen Emissionen werden als der jeweilige Treibstoffverbrauch, multipliziert mit einem Standardemissionsfaktor gemäß IPCC-Leitlinien 2006, berechnet, wobei der Emissionsfaktor für Biokraftstoffe Null beträgt.
- Das neue Handelssystem wird mit dem bestehenden Handelssystem verknüpft, so dass die Flugzeugbetreiber auch Zertifikate von anderen am Gemeinschaftssystem teilnehmenden Sektoren erwerben können.
- Die Kommission wird bis Ende 2008 einen Vorschlag zur Einbeziehung der luftverkehrsbedingten Stickoxidemissionen vorlegen.

Die Umweltminister der Mitgliedstaaten haben mit Ausnahme des ungarischen Umweltministers den Richtlinienvorschlag am 20. Februar 2007 zustimmend zur Kenntnis genommen, wobei jedoch unter Wettbewerbsgesichtspunkten Kritik daran geäußert wurde, dass Flüge, die die EU-Grenze überschreiten, erst ein Jahr nach in Kraft treten des Handelssystems einbezogen werden sollen (ENDS Europe DAILY, 21. Februar 2007). Darüber hinaus wurden von einigen Mitgliedstaaten Ausnahmeregelungen gefordert für Flüge in Gebiete, die auf dem Landweg schwer erreichbar sind oder die in besonderem Maße vom Tourismus abhängig sind.

196. Im Rahmen der ersten Lesung im Europäischen Parlament am 13. November 2007 wurde der RL-Vorschlag zur Einbeziehung des Luftverkehrs im Grundsatz zustimmend zur Kenntnis genommen, es wurden jedoch einige Verschärfungen gefordert (vgl. EurActiv, 13. November 2007). So soll das System bereits ab 1. Januar 2011 für alle Flüge gelten, die an einem EU-Flughafen starten oder landen, und die Gesamtzahl der zuzuteilenden Zertifikate soll lediglich 90 % der durchschnittlichen Emissionen im Zeitraum von 2004 bis 2006 betragen, wobei ein Viertel hiervon im Wege der Versteigerung verteilt werden soll. Darüber hinaus wurde gefordert, den zugrunde gelegten Emissionsfaktor zu verdoppeln, um den zusätzlichen Klimawirkungen der flugbedingten NO_x-Emissionen Rechnung zu tragen und die Fluggesellschaften sollen im Rahmen einer sogenannten Effizienzklausel verpflichtet werden, zunächst eigene Vermeidungsanstrengungen zu unternehmen, bevor sie Emissionszertifikate aus anderen Sektoren hinzukaufen dürfen.

Diese Verschärfungen lehnte der Rat der EU-Umweltminister jedoch am 20. Dezember 2007 ab (vgl. EurActiv, 20. Dezember 2007). Stattdessen soll das System erst ab 2. Januar 2012 für alle Flüge gelten, die an einem EU-Flughafen starten oder landen, und das Emissionsbudget soll sich wie ursprünglich vorgesehen an den durchschnittlichen Luftverkehrsemissionen im Zeitraum von 2004 bis 2006 orientieren, wobei lediglich 10 % der insgesamt verfügbaren Zertifikate auf dem Wege der Versteigerung verteilt werden sollen. Darüber hinaus sieht der Kompromiss der EU-Umweltminister weder Maßnahmen zur Berücksichtigung der Klimawirkungen flugbedingter NO_x-Emissionen noch Beschränkungen für den Zukauf von Zertifikaten aus anderen Sektoren vor.

197. In Anbetracht der starken Wachstumsdynamik und der Klimawirksamkeit ist die Einbeziehung des Flugverkehrs in den Handel mit Treibhausgasemissionen im Grundsatz zu begrüßen. Auch die unbeschränkte Verknüpfung mit dem EU-Handelssystem für stationäre Quellen ist im Sinne einer sektorübergreifenden Optimierung sinnvoll. Der Kompromiss der EU-Umweltminister bleibt jedoch in verschiedenen Punkten unbefriedigend. Dies betrifft vor allem die Festlegung des Emissionsbudgets auf Basis der durchschnittlichen Luftverkehrsemissionen im Zeitraum von 2004 bis 2006, die als zu anspruchslos zu kritisieren ist. Zwar ist das angestrebte EU-weit harmonisierte Zuteilungsverfahren zu begrüßen, allerdings wäre eine vollständige Versteigerung aufgrund der oben genannten (vgl. Tz. 170-174) Probleme der kostenlosen Zuteilung vorzuziehen. Darüber hinaus ist die fehlende Berücksichtigung der Klimawirkung von Wasserdampf-, NO_x- und Partikelemissionen zu kritisieren. Außerdem könnte die in der aktuellen Diskussion geforderte Spreizung der Start- und Landegebühren nach Schadstoffklassen eine sinnvolle Ergänzung zum Emissionshandel sein. Hier könnte ein Ansatzpunkt für die von der Kommission angedachte Berücksichtigung der NO_x-Emissionen bestehen.

Auch warnt eine neuere Studie, dass die Einbindung des Flugverkehrs in den Emissionshandel aufgrund seiner starken Wachstumsdynamik ab 2011 bis 2012 zu spät kommt. Die Autoren gehen von jährlichen Wachstumsraten der Emissionen von 6 bis 7 % aus. Diese müssten bei ungebremstem Wachstum dann zum Zeitpunkt der Einbindung wieder rückgängig gemacht werden, um ein ökologisch integeres Emissionsbudget zu erreichen, was als politisch unrealistisch angesehen wird (ANDERSON et al. 2007). In diesem Zusammenhang wird auch auf die kontraproduktive Wirkung von Infrastruktursubvention für den Flugverkehr aufmerksam gemacht (EurActiv, 4. September 2007; UPHAM et al. 2007).

198. Der vorliegende Richtlinienvorschlag sieht – bei einem entsprechenden Beschluss – vor, den Luftverkehr bei der Allokation der Emissionsrechte analog zur Industrie zu behandeln (Europäische Kommission 2008e). Das heißt, die anfängliche

Versteigerungsrate von 20 % im Jahr 2013 soll bis 2020 linear auf 100 % erhöht werden (vgl. Tz. 187). Diese Regelung erscheint durchaus sinnvoll. Angesichts der Wachstumsraten des Luftverkehrs wäre eine Einführung vor 2013 dennoch zu begrüßen.

Einbeziehung des Schiffsverkehrs

199. Die Europäische Kommission plant auch die Einbindung des Schiffsverkehrs in den Emissionshandel und folgt damit der Empfehlung eines von ihr in Auftrag gegebenen Gutachtens (ENDS Europe DAILY, 17. April 2007; CE DELFT et al. 2006). Der Schiffsverkehr ist gegenwärtig für circa 0,5 % der gesamten Treibhausgasemissionen in der EU verantwortlich, wobei sich zwischen 1990 und 2004 ein kumulatives Wachstum der Emissionen von etwa 9 % feststellen lässt (EEA 2007a). Zwar ist in Anbetracht der geringen Wachstumsdynamik der Treibhausgasemissionen die Einbeziehung des Schiffsverkehrs in den Treibhausgashandel weniger dringlich und das alternative Instrument differenzierter Hafengebühren wäre einfacher zu administrieren. Aber aufgrund der Analogie zum Luftverkehr erscheinen die offenen Fragen beherrschbar. So lässt sich die als ein Hauptproblem angesehene Frage des richtigen Allokationsmodus der Emissionsrechte aus Sicht des SRU leicht mit der Versteigerung beantworten, so dass einige Ergebnisse übertragbar sind. Der ökologische Vorteil einer Einbindung in den Emissionshandel gegenüber differenzierten Hafengebühren liegt in der absoluten Begrenzung der Emissionen. Entsprechende Regelungen für den Schiffsverkehr wurden jedoch nicht in die Novelle der Emissionshandelsrichtlinie aufgenommen, da die Europäische Kommission hier zunächst noch einen weiteren Klärungsbedarf sieht.

3.5.4.5 Weitere Harmonisierung, Vereinfachung des Vollzugs

200. Der Richtlinienentwurf sieht weiterhin eine Reihe von Vereinheitlichungen zur Harmonisierung des Vollzugs vor. Dazu gehören die einheitliche Definition des Anlagenbegriffs (Art. 3), einheitliche Richtlinien zur Überwachung und Berichterstattung (Art 14), eine EU-weite einheitliche Verifizierung sowie eine EU-weite Anerkennung der Verifizierer (Art. 15). Diese nicht unwichtigen Detailregelungen sind zu begrüßen, da hier eine Senkung der systemweiten Transaktionskosten zu erwarten ist. Zudem soll es zukünftig nur noch ein EU-weites Emissionshandelsregister geben (Art. 19). Auch das ist im Prinzip zu begrüßen. Voraussetzung ist allerdings, dass die Europäische Kommission entsprechende administrative Ressourcen bereitstellt, um Probleme, wie sie bei der derzeitigen Verknüpfung der EU- und UNFCCC-Handelsregister auftreten, zu vermeiden (Carbon Finance, 20. Februar 2008).

3.5.4.6 Verknüpfung mit Drittländern

201. Im Rahmen des Review-Prozesses wurde auch untersucht, inwieweit in Drittländern vergleichbare Emissionshandelssysteme angewandt bzw. geplant werden und inwieweit diese Systeme mit dem EU-System verknüpft werden können (vgl. ICAP 2007). Eine solche Verknüpfung ist im Grundsatz zu begrüßen, da eine Marktintegration einerseits verringerte gesamtwirtschaftliche Klimaschutzkosten durch zusätzliche Vermeidungsoptionen und andererseits eine geringere Volatilität bedeuten. Weiterhin würden die gegenwärtigen Wettbewerbsverzerrungen im Verhältnis zu den Industrien in Drittländern aufgehoben (SRU 2006, Tz. 28-9). Eine solche Verknüpfung hat allerdings einige technische Voraussetzungen wie die gegenseitige Anerkennung der Emissionsrechte, Kompatibilität der Register, eine klare Abgrenzung der Systeme zur Vermeidung von Doppelzählungen usw. (BUCHNER 2007; EDENHOFER et al. 2007). Die Europäische Kommission hat ihren Standpunkt im Rahmen der Novelle bekräftigt, keine Verbindung zu Systemen mit relativen (anstatt absoluten) Reduktionszielen zu akzeptieren (ENDS Europe DAILY, 18. Juni 2007), was durch den Europäischen Rat auf der Frühjahrstagung 2008 bestätigt wurde (Europäischer Rat 2008, S. 13). So ist – offensichtlich mit Blick auf das entstehende Emissionshandelssystem im Nordosten der USA – die gegenseitige Anerkennung der Emissionsrechte mit anderen Systemen mit absoluten Emissionsobergrenzen vorgesehen, die „in Drittländern oder in subföderalen oder regionalen Verwaltungseinheiten bestehen“ (Art. 24a).

202. Eine weitere Frage im Rahmen des Review-Prozesses bestand darin, inwieweit Emissionsgutschriften aus Projekten aus Entwicklungs- und Schwellenländern (CDM und JI) weiter anerkannt werden sollten. Um den Vermeidungsdruck innerhalb und den Verhandlungsdruck außerhalb der EU aufrecht zu erhalten, macht der Richtlinienvorschlag dies vom Zustandekommen eines internationalen Klimaschutzabkommens nach 2012 (vgl. Tz. 97 f.) und dem daraus folgenden Reduktionsziel abhängig. Bei geltendem 20 %-Ziel können lediglich alle für die zweite Handelsperiode bereits zugelassenen und noch nicht genutzten Gutschriften – entsprechend über ein Drittel der Vermeidungsleistung der dritten Handelsperiode – aufgebraucht werden. Bei geltendem strengerem Vermeidungsziel kann hingegen insgesamt die Hälfte der zusätzlich zu erbringenden Vermeidungsleistungen durch sie erbracht werden. Die zusätzlichen Gutschriften sollen allerdings nur aus den Unterzeichnerstaaten des internationalen Abkommens akzeptiert werden. Für bestimmte Projekttypen und Projekte in am wenigsten entwickelten Ländern gelten einige Ausnahmen (Art. 11a). Dies ist verhandlungsstrategisch verständlich; Allerdings wäre in Anbetracht der kostengünstigen Vermeidungspotenziale in Entwicklungs- und Schwellenländern eine Ausdehnung der CDM/JI-Aktivitäten aus rein ökonomischer Perspektive zu begrüßen gewesen.

3.5.5 Emissionshandel auf der ersten Handelsstufe

3.5.5.1 Einleitung

203. Der SRU hat 2002 ein übergreifendes Emissionshandelskonzept vorgeschlagen, das alle Emissionen aus fossilen Energien auf der Ebene der Primärenergiegestehung bzw. des -imports erfasst (SRU 2002a, Tz. 473; SRU 2004, Tz. 48; SRU 2006, Tz. 6; SRU 2005a, Tz. 15; SRU 2007, Kasten nach Tz. 151).

Der sektorale Ansatz des jetzigen Systems stellt eine signifikante Schwäche dar, da hier nur ein Teil der nationalen Emissionen erfasst wird. Wollte der Staat mit diesem Ansatz eine Kosten minimierende Klimapolitik betreiben, müsste er die Vermeidungskosten aller Sektoren kennen, um die optimale Aufteilung der Emissionsbudgets zwischen den Handels- und Nicht-Handelssektoren zu bestimmen (BÖHRINGER et al. 2006). Weiterhin weisen die notwendigen zusätzlichen Maßnahmen, die im nationalen Klimaschutzprogramm (Deutscher Bundestag 2005) bzw. im neu aufgelegten integrierten Energie- und Klimaprogramm (vgl. Abschn. 3.3.4) aufgeführt sind, regelmäßig geringere Zielerreichungsgrade (Effektivität) und höhere gesamtwirtschaftliche Kosten (geringere Effizienz) auf. So haben sich die Maßnahmen des 2005er Programms als weitgehend wirkungslos erwiesen. Von den avisierten 15 Mt/a des Programms hat die Europäische Kommission 11,6 Mt CO_2/a (entsprechend 77 %) als nicht hinreichend substanziiert angesehen und (gemäß des Anteils des Handelssektors an den Gesamtemissionen) 5,4 Mt CO_2/a vom Emissionsbudget abgezogen um die Erreichung des deutschen Kyoto-Ziels zumindest nicht unmöglich zu machen (Europäische Kommission 2006b, S. 10 ff; Deutscher Bundestag 2005, S. 4).

Durch die geplante Einbeziehung des Flug- und Schiffsverkehrs in den Emissionshandel werden faktisch erste Schritte in Richtung auf eine umfassendere und übergreifende Regelung unternommen. Ein Übergang zur ersten Handelsstufe wäre nur folgerichtig. Hier ergibt sich die grundsätzliche Frage, ob es sinnvoll ist, nach und nach immer weitere Sektoren in den Treibhausgashandel einzubeziehen (Kraftfahrzeuge, Flugzeuge, Schiffe, eventuell weiße Zertifikate für den Endenergieverbrauch), womit die Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Teilsystemen immer unübersichtlicher und die Komplexität des Gesamtsystems potenziert wird. Die Einbeziehung von weiteren Sektoren sollte daher als Übergangsstrategie zu einem Emissionshandel auf der ersten Handelsstufe angesehen werden.

3.5.5.2 Grundlegende Funktionsweise

Ansatzpunkt

204. Im Gegensatz zum vorherrschenden Emissionshandel auf sektoraler Ebene setzt der Emissionshandel auf der obersten Handelsstufe bei den Produzenten und Importeuren fossiler, kohlenstoffhaltiger Brennstoffe an, wodurch deutlich weniger Unternehmen erfasst und kontrolliert werden müssten. Nicht der direkte Kohlendioxidausstoß einer einzelnen Produktionsanlage, sondern der in den Verkehr gebrachte Kohlenstoff wird erfasst (sogenannte Brennstoffzertifikate). Adressaten des Emissionshandels sind daher:

- Raffinerien: Erfassung aller Erdölprodukte und des in ihnen enthaltenden Erdölanteils (Anzahl europaweit ca.104 Anlagen, REINAUD 2005)
- Öl-Importeure: Erfassung aller in den EU-Raum importierten Erdölprodukte
- Erdgashandel: Erfassung des Marktabsatzes von leitungsgebundenem Erdgas und Flüssiggas
- Kohlehandel: Erfassung der EU-weiten Kohleproduktion und des Kohlehandels (2005: Stein- und Braunkohleverbrauch 769,4 Mio. t, Importanteil 28,2 %)

Die Gesamtheit aller Anbieter von fossilen Brennstoffen muss für die von ihnen am Markt abgesetzten Kohlenstoff Emissionsrechte in Höhe der vom Staat zugelassenen maximalen Treibhausgasemissionen vorweisen – was aufgrund des proportionalen Zusammenhangs zwischen Kohlenstoffgehalt und bei der Verbrennung entstehender Kohlendioxidemission möglich ist. Anstatt der Gesamtheit der Emissionen des erfassten Sektors, wird der insgesamt abgesetzte Kohlenstoff (als potenzielle Emission) begrenzt. Damit ist jedoch keine absolute Begrenzung der absetzbaren Primärenergiemenge verbunden, da der Heizwert fossiler Brennstoffe nicht nur vom Kohlenstoffgehalt, sondern auch vom in ihnen enthaltenen Anteil sonstiger brennbarer Stoffe abhängig ist.

Anreizwirkungen

205. Je nach Anzahl der ausgegebenen Kohlendioxid-Emissionsrechte bestehen für die Produzenten und Importeure von Brennstoffen Anreize zur Brennstoffsubstitution. Substitutionsprozesse zwischen unterschiedlichen fossilen Brennstoffen zur Minimierung des Kohlenstoffanteils der Primärenergieträger sind daher möglich. Darüber hinaus können auch fossile Brennstoffe durch Brennstoffe auf der Basis nachwachsender Rohstoffe oder durch andere erneuerbare Energien substituiert werden. Im Gegensatz zum jetzigen Emissionshandel werden die bei der Herstellung von nachwachsenden Rohstoffen anfallenden energiebedingten

Kohlendioxidemissionen der Vorkette beim Emissionshandel auf der ersten Handelsstufe bereits berücksichtigt. Nicht erfasst werden – in beiden Systemen – eventuelle Emissionen aus veränderter Landnutzung (SRU 2007). Ökonomische Anreizwirkungen des Instruments werden durch die künstliche Verknappung der insgesamt mit fossilen Brennstoffen in den Verkehr gebrachten Kohlenstoffmenge ausgelöst. Grundsätzlich führt die Verknappung des fossilen Kohlenstoffanteils im Brennstoffangebot zu einer kurzfristigen Reduzierung des Primärenergieträgerangebots. Die Handelbarkeit der Emissionsrechte erlaubt den Produzenten jedoch eine an die jeweiligen Marktbedingungen angepasste optimale Menge und Struktur der Brennstofferzeugung und -vermarktung aufrecht zu halten. Die einzelnen Produzenten und Händler sind durch die Handelbarkeit der Brennstoffzertifikate nicht unmittelbar gezwungen, ihr Brennstoffangebot nach Maßgabe der dem Unternehmen zugeteilten Brennstoffzertifikate zu reduzieren. Vielmehr können sie sich durch einen Kauf bzw. Verkauf der Zertifikate wesentlich flexibler an die administrativ vorgegebene Knappheitssituation anpassen. Analog zum jetzigen Emissionshandel bewirkt die Handelbarkeit der Brennstoffzertifikate, dass diejenigen Anbieter den Kohlenstoffanteil ihres Brennstoffangebots am stärksten reduzieren, bei denen Absatzreduktionen und Substitution die geringsten Kosten der Produktion und Beschaffung verursachen. Die dadurch freiwerdenden Brennstoffzertifikate können von Anbietern mit höheren Anpassungskosten erworben werden.

Die Wirkung der Preissignale des Emissionshandels auf der obersten Handelsstufe erzeugt im Gegensatz zum bisherigen Handelssystem in allen Wirtschaftssektoren Anpassungsreaktionen. Durch den Handel bestimmen diejenigen Unternehmen den Preis der Emissionsrechte, die den Absatz fossiler Brennstoffe am kostengünstigsten reduzieren oder durch andere Brennstoffe substituieren können. Dieser Preis wird an alle Produktionssektoren und Haushalte weitergegeben, so dass alle Sektoren ein identisches, den minimalen Vermeidungskosten entsprechendes Preissignal erhalten. Sektorale Handelssysteme ermöglichen diesen weiten Kostenausgleich nicht und zwingen daher die Akteure innerhalb der Handelssektoren zu aufwendigeren Vermeidungsmaßnahmen. Dementsprechend erhöhen sich die volkswirtschaftlichen Gesamtkosten und die Preiswirkungen des partiellen Handelssystems – im Falle Deutschlands um ein Mehrfaches (BÖHRINGER et al. 2006).

Die Überwälzung der Kosten der Anpassung des Brennstoffangebots auf die nachfolgenden industriellen und privaten Verbraucher ist eine systemimmanente und erwünschte Wirkung (SRU 2006, Tz. 5f). Dabei werden die Kosten dieses Instrumentes über die Preissignale der Primärenergieträger von *allen* Energieverbrauchern nach Maßgabe ihres Anteils am Verbrauch des jeweiligen Primärenergieträgers bzw. der unter deren Verwendung hergestellten Güter getragen. Auf der sekundären

Produktionsebene verursachen die höheren Endenergiekosten eine Reduzierung der gewinnmaximalen Produktionsmenge, was auf den Endproduktmärkten relative Preissteigerungen und eine entsprechende Minderung der nachgefragten Menge nach sich zieht. Mittelfristig passen sich sowohl Brennstoffangebot als auch -nachfrage an die neue Knappheitssituation an (Brennstoffsubstitution, Erhöhung der Energieeffizienz, Nachfragerückgang bei energieintensiven Gütern). Der Preisimpuls des Emissionshandels induziert auf beiden Marktseiten einen Kosten senkenden Innovationsimpuls, der langfristig auch zu einer dynamisch effizienten Zielerreichung beiträgt. Der Marktpreisanstieg für Endenergie dürfte sich dadurch im Zeitverlauf reduzieren, wobei die Dynamik dieser Preisanpassung von der Rate des ausgelösten technischen Fortschritts abhängig ist.

Verteilungswirkungen

206. Die Verteilung der Kosten der Brennstoffzertifikate auf die Produktionssektoren und Endverbraucher ist von der relativen Anpassungsfähigkeit beider Marktseiten an die veränderten Kosten abhängig. Dabei trägt diejenige Marktseite den höchsten Anteil an den Gesamtkosten, deren Möglichkeiten einer Mengenanpassung auf Preisänderungen aufgrund mangelnder kostengünstiger Alternativen am geringsten sind. Unterschiede in den Kosten der Anpassung sind in erster Linie technologiebedingt. Die Belastungsverteilung wird einerseits durch die Marktform, andererseits durch das Vorhandensein technischer Nutzungsalternativen bestimmt. Die Kosten des Emissionshandels sind unter den Bedingungen eines intensiven Anbieterwettbewerbs vor allem vom Verbraucher zu tragen, weil die Anbieter ihre Angebotsmenge in der Regel schneller an die erhöhten Produktionskosten anpassen können und die Nachfrager mangels schnell verfügbarer Alternativen ihre Nachfragemenge nur langsam reduzieren. Dagegen liegt die Hauptlast des Brennstoffzertifikatehandels in Märkten mit wenigen Wettbewerbern eher auf Seiten der Unternehmen (HEISTER et al. 1990). Diese können aufgrund ihres jeweils hohen Marktanteils ihre Angebotsmenge nicht einfach Gewinn maximierend am herrschenden Marktpreis ausrichten. Vielmehr müssen sie berücksichtigen, dass ihre individuelle Angebotssenkung über steigende Brennstoffpreise einen unmittelbaren Einfluss auf die nachgefragte Gütermenge und den Marktpreis sowie den zukünftigen Marktanteil aktueller und potenzieller Wettbewerber ausübt. Um in dieser Situation den Gewinn zu maximieren, wird der einzelne Oligopolist eine geringere Angebotsreduktion als im Wettbewerbsfall vornehmen (VISCUSI et al. 2005, S. 174 ff).

Zwei grundsätzliche Alternativen der Anfangsverteilung der Brennstoffzertifikate sind möglich. Neben einer unentgeltlichen Verteilung nach einem vorab entwickelten Verteilungsschlüssel ist auch eine Versteigerung der Emissionsrechte möglich. Die Wahl dieser Allokationsverfahren hat zwar grundsätzlich keinen Einfluss auf die

Anreizwirkung des Systems, ist aber vor allem aus verteilungspolitischen Erwägungen vor dem Hintergrund der Notwendigkeit der Verteilung eines enormen Vermögenswerts auf wenige Unternehmen von außerordentlich hoher politischer Brisanz. Verteilungsverfahren, deren Ergebnis von den Unternehmen durch bestimmte Produktions- oder Investitionsentscheidungen beeinflusst werden können, führen zudem zu Effizienzverlusten. Daher gilt es, Verteilungskämpfe zwischen den einzelnen Handelspflichtigen von vorn herein zu vermeiden. Diese Aufgabe kann nur eine Versteigerung aller Brennstoffzertifikate leisten. Mit der Aufkommensverwendung der Auktionserlöse für die Senkung von Steuern und Abgaben mit besonders hohen volkswirtschaftlichen Zusatzkosten sind zusätzliche Effizienzgewinne möglich (SRU 2006).

Geringe administrative Kosten

207. Da im Unterschied zum sektoralen System ein Emissionshandelssystem auf der obersten Handelsstufe weit weniger Unternehmen erfassen muss (ca. 1 000 Unternehmen anstatt derzeit EU-weit über 11 400 Anlagen) und kaum Abgrenzungsprobleme bestehen, dürften sich die Kosten der Allokation der Emissionsrechte und der Kontrollaufwand erheblich reduzieren. Es ist davon auszugehen, dass angesichts der vergleichsweise geringen Anzahl der Unternehmen in einem Upstream-System und der anhand relativ einfacher brennstoffspezifischer Indikatoren schätzbaren Kohlenstoffmenge der in Umlauf gebrachten Brennstoffe kein höherer Aufwand als unter dem gegenwärtigen System (mit einer Erfassung in Deutschland von nur rund 60 % der Gesamtemissionen) zu erwarten ist. Die politischen Schwierigkeiten der Einführung und der differenzierten Umsetzung eines solchen Systems (etwa beim Import von Mineralölprodukten) bleiben davon unberührt.

3.5.5.3 Umsetzung

Ansatzpunkt des Handels

208. Für den Emissionshandel auf der ersten Handelsstufe sind grundsätzlich drei Ansatzpunkte möglich:

- Ebene der Rohstoffextraktion (Kohle-, Öl- bzw. Gasförderung),
- Ebene der Verarbeitung (Raffinerien, Veredlungsanlagen für Gas- und Kohle),
- Transport und Verteilung der Brennstoffe.

Auf den jeweiligen Stufen kann die Freisetzung von Kohlendioxid über eine Nachweispflicht für Kohlenstoff-Inputs oder -Outputs kontrolliert werden. So würden Brennstoffzertifikate einer Raffinerie erlauben, eine Menge an Erdöl zu verarbeiten, die bei der späteren Verwertung zu einer entsprechenden Freisetzung von Kohlendioxid

führt. Ein auf den Output der Raffinerie bezogenes Zertifikat würde der Anlage dagegen ermöglichen, eine Menge des verarbeiteten Produkts in den Verkehr zu bringen, aus der bei der weiteren Verarbeitung die verbriefte Kohlendioxidmenge freigesetzt wird. Gleiche Möglichkeiten der Handhabung ergeben sich für die Förderung von Kohle und Erdgas.

Die Wahl dieser Optionen ist abhängig von der administrativen Handhabbarkeit und ihrer Eignung zur möglichst breiten Erfassung aller potenziellen Kohlendioxidemissionen. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass die Erfassung der Emissionen umso vollständiger ist, je näher die Einbindung der Wirtschaft ins Handelssystem an den Prozess der Rohstoffextraktion erfolgt. Bezüglich der administrativen Handhabbarkeit und des Kontrollaufwandes ist die Anzahl der einzubindenden Unternehmen und die Menge mit vertretbarem Aufwand zu beschaffender Produktionsdaten zu berücksichtigen. Dabei sollte das System dort ansetzen, wo mit hinreichender Genauigkeit die späteren Emissionen abgeschätzt werden können. Unter Berücksichtigung dieser Kriterien könnte eine Erfassung an folgenden Punkten der Wertschöpfungskette erfolgen (HARGRAVE 1998; 2002):

- Raffinerien: Dort wird ein großer Teil der in Europa genutzten Kraftstoffe erzeugt. Die Anzahl der Unternehmen beläuft sich dagegen auf eine administrativ handhabbare Größenordnung (104 Anlagen). Sinnvoll ist eine Erfassung der Rohstoffinputs der Raffinerien, da hierbei lediglich der Kohlenstoffanteil weniger Inputs (Rohöl, Flüssiggase) und nicht der vielen unterschiedlichen Raffinerieprodukte erfasst werden muss. Der administrative Aufwand für Industrie und Staat wäre deutlich geringer. Darüber hinaus erfolgt eine vollständigere Erfassung der Emissionen, da auch der Eigenverbrauch der Anlagen Berücksichtigung findet.
- Ölimporteure: Die von diesen Unternehmen importierten Raffinerieprodukte werden nicht bei den europäischen Raffinerien erfasst.
- Betreiber von Erdgasleitungen: Hier können die auf der Ebene des Erdgastransport auftretenden Emissionen (Eigenverbrauch in den Verdichteranlagen) adäquat berücksichtigt werden. Die relevanten Daten zur Bestimmung der potenziellen Emissionen sind in Form des Energiegehalts der Gase vorhanden. Dieser ist streng korreliert mit dem Kohlenstoffanteil des transportierten Erdgases. Die Doppelzählung von Mehrfachtransporten kann durch eine Nachweispflicht ausschließlich für Lieferungen aus Erdgasprimärquellen und Verarbeitungsanlagen, nicht jedoch aus anderen Netzen verhindert werden.
- Anlagen zur Erdgasverarbeitung: Erfassung des Kohlenstoffanteils in Flüssiggasen (Ethan, Butan, Propan, Schweröle). Diese Gase werden sowohl zur Energieerzeugung als auch als Prozessgase in der chemischen Industrie verwendet

und müssen daher getrennt erfasst werden. Vorteilhaft ist das verarbeitete Produkt als Bemessungsgrundlage, da der Anlagenbetreiber im Gegensatz zu den relativ heterogenen Inputs genaue Aussagen zum Kohlenstoffgehalt der Endprodukte machen kann. Auch hier müssen – möglichst standardisierte – Verfahren gefunden werden, den Eigenverbrauch der Anlagen in den Emissionshandel einzubeziehen. Eine Berücksichtigung des Ex- und Imports von Flüssiggasen ist ebenso notwendig.

- Anlagen zur Veredlung von Kohle: Hier können die Emissionspotenziale von in Europa verarbeiteter Importkohle erfasst werden.
- Kohlegruben und Tagebauanlagen zur Braunkohleförderung: Ein großer Teil der in Europa verbrauchten Kohle wird in Europa gefördert (Eigenerzeugung in Europa im Jahr 2005 über 70 %) (EURACOAL 2006). Die Anzahl der Förderanlagen dürfte vergleichsweise gering sein, die Verfügbarkeit der notwendigen Daten damit günstig und zuverlässig. Ein Nachweis von Brennstoffzertifikaten für die Lieferungen in Anlagen zur Veredlung von Kohle ist nicht notwendig, da die Verarbeitungsanlagen für ihre Endprodukte nachweispflichtig sind.

Als Übergangslösung ist ein sogenannter hybrider Ansatz denkbar, in dem das bestehende System mit dem Emissionshandel auf der ersten Handelsstufe kombiniert wird. Dabei würden zunächst nur die bisherigen Nichthandelssektoren auf der ersten Handelsstufe erfasst, während die Regulierung der Handelssektoren der Emissionshandelsrichtlinie zunächst unverändert bliebe (HARGRAVE 2000; SORRELL 2006). In einem zweiten Schritt würden letztere dann auf die erste Handelsstufe verlagert und die Systeme integriert. Für die Übergangszeit würde dies allerdings eine buchhalterische Trennung der an den oben genannten Anknüpfungspunkten verkauften Energie erfordern, um Doppelzählungen zu vermeiden. Das heißt, die unter die bestehende Emissionshandelsrichtlinie fallenden Abnehmer müssten – weil sie, wie bisher, downstream zertifikatspflichtig sind – an den oben genannten Anknüpfungspunkten von der Zertifikatspflicht ausgenommen werden. Vor diesem Hintergrund bleibt zu fragen, ob die komplette Umstellung in einem Schritt nicht doch die sinnvollere Alternative darstellt.

Berücksichtigung von nicht-energetisch genützten fossilen Brennstoffen und Exporten

209. Ein Teil der fossilen Brennstoffe (2004: 7,4 % des Primärenergieangebots; IEA 2006a) wird für die Produktion in der chemischen Industrie verwendet und bildet dort den Rohstoff für eine Reihe von Produkten (Öle, Wachse, Asphalt, Flüssiggase (Butan, Propan) zur Verwendung in der Chemieindustrie). Während der Produktion erfolgt über einen vorab nur grob abschätzbaren Zeithorizont eine Sequestrierung des Kohlenstoffs in den Endprodukten. Hier besteht eine größere zeitliche Diskrepanz

zwischen dem Zeitpunkt der Zertifikatspflicht und der Emission als bei der Verwendung als Brennstoff. Denkbar wären hier zur adäquaten Erfassung Gutschriften für den aus Vergangenheitswerten ermittelten Anteil nichtenergetischen Kohlenstoffs in den Treibhausgasinventaren, deren Höhe in regelmäßigen Abständen an die tatsächliche Anteilsverteilung anzupassen wäre (HARGRAVE et al. 1998, S. 7 f.). Angesichts des relativ geringen Anteils stellt sich allerdings die Frage nach der Notwendigkeit.

Zur Vermeidung von Doppelzählungen von Flüssiggasen für Raffinerieprozesse müssten diese vom Emissionshandel auf der Produktionsebene ausgenommen werden. Denkbar wäre, den Anteil von Flüssiggasen, der von Anlagen zur Gasverarbeitung an Raffinerien geliefert wird, vom Emissionshandel auszunehmen. Eine Berücksichtigung der potenziellen Emissionen dieser fossilen Rohstoffe würde dann bei den Raffinerien erfolgen. Schließlich ist eine Doppelzählung von zwischen verschiedenen Raffinerien gehandelten intermediären Produkten zu verhindern. Hier ist analog zur obigen Vorgehensweise entweder der Hersteller oder der Empfänger verpflichtet Brennstoffzertifikate nachzuweisen.

Ein Teil der Ölimporte entfällt auf bereits verarbeitete Erdölprodukte (2004: EU-15 knapp 30 %) und muss daher bereits bei der Einfuhr durch Importunternehmen in den Emissionshandel einbezogen werden. Klärungsbedarf besteht bei den Exporten. Da die Emissionen außerhalb der EU zielwirksam werden, müssten diese entsprechend der landesspezifischen Emissionsziele vom Emissionshandel ausgenommen werden.

Berücksichtigung von Carbon Capture and Storage und Senkenprojekten

210. In einem Emissionshandel auf der ersten Handelsstufe werden bereits die potenziellen Emissionen aus der Verwendung fossiler Brennstoffe Mengenrestriktionen ausgesetzt. Dadurch würden weder die in Kapitel 3.6 beschriebene Abscheidung und Lagerung von CO_2 noch die Einbindung durch (Wieder-)Aufforstungsprojekte Berücksichtigung finden. Allerdings können dieselben Ansätze, die zur Einbindung von CCS in den jetzigen Emissionshandel diskutiert werden, auch auf den Emissionshandel auf der ersten Handelsstufe übertragen werden. So ist es möglich, eine erfolgreiche und nachweislich sichere Kohlendioxidspeicherung durch Emissionsgutschriften zu verbriefen und derartige Senkenzertifikate für den Upstream-Handel zuzulassen. In einem solchen System unterliegen sowohl Emittenten als auch Betreiber von Senken dem Emissionshandel. Nachgewiesene Netto-Kohlendioxid-Speichermengen generieren zusätzliche Emissionszertifikate, die von den Senkenbetreibern auf dem Zertifikatmarkt verkauft werden können. Speicherbetreiber hätten einen Anreiz, Emissionen von Anlagenbetreibern zu erwerben, um die hierfür zugeteilten Senkenzertifikate gewinnbringend am Markt für Emissionsberechtigungen verkaufen zu können (mündliche Mitteilung der DEHSt, 11. Juli 2007).

3.5.6 Fazit

211. In der Anfangsperiode hat der Emissionshandel noch an hoher Komplexität und Ineffizienz aufgrund von Partikularinteressen gelitten. Mit dem beschlossenen NAP II ist hier innerhalb des bestehenden Rahmens eine deutliche Verbesserung eingetreten. Und mit der nun vorgelegten Revision der Emissionshandelsrichtlinie sind mit dem einheitlichen, langfristig berechenbaren Emissionsbudget und der schrittweise vollständigen Versteigerung sowie den weiteren angestrebten Vereinfachungen einige für die europäische Rahmensetzung mehr als begrüßenswerte Verbesserungen auf den Weg gebracht worden. Bei der Übergangsregelung für die Industrie ist eine Harmonisierung zwar besser als einzelstaatliche Regeln, gleichwohl ist die zusätzliche Komplexität, die in das System gebracht wird, gegenüber dem vermeintlichen Nutzen abzuwägen. Das gleiche gilt für die vorgesehenen Ausnahmeregelungen für vermeintlich von Abwanderung betroffene Industrien, die entsprechend restriktiv gehandhabt werden sollten. Entscheidend ist nun, eine Verwässerung des Vorschlags im Gesetzgebungsprozess zu verhindern.

Während mit der Einführung der Versteigerung (bei Erfolg) eine signifikante Schwäche beseitigt wäre, bleibt die des sektoralen Ansatzes bestehen. Daher wird mittelfristig der Übergang zu einem integrierten Emissionshandelskonzept auf der ersten Handelsstufe empfohlen, mit dem sämtliche energiebedingten Emissionen aus allen Sektoren erfasst wären. Zielverfehlungen, wie in der Vergangenheit, wären so nicht mehr möglich. Eine Reihe von (bisher ohnehin wenig wirksamen) Maßnahmen der Klimaschutzprogramme und das korrigierende Eingreifen der Europäischen Kommission wären nicht mehr notwendig. Ein dem Klimaproblem angemessenes Emissionsbudget ist in beiden Fällen erforderlich. Zusätzliche Maßnahmen zur Mobilisierung spezieller Innovationspotenziale bzw. zur Überwindung spezieller Innovations- und Anpassungshemmnisse – von Höchstverbrauchsstandards bis zur Produktkennzeichnung – sind in einem solchen System weiterhin möglich und sinnvoll, sofern sie nicht zu signifikanten Kostenverzerrungen im System führen. Administrativ wäre das System vermutlich nicht komplizierter als das jetzige.

3.6 Emissionsreduktion durch Abscheidung und Lagerung von CO_2?

3.6.1 Einleitung

212. Unter dem Kürzel CCS (Carbon Capture and Storage) wird die Abscheidung und Speicherung von Kohlendioxid aus Kraftwerken verstanden. Der SRU hat dazu zahlreiche Studien, unter anderem vom Forschungszentrum Jülich, Wuppertal Institut, Umweltbundesamt, Bundesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe, IPCC

ausgewertet (DIETRICH 2007; BMWi et al. 2007; LINßEN et al. 2006; Wuppertal Institut et al. 2007; RADGEN et al. 2006; UBA 2006b; IPCC 2005b; IPCC 2005a; CRAMER 2007; MENZEL 2007; DÖLL 2007; KUNDZEWICZ 2007; UYTERLINDE et al. 2006; CONINCK et al. 2006; IEA 2005; IEA 2007b; IEA 2007d). Nachfolgend wird das Thema CCS mit den Einzelschritten Abscheidung, Transport und Speicherung diskutiert, jeweils unter Berücksichtigung der technischen Optionen, der Verfügbarkeit, der Risiken und Probleme sowie der Kosten.

3.6.2 Stand der Entwicklungen der CCS-Technologie

3.6.2.1 Abscheidung

213. Für die Abscheidung von CO_2 bei der Verbrennung gibt es prinzipiell drei technische Möglichkeiten:

- Post-Combustion (CO_2-Abtrennung aus dem Rauchgasstrom, CO_2-Rauchgaswäsche),
- Oxyfuel (Verbrennung mit reinem Sauerstoff),
- Pre-Combustion (Vergasung kombiniert mit Gas- und Dampfturbinenanlagen).

Bei der Variante Post-Combustion wird das Kohlendioxid (10 bis 14 % CO_2 im Rauchgas) nach der Verbrennung aus dem Rauchgas abgeschieden. Diese Abscheidung erfolgt durch Wäschen, zum Beispiel mit Aminen. Die Technologie ist prinzipiell verfügbar, jedoch fehlen noch Erfahrungen im großtechnischen Maßstab. Hinzu kommt ein hoher Kosten- und Energieaufwand. Ein Vorteil ist, dass die Variante Post-Combustion prinzipiell auch für die Nachrüstung von Altkraftwerken geeignet ist, wobei dieses zu hohen Leistungseinbußen führt.

Bei der zweiten Variante Oxyfuel erfolgt die Verbrennung mit reinem Sauerstoff, sodass das Rauchgas praktisch keinen Stickstoff enthält und sehr stark mit Kohlendioxid angereichert ist (etwa 70 %). Bei diesem Verfahren ist daher eine vorgeschaltete Luftzerlegungsanlage erforderlich, um den für die Verbrennung notwendigen Sauerstoff zur Verfügung zu stellen. Diese Variante kann nur bei Neubauten von Kraftwerken eingesetzt werden. Der dadurch erforderliche anlagenkonzeptionelle Aufwand sowie auch der energetische Aufwand dieser Technologie sind bisher noch erheblich.

Die dritte Variante Pre-Combustion erfordert eine gänzlich neue Kraftwerkstechnologie. Die Basis sind Vergasungsprozesse kombiniert mit Gas- und Dampfturbinenanlagen. Der Brennstoff wird dabei mit reinem Sauerstoff (Luftzerlegung erforderlich) vergast, sodass die Produkte Kohlenmonoxid und Wasserstoff entstehen. Dieses Produktgas wird anschließend mit Wasserdampf zu Kohlendioxid und Wasserstoff umgesetzt. Aus

diesem Gemisch wird wiederum das Kohlendioxid mit Membranen abgeschieden. Die abschließende Verbrennung ist eine reine Wasserstoffverbrennung, die in der Regel über eine Gasturbine umgesetzt wird. Diese Technologie ist sehr komplex, betritt technisches Neuland und ist vermutlich nur im Hinblick auf eine großtechnisch eingesetzte Wasserstoffwirtschaft sinnvoll. Kohlekraftwerke auf Basis dieser Technologie bieten Wirkungsgrade von über 40 %.

3.6.2.2 Transport

214. Das nach der Verbrennung (Post-Combustion, Oxyfuel) oder vor der Verbrennung (Pre-Combustion) abgeschiedene Kohlendioxid soll abschließend in geologischen Formationen gespeichert werden. Dazu ist der Transport zu diesen Speichern erforderlich.

Zum Transport muss das Kohlendioxid zunächst verdichtet werden, um als sogenanntes überkritisches Fluid transportiert werden zu können (z. B. bei einem Druck von 74 bar und einer Dichte von 1 100 kg/m^3). Der eigentliche Transport ist nur wirtschaftlich, wenn er in Schiffen oder in Pipelines erfolgt. Diesbezüglich liegen in Europa keine Erfahrungen vor. In den USA und Kanada gibt es bereits ein Pipelinenetz von über 3 000 km, in dem Kohlendioxid zur Steigerung der Ausbeute von Erdölfeldern (sogenanntes enhanced oil recovery) genutzt wird. Nach derzeitigem Kenntnisstand ist der Transport mit Schiffen erst ab einer Entfernung von 1 000 km wirtschaftlich, so dass in Deutschland von einem Pipelinenetz auszugehen ist. Dazu sind hohe Anfangsinvestitionen erforderlich. Die Kosten des Transports werden auf 10 % geschätzt, bezogen auf die gesamt CCS-Kette. Ein Aufbau einer CO_2-Transportinfrastruktur hätte allerdings nur Sinn, wenn die Technologien zur CO_2-Abscheidung nach Kraftwerken marktreif sind. Dies ist bisher nicht der Fall.

3.6.2.3 Speicherung

215. Das Kohlendioxid muss abschließend lange Zeit sicher eingelagert werden. Prinzipiell kommen dafür folgende Optionen infrage:

- Ausgebeutete Gas- und Erdölfelder,
- Erdgas- und Erdölfelder während der Exploration,
- Wasserschichten unter Land und Meeresgrund,
- nicht genutzte Kohleflöze,
- stoffliche Nutzung in der Chemie und Lebensmittelindustrie,
- Mineralisierung zu Gesteinen.

Die Speicherung in alten Erdgasfeldern ist international Stand der Technik und wird zum Beispiel zur Zwischenspeicherung von Erdgas genutzt. Allerdings gibt es dabei keine Langzeiterfahrungen, wie sie bei der Speicherung von Kohlendioxid erforderlich sind. Die Speicherung in Wasserschichten soll in 900 bis 1 000 m Tiefe erfolgen und zwar in Schichten, die keine Verbindung zu anderen Schichten aufweisen. Die Speicherung in der Tiefsee wird zwar derzeit erprobt, aber nahezu einhellig von Experten abgelehnt (s. Tz. 616). Die Lagerung in alten Kohleschichten würde dort das Methan verdrängen, welches zum einen genutzt werden, zum anderen aber auch durch unkontrollierte Ausgasung den Treibhauseffekt verstärken könnte.

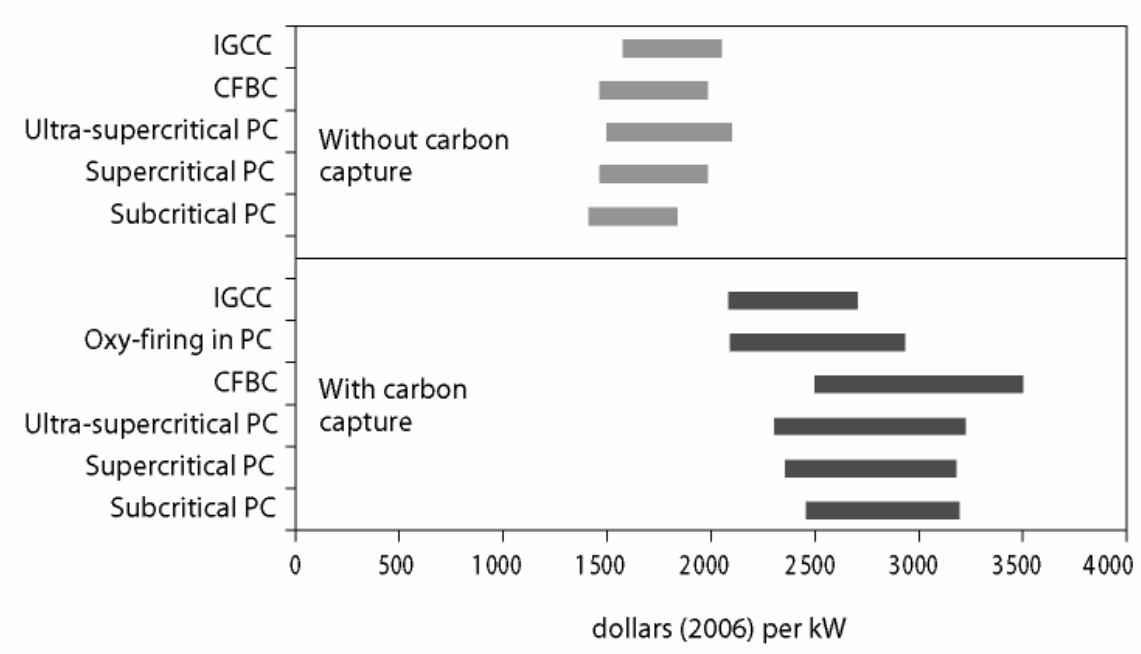
Für Deutschland kommen derzeit nur leere Gasfelder und tiefe Aquifere infrage. Die Schätzung der Lagerpotenziale geht sehr weit auseinander und reicht von etwa 30 bis zu 130 Jahren. Dennoch deuten diese Potenzialabschätzungen darauf hin, dass auch CCS keine dauerhafte Lösung des Problems darstellt.

3.6.2.4 Kosten

216. Die Kosten sind bisher hoch und die Marktreife der Technik daher ungesichert. Die Internationale Energieagentur (IEA) schätzt die Investitions- und Stromgestehungskosten je nach Verfahren bis zu doppelt so hoch wie bei einem modernen Kohlekraftwerk ohne CCS (s. Abb. 3-5). In Tabelle 3-12 werden die CO_2-Vermeidungskosten zweier anderer Studien für unterschiedliche Kraftwerkstypen und unterschiedliche Zeitpunkte der Betriebsaufnahme dargestellt. Dabei ergeben sich für 2020 CO_2-Vermeidungskosten zwischen 38 bis knapp 64 €/t CO_2. Bei der IEA beträgt die geschätzte Spanne für neue Kraftwerke 24 bis 72 €/t CO_2 (30 bis 90 $/t CO_2) für die Abscheidung und 8 bis 32 €/t CO_2 (10 bis 40 $/t CO_2) für Transport und Speicherung (Ausnahme: enhanced oil recovery). Insgesamt wird im günstigsten Fall von 40 €/t CO_2 (50 $/t CO_2) ausgegangen. Die Nachrüstung eines Kohlekraftwerks mit CCS ist jedoch noch deutlich teurer und wird von der IEA auf 53 bis 97 €/t CO_2 (66 bis 122 $/t CO_2) geschätzt (IEA 2007d, S. 218 ff.).

Abbildung 3-5

Investitionskosten moderner Kohlekraftwerke mit und ohne CCS-Technik verschiedener Verbrennungsverfahren



Quelle: © OECD/IEA, 2007, World Energy Outlook

Diese Kosten sind auch vor dem Hintergrund der sinkenden Kosten erneuerbarer Energien zu sehen (VIEBAHN et al. 2007b; VIEBAHN et al. 2007a). Inzwischen wurden weltweit mehrere CCS-Projekte aus Kostengründen gestoppt. In Norwegen wurde ein Gaskraftwerksprojekt von Shell und Statoil-Hydro bei Trondheim aus Kostengründen gänzlich aufgegeben. Bei einem von der norwegischen Regierung geplanten Wärmekraftwerk in Mongstad wird vorerst auf die Lagerung verzichtet, das heißt das CO_2 wird nach der Abscheidung emittiert (WATSON 2007). In den USA hat das Energieministerium ein CCS-Projekt wegen drohender Verdoppelung der Kosten gestoppt und sein Hauptforschungs- und Demonstrationsprogramm zu CCS umstrukturiert (DOE 2008; WALD 2008). Die europäische Stromwirtschaft plädiert wegen der hohen Kosten für entsprechende Subventionen.

Tabelle 3-12

CO_2-Vermeidungskosten von CCS-Kraftwerken (einschließlich Transport und Speicherung) in €/t CO_2 für verschiedene Brennstoffpreisszenarien und Betriebsaufnahmezeiten

Zeitpunkt der Betriebsaufnahme	**2020**	**2030**	**2040**	**2050**
Szenario I (EWI 2005)				
Erdgas-KW, GuD	58,20	51,50	45,80	47,80
SK-KW, Dampf	42,00	39,80	38,80	39,50
SK-IGCC	38,20	36,60	36,10	36,60
Durchschnitt	*46,13*	*42,63*	*40,23*	*41,30*
Szenario II (DLR 2005)				
Erdgas-KW, GuD	63,70	58,30	51,90	54,20
SK-KW, Dampf	43,20	42,50	40,40	40,70
SK-IGCC	39,20	38,10	37,40	37,90
Durchschnitt	*48,70*	*46,30*	*43,23*	*44,27*

Brennstoffpreisszenarien:
EWI 2005: mittlere Preise für 2020 bis 2050, Gas 4,87 €/GJ, Steinkohle 1,98 €/GJ, Braunkohle 0,83 e/GJ
DLR 2005: mittlere Preise für 2020 bis 2050, Gas 7,20 €/GJ, Steinkohle 2,64 €/GJ, Braunkohle 1,30 €/GJ

Abkürzungen: SK: Steinkohle, KW: Kraftwerk, IGCC: Integrated Gasification Combined Cycle, GuD: Gas und Dampf. Der angenommene CO_2-Abscheidungsgrad beträgt 88 bis 90 %.

Quelle: Wuppertal Institut et al. 2007

3.6.3 Fazit

217. Der Entwicklungsstand der drei Varianten Post-Combustion, Oxyfuel und Pre-Combustion ist recht unterschiedlich. Wirtschaftlich werden das Oxyfuel- und das Pre-Combustion-Verfahren als vergleichsweise günstig angesehen. Allerdings sind diese Verfahren großtechnisch erst nach 2020 verfügbar. Dabei ist zu bedenken, dass die CO_2-Abscheidung bei Kraftwerken den Wirkungsgrad um mindestens 10 %-Punkte absenkt. Investitionen und Stromerzeugungskosten werden sich dadurch annähernd verdoppeln. Mit der CCS-Technologie wird auch rechtlich in weiten Bereichen Neuland betreten. Beispielsweise ist ein internationaler Rechtsrahmen für Transport, Speicherung und Überwachung erforderlich. Ein erster Vorschlag hierzu ist im Rahmen des zweiten Energiepakets der EU (Tz. 100) vorgelegt worden (Europäische Kommission 2008d).

Zwar halten die oben genannten Studien des Forschungszentrums Jülich und des Wuppertal Instituts CCS für eine Brückentechnologie für den Zeitraum bis zum vollen Ausbau der erneuerbaren Energien. Aber aufgrund der Alterstruktur des deutschen

Kraftwerksparks erscheint sie als Übergangslösung gerade für die deutsche Klimaschutzstrategie besonders problematisch. In genau dem Zeitraum, in dem von CCS gerade noch *kein* nennenswerter Beitrag zu erwarten ist – bis 2020 – besteht ein geschätzter Ersatzbedarf von 40 000 MW (Investitionsplanung bis 2012 für ungefähr 19 000 MW) (BMU 2006, S. 53 f; BADE et al. 2005; LANDGREBE et al. 2003, S. 9). Da die Technologie für diese Erneuerungswelle zu spät kommt (vgl. auch SRU 2004, Tz. 36), käme nur eine Nachrüstung in Frage, die nach den obigen Schätzungen die Kosten noch einmal zusätzlich stark erhöht. Angesichts der ohnehin fraglichen Wettbewerbsfähigkeit erscheint – neben der generellen Machbarkeit im großtechnischen Maßstab – gerade die Strategie der Nachrüstung besonders fragwürdig.

Es werden derzeit weltweit Pilotprojekte zum Verhalten von CO_2 in Untergrundspeichern durchgeführt. Es gibt jedoch noch keine hinreichenden Kenntnisse über die Leckraten und damit die Langzeitsicherung von CO_2-Speichern. Das UBA hält eine Leckrate von < 0,01 % pro Jahr für realistisch, sodass nach 1 000 Jahren noch 90 % des eingelagerten Gases vorhanden wären. Bei der Speicherung von CO_2 kann es auch zu Nutzungskonflikten mit der Geothermie und dem Bergversatz kommen. Die Risiken von marinen Speichern werden von Experten für unkalkulierbar gehalten, sodass dieser Weg auszuschließen ist. Sogar die weitere Forschung und Entwicklung in diesem Gebiet wird von den Autoren als fragwürdig angesehen (UBA 2006b).

218. Insgesamt stellt sich die Frage, wie sinnvoll diese Option im deutschen Kontext ist. Global betrachtet ist zwar aufgrund des absehbaren weltweiten Booms der Kohleverstromung eine weitere Erforschung von CCS auch in Deutschland sinnvoll. Im Erfolgsfalle könnte diese Technologie neben ihrem positiven Klimaeffekt auch als Exportprodukt gelten. Die Marktreife wie auch die Akzeptanz dieser Technologie (hinsichtlich der Speicherung) ist jedoch noch völlig offen und die für den deutschen Kraftwerkspark notwendige Nachrüstung ist die teuerste mögliche Variante. Angesichts des Einflusspotenzials der deutschen Energiewirtschaft ist damit zu rechnen, dass die Klimapolitik unter starken Druck gerät, wenn sich CCS als nicht wettbewerbsfähige oder im Hinblick auf die Speicherung als nicht akzeptable Technologie erweist. Auch deshalb wäre es ein Risiko, wenn heute Kohlekraftwerke in großem Umfang mit dem vagen Versprechen einer möglichen Nachrüstung genehmigt werden, die sich später als unwirtschaftlich bzw. unzumutbar herausstellt. Die extremen Gefahren des Klimawandels lassen es in keinem Fall zu, dass die Klimaschutzziele durch das Scheitern einer wettbewerbsfähigen CCS-Technologie in Frage gestellt werden. Zwischen 1999 und 2007 hat die Stromerzeugung auf Kohlebasis wieder zugenommen (AGEB 2008; SRU 2005a, Tz. 17). Deshalb ist die öffentliche Kritik am Neubau von Kohlekraftwerken verständlich.

Die Emissionen des Kraftwerkssektors werden durch den Europäischen Emissionshandel reguliert, dessen Sinn und Zweck darin besteht, durch einen Suchprozess effiziente Klimaschutzlösungen hervorzubringen. Die Klimaeffizienz der Stromerzeugung ist somit eine Funktion der Marktgegebenheiten (einschliesslich der Bepreisung von CO_2) und nicht umgekehrt. Daher entscheiden der Markt und der Emissionshandel, ob CCS im deutschen Energiemix je einen Beitrag zur Emissionsreduktion leisten wird. Setzen die Energieversorger auf CCS, müssen sie auch das betriebswirtschaftliche Risiko tragen. Aus diesem Grund hat der Richtlinienvorschlag der Europäischen Kommission auf zusätzliche Regulierungen zum Einsatz von CCS verzichtet (Europäische Kommission 2008a). Entscheidend hierfür sind stabile Rahmenbedingungen und das glaubwürdige, langfristig kalkulierbare Beharren der Politik auf der Einhaltung des Emissionsbudgets. Setzen die Energieversorger darauf, dass ihnen im Falle eines Scheiterns von CCS klimapolitische Konzessionen gemacht werden, wird aus dem betriebswirtschaftlichen Risiko ein unvertretbares gesamtgesellschaftliches (Klima-)Risiko. Zur Vermeidung dieses Risikos oder der Alternative gravierender Fehlinvestitionen muss die bisherige Privilegierung der Kohleverstromung im Emissionshandel unbedingt beseitigt werden. Die von der Europäischen Kommission vorgeschlagene Revision weist hier in die richtige Richtung (vgl. Tz. 187-190).

3.7 Klimaschutz und Anpassung an den Klimawandel durch angepasste Landnutzung

3.7.1 Einleitung

219. Der Klimawandel und der Verlust an Biodiversität sind zentrale Umweltprobleme des 21. Jahrhunderts. Ihr Zusammenhang wird seit Langem diskutiert. Schon die Klimarahmenkonvention (UNFCCC) und das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity, CBD) betonen die Notwendigkeit, klimapolitische Ziele und Naturschutzziele aufeinander abzustimmen (OTT 2006).

Art. 2 der Klimarahmenkonvention gibt das Ziel vor, dass die Stabilisierung der Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre auf einem Niveau erreicht wird, auf dem eine gefährliche anthropogene Störung des Klimasystems verhindert wird. Ein solches Niveau sollte innerhalb eines Zeitraums erreicht werden, der ausreicht, damit sich die Ökosysteme auf natürliche Weise den Klimaänderungen anpassen können. Das Übereinkommen über die biologische Vielfalt strebt unter anderem den Erhalt der Variabilität ökologischer Komplexe an.

220. Klima- und Ökosysteme stehen durch komplexe Wechselbeziehungen miteinander in Verbindung, die kein lineares Einfluss-Wirkungs-System ergeben. Sie beeinflussen sich vielmehr gegenseitig und erzeugen damit vielfältige Rückkopplungsprozesse. Auf der einen Seite werden Ökosysteme und deren Komponenten Boden, Wasser, Flora und Fauna aufgrund ihrer klimatischen Empfindlichkeit (Vulnerabilität) durch den Klimawandel beeinträchtigt. Dabei hängt der tatsächliche Klimaschaden eines Ökosystems von der spezifischen Klimaanfälligkeit seiner Komponenten und dem Ausmaß der Klimaänderung ab.

Andererseits beeinflussen Ökosysteme aber auch das Klima, indem sie als Quelle, Senke oder Speicher von Treibhausgasen wirken (Art. 1, 7 bis 9 UNFCCC). So können sie als *Speicher* fungieren, in dem ein Treibhausgas oder eine Vorläufersubstanz eines Treibhausgases (THG) zeitweise zurückgehalten wird. Von einer *Senken*-Funktion der Ökosysteme wird gesprochen, wenn durch einen Vorgang, eine Tätigkeit oder einen Mechanismus ein Treibhausgas, ein Aerosol oder eine Vorläufersubstanz eines Treibhausgases aus der Atmosphäre entfernt und in Ökosystemen dauerhaft festgelegt werden. Durch Ereignisse wie Windwurf in Wäldern und Waldbrände sowie durch Folgen der Bewirtschaftung wie Grünlandumbruch oder intensive Ackernutzung mit hohem Düngereinsatz können die Ökosysteme aber auch zu THG-*Quellen* werden.

Um das Ausmaß und die Folgen des Klimawandels abzuschwächen, ist es wichtig, auf alle Systemkomponenten einzuwirken. Dabei sind insbesondere die Folgen anthropogener Landnutzungsänderungen zu beachten, die natürliche Kohlenstoffspeicher in Kohlenstoffquellen verwandeln können (MARLAND et al. 2003). Gleichzeitig ist die Anpassung von Landnutzungen an den Klimawandel notwendig. Durch Naturschutzmaßnahmen und nachhaltige Wirtschaftsformen können sowohl die Anfälligkeit der Ökosysteme gegenüber dem Klimawandel – und damit die Folgen des Klimawandels für wichtige Leistungen des Naturhaushaltes – als auch das Ausmaß der Klimaänderung durch Treibhausgasemissionen verringert werden. Aufgrund dessen wird die Grenze zwischen Minderungsmaßnahmen (Mitigation) und Anpassung (Adaptation) unscharf und Anpassung wird mit Klimawandelminderungsmaßnahmen kombiniert (ALCAMO 2007). Dies soll im Folgenden näher ausgeführt werden.

3.7.2 Wirkungen von Ökosystemen als Treibhausgassenken, -speicher oder -quellen und der Einfluss der Nutzungen

3.7.2.1 Wissensstand zu Treibhausgasfestlegung und -freisetzung

221. Kohlendioxid (CO_2) wird in den Ökosystemen in der Vegetation und den Böden gebunden bzw. aus ihnen freigesetzt. Insbesondere die Prozesse der Speicherung und Bildung von Kohlendioxid in Böden sind dabei noch nicht ausreichend geklärt (UBA 2006a). Mechanismen wie gute Aggregierung, Komplexierung mit Metallionen, Ton-Humus-Kopplung, aber auch kaltes, saures oder anaerobes Milieu im Boden begünstigen die Festlegung von Kohlenstoff, während hohe mikrobielle Aktivität die Mobilisierung fördert (FREIBAUER und SCHRUMPF 2006). Inwieweit die Umwandlung organischer Substanz im Boden (Humus, lebende und tote Bodenorganismen, Wurzeln) zu CO_2 durch ansteigende Temperaturen beschleunigt wird, ist noch in der wissenschaftlichen Diskussion (KIRSCHBAUM 2006).

Es gibt Hinweise darauf, dass die organische Substanz im Boden wesentlich sensibler auf Temperaturveränderungen reagiert als bisher angenommen (SCHULZE und FREIBAUER 2005; POWLSON 2005). Bei Messungen des Gehaltes an organischer Substanz in verschiedenen Böden unter unterschiedlichen Landnutzungen (6 000 Messpunkte) in England und Wales über einen Zeitraum von 25 Jahren (erste Messungen 1978 bis 1983, Folgeuntersuchungen 12 bis 25 Jahre später) wurde unabhängig von der Art der Landnutzung fast durchgängig eine Abnahme des Kohlenstoffgehaltes festgestellt. In diesem Zeitraum wurde eine durchschnittliche Erwärmung von 0,41 °C pro Dekade gemessen (ALCAMO et al. 2007). Die jährlichen Verluste an Kohlenstoff beliefen sich auf rund 8 % der derzeitigen jährlichen industriellen CO_2-Emissionen des Vereinigten Königreichs (BELLAMY et al. 2005). Einige Modelle des Kohlenstoff-Kreislaufes gehen von positiven Rückkopplungsmechanismen zwischen steigenden atmosphärischen CO_2-Konzentrationen und Kohlenstoff-Freisetzungen der Böden aus (POWLSON 2005; SCHEFFER et al. 2006). Böden könnten damit als Folge des Klimawandels ab Mitte des 21. Jahrhunderts in der globalen Bilanz nicht mehr eine Kohlenstoff-Senke, sondern eine Netto-Kohlenstoff-Quelle darstellen. Zur Stabilisierung des Klimas wären bei einer derartigen Entwicklung deutlich höhere Emissionsreduktionen erforderlich als bisher angenommen (JONES et al. 2005).

Methan (CH_4) entsteht in Böden durch methanogene Bakterien. Beeinflusst werden Methanbildung und -oxidation durch Faktoren wie Klima, Sauerstoff, Bodengefüge und -textur. Böden unter anaeroben Bedingungen und mit ausreichendem Gehalt an

organischer Substanz sind die bedeutendsten Methan-Quellen. Dies ist in vielen Feuchtgebieten der Fall (FLESSA et al. 1998, S. 12 ff).

Lachgas (N_2O) entsteht hauptsächlich durch mikrobielle Prozesse der Nitrifikation und Denitrifikation. Beeinflusst wird die Bildung von Lachgas insbesondere durch den Temperaturverlauf, die Niederschlagsmenge und -verteilung, den Bodenwassergehalt, die Stickstoff- und Kohlenstoffverfügbarkeit, die Bodentextur, den pH-Wert und die Porösität am Standort (FLESSA et al. 1998, S. 9).

Die Emission dieser Treibhausgase und auch das Potenzial von forstwirtschaftlich und landwirtschaftlich genutzten Flächen sowie von Mooren bezüglich Speicher- und Senkenfunktionen hängen stark von der Art der Landnutzung ab. Dabei entsteht der Kohlendioxidausstoß insbesondere durch Bodenbearbeitungs- und Meliorationsmaßnahmen. Die Lachgasemissionen werden vornehmlich durch die Nährstoffzugaben im Rahmen landwirtschaftlicher Stickstoffdüngung (FLESSA et al. 1998, S. 9 ff.) und der Methanausstoß durch die Verdauungstätigkeit im Magen von Wiederkäuern bestimmt (CARBOEUROPE IP 2004a, S. 13). Allerdings wirken diese Faktoren immer in Konstellation mit zahlreichen weiteren Faktoren (FLESSA et al. 1998, S. 11).

222. Neben der räumlichen ist auch die zeitliche Komponente ausschlaggebend für die Treibhausgasentwicklung, weil die Emissionen über die Jahre hinweg starken Schwankungen unterliegen können (CARBOEUROPE IP 2004b, S. 40). Da sich die Mehrzahl der Untersuchungen jedoch auf einen relativ kurzen Zeitraum bezieht – Ergebnisse aus Langzeitstudien sind kaum verfügbar – wird die zeitliche Variabilität der Treibhausgasentwicklung bislang kaum berücksichtigt.

Ein Problem bei der Ableitung der Kohlendioxidströme aus der Kohlenstoff-Vorratsänderung ist die unbefriedigende Datengrundlage. So existieren bundesweit nur wenige Werte über die in den Böden gespeicherten Kohlenstoffgehalte. Die Berechnung des Kohlenstoffgehaltes der Vegetation ist ebenso unsicher: Wurzelmasse, Laub und die Bodenvegetation fließen bislang unzureichend in die Berechnungen ein (CARBOEUROPE IP 2004b, S. 36 ff.).

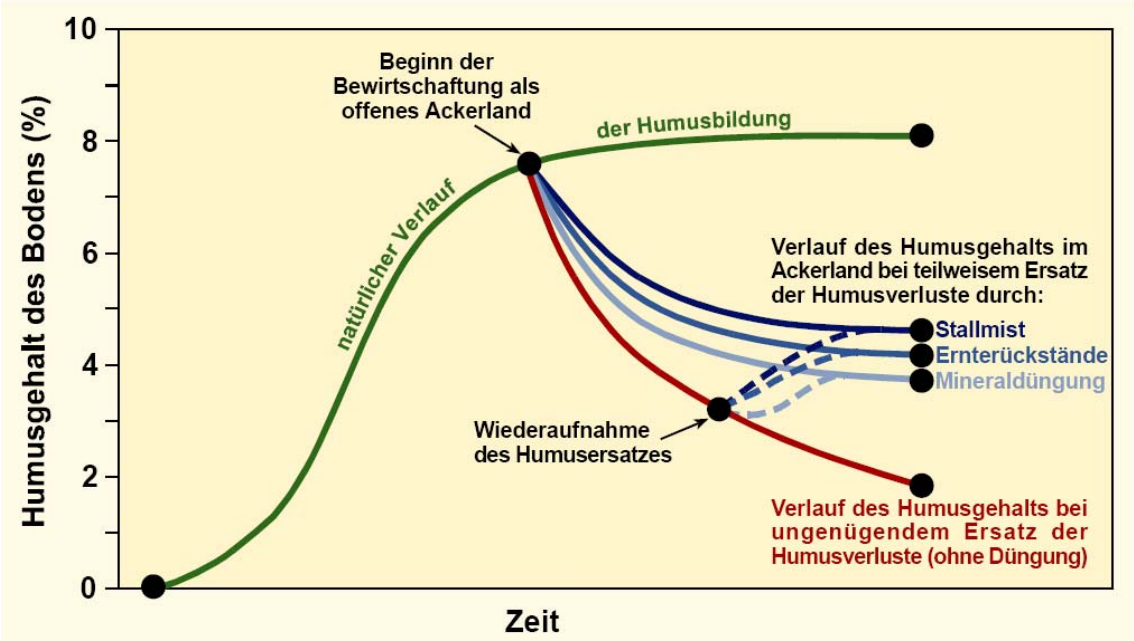
Zwar lassen sich die grundsätzlichen Einflussfaktoren, die für die Bindung und Bildung der Treibhausgase Lachgas, Kohlendioxid und Methan verantwortlich sind, grob definieren, die genauen Entstehungsprozesse sind jedoch noch nicht hinreichend erforscht. Diese Unsicherheiten spiegeln sich auch in den Ergebnissen von Treibhausgasmessungen wider, die insbesondere bei Methan (FLESSA et al. 1998, S. 15) und Lachgas im hohen Maße variieren.

3.7.2.2 Globale Bilanz der Kohlenstoff-Festlegung

223. Rund zwei Drittel der weltweiten terrestrischen Kohlenstoffvorräte (Boden und Vegetation), die aktiv am Kohlenstoff-Kreislauf teilnehmen, sind in Böden gebunden. In stabilen Humusformen kann Kohlenstoff dort für mehrere tausend Jahre gespeichert werden (KÖGEL-KNABNER und LÜTZOW 2005). Boden ist durch die Umsetzung und Festlegung organischer Substanz ein natürlicher Kohlenstoff-Speicher – in naturbelassenen Böden entwickelt sich ein von äußeren Umständen (wie Temperatur, Niederschlägen, Bodenstruktur, Nährstoffgehalt und Bewuchs) beeinflusstes Kohlenstoff-Fließgleichgewicht (C-Fließgleichgewicht). Durch Ernteprozesse auf bewirtschafteten Flächen werden dem Boden Nährstoffe in Form von pflanzlicher Biomasse entzogen, die durch gezielte Maßnahmen ersetzt werden müssen. Dies kann durch Düngung (Mineraldünger, Wirtschaftsdünger, Klärschlamm) oder eine angepasste Bewirtschaftung (z. B. Fruchtfolge) geschehen. Auf landwirtschaftlich genutzten Flächen stellt sich bei ausreichender Düngung erneut ein C-Fließgleichgewicht ein, allerdings auf einem niedrigeren, standortspezifischen Niveau (s. Abb. 3-6).

Abbildung 3-6

Zeitliche Entwicklung des Humusgehalts in Ackerböden



Quelle: GISI 1997

Für Europa haben JANSSENS et al. (2005) die Kohlenstoff-Bilanzen durch Sequestrierungsprozesse (Kohlenstoff-Festlegung) sowie Freisetzungen von CO_2 aus Böden und Vegetation unter aktueller Nutzung ermittelt. Dabei sind Ackerland und landwirtschaftlich genutzte Moore in der Regel Netto-Emittenten, während Wälder und Grünland temporäre Kohlenstoff-Senken und langfristig Speicher darstellen. Die

Kohlenstofffestlegung auf Ackerland, Grünland sowie Mooren findet überwiegend durch die Bildung organischer Substanz in den Böden statt, in Wäldern dominiert die Vegetation die Kohlenstoff-Sequestrierung.

Während der 1990er-Jahre reduzierten die europäischen Wälder den Anstieg des atmosphärischen CO_2-Gehaltes um immerhin 20 % der fossilen Kohlenstoff-Emissionen der EU, was in etwa den Emissionen des Verkehrssektors entsprach. Im gleichen Zeitraum nahmen die terrestrischen Kohlenstoffspeicher in Europa etwa 100 bis 200 Mio. t C pro Jahr auf. Ob die Ökosysteme in Europa insgesamt als Kohlenstoffsenke oder -quelle fungieren, wird durch eine Bilanzierung der Senken- und Quellfunktion bestimmt. Nach einer Berechnung der Netto-C-Bilanzen der Ackerflächen, Waldflächen, Moore und Grünlandflächen für 34 europäische Staaten steht Deutschland zurzeit mit einer Netto-Kohlenstofffixierung von + 43,3 g C pro m^2 Landesfläche und Jahr an fünfter Stelle. Dies ist vor allem den Waldgebieten zuzuschreiben, die nur in Österreich, Slowakei und Slowenien einen höheren Beitrag leisten als in Deutschland (JANSSENS et al. 2005).

Beispielsweise sind in europäischen Wäldern und Mooren 30 bis 40 Mrd. t C gespeichert. Eine Reduktion dieser Speicher um nur 5 % würde der jährlichen Kohlenstoffemission des gesamten Kontinents aus der Verbrennung fossiler Energieträger gleichkommen. Umgekehrt könnte eine zusätzliche Kohlenstoff-Speicherung der anthropogenen Emissionen signifikant die Zunahme von atmosphärischen CO_2 vermindern (JANSSENS et al. 2005).

3.7.2.3 Treibhausgasströme unterschiedlicher terrestrischer Ökosystemtypen und deren land- und forstwirtschaftliche Nutzung in Deutschland

Wald- und Forstwirtschaftliche Nutzung

224. Bisher waren die Wälder Deutschlands eine Kohlenstoffsenke, da mehr Holz nachwuchs, als eingeschlagen wurde. Zwischen 1987 und 2003 wurden durch die Wälder in Deutschland circa 75 Mio. t CO_2 jährlich fixiert, was circa 3 % der bundesdeutschen CO_2-Emissionen in diesem Zeitraum entspricht (BMVEL 2005). Die Senkenfunktion resultierte in erster Linie aus den reduzierten Erntemengen und wird sich ohne Schutzregelungen nicht halten lassen. Ökonomische Stimuli regen derzeit eine intensivere Bewirtschaftung an, wodurch sich die aktuellen Boden- und Biomassepools gegenüber dem bisherigen Zustand verringern werden. Die in den letzten Jahren steigenden Nutzungen der deutschen Wälder äußern sich, insbesondere in den Jahren 2005 und 2006, in einem abnehmenden Trend der Speicherwirkung (Statistisches Bundesamt 2007b, S. 106). Im Jahr 2006 wurden

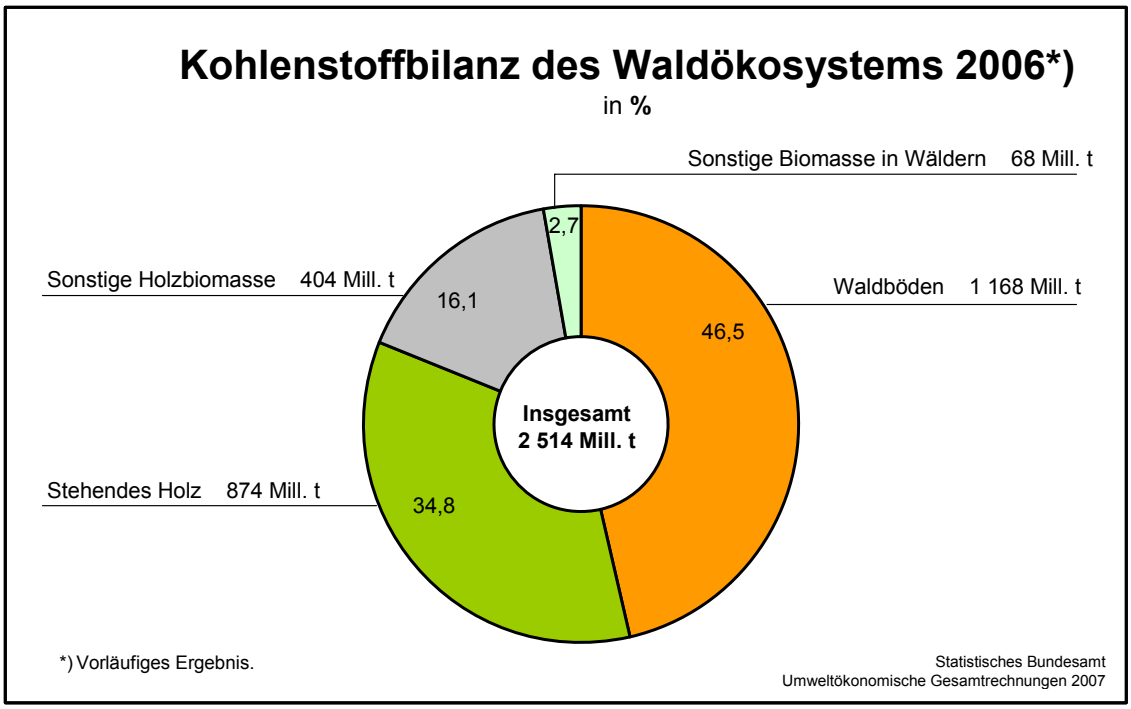
5,5 Mio. t Kohlenstoff im Wald neu gebunden, davon 5,2 Mio. t in der Holzbiomasse (vgl. Abb. 3-7). Im Vergleich des Jahres 2006 mit dem Jahr 1993 betrug die jährliche Neueinlagerung von Kohlenstoff in die Holzbiomasse nur noch knapp ein Viertel. Im Jahre 2004 lag die Einschlagmenge mit circa 54,5 Mio. m^3 um ein Viertel deutlich über der Durchschnittsmenge der vorangegangenen zehn Jahre (BMELV 2006a). Die derzeitige Entwicklung der Rohöl- und Energiepreise lässt keine Umkehr dieses Trends erwarten, sondern durch den gegenwärtigen Nutzungsdruck eher eine weitere Erhöhung der Einschlagmengen bzw. die Mobilisierung von Restholz. Energetische Holznutzung und die Nutzung der Senken- und Speicherfunktion der Wälder sind zwei konkurrierende Klimaschutzoptionen. In Stellungnahmen der Forstwirtschaft wird meist einseitig die erste Option fokussiert. Dagegen ist für eine Optimierung des Beitrags der Waldwirtschaft zum Klimaschutz eine fundierte Abwägung zwischen beiden Optionen unerlässlich. Eine weitere Option ist die Fixierung von CO_2 in Holzprodukten, wobei sich durch Wieder- und Weiterverarbeitung deren Dauer erheblich verlängern lässt. Hinzu kommt, dass durch stoffliche Holzverwendung energieintensive Materialien (Zement, Aluminium) substituiert werden können.

Die Quellstärke temperater Wälder für Treibhausgase ist keine konstante Größe, sondern unterliegt zeitlichen Parametern wie Änderungen des Klimas oder des Stickstoffeintrages. Die Höhe des Stickstoffeintrages hat zum Beispiel unmittelbare Auswirkungen auf das Ausmaß der Lachgas-Emissionen (FRITZ 2006, S. 185). Die Einträge von Stickstoffverbindungen in die Wälder blieben in den letzten Jahren auf konstant sehr hohem Niveau. Durch Industrie, Verkehr und Landwirtschaft werden auf nahezu allen bundesweit verteilten 76 Level II-Dauerbeobachtungsflächen im Wald die kritischen Werte (critical loads) für Stickstoff- und Säureeinträge überschritten (BMELV 2006b, S. 40). An solchen übersättigten Standorten wird vermehrt Lachgas produziert und freigesetzt.

SCHULTE-BISPING et al. (2003) schätzen die durchschnittlichen Lachgas-Emissionen für Wälder in Deutschland auf 0,32 kg N/ha a, BUTTERBACH-BAHL et al. (2002) sogar auf 1,4 kg N/ha a. Die große Differenz zwischen diesen Schätzwerten beruht vermutlich auf einer unterschiedlichen Gruppierung der Waldtypen und ist auf die entsprechende Hochrechnung zurückzuführen. Zudem ist zu berücksichtigen, dass Ergebnisse von Kurzzeitmessungen nicht ohne Weiteres für Angaben zu durchschnittlichen Treibhausgasemissionen herangezogen werden können, da diese viel variabler sind (CARBOEUROPE IP 2004b, S. 32).

Abbildung 3-7

Kohlenstoffspeicherung in deutschen Waldökosystemen 2006



Quelle: Statistisches Bundesamt 2007b

Unerwünschte Rückkopplungseffekte zwischen Klimaänderungen und Änderungen der Pflanzendecke können zum Beispiel Waldbrände hervorrufen, die infolge von längeren Trockenperioden, verstärkt durch die gestörten Strukturen und mangelnde Naturnähe der Artenzusammensetzung, auftreten. Dabei gelangen erhebliche Mengen des zuvor im Holz gespeicherten Kohlenstoffs in Form von Kohlendioxid in die Atmosphäre und tragen so zum Treibhauseffekt bei. Aber auch Klimastress und Schädlingskalamitäten (vgl. Tz. 363) könnten zu unerwarteten Holzertragseinbußen führen.

Agrarökosysteme (ohne Moorgebiete)

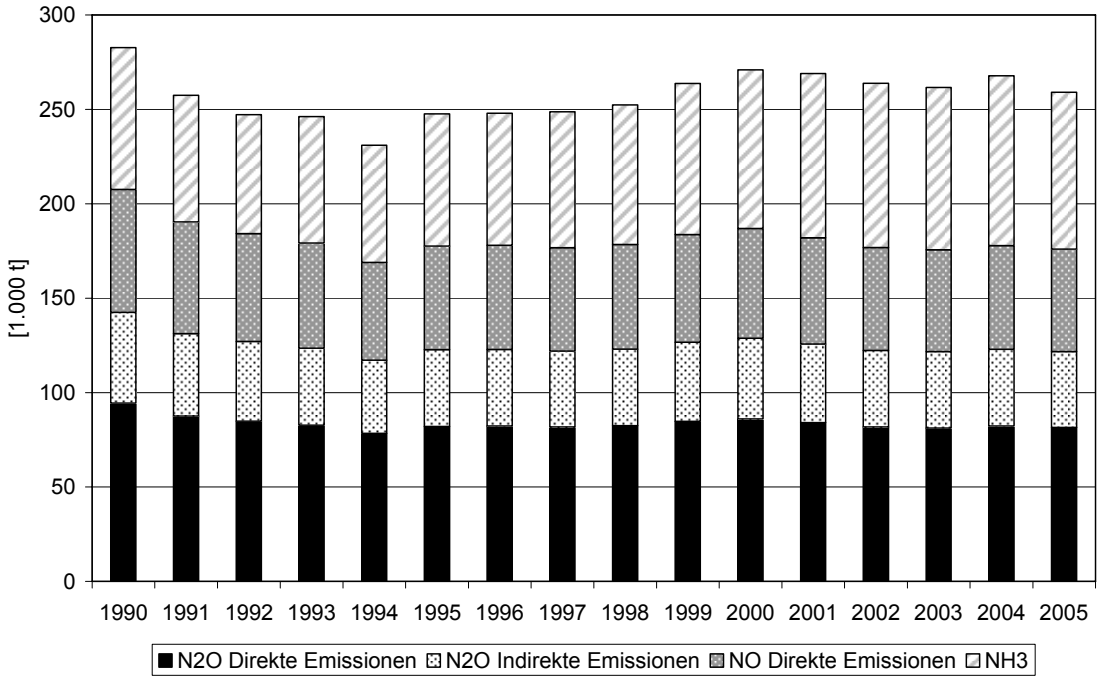
225. Die deutsche Landwirtschaft ist an den THG-Emissionen mit insgesamt rund 128 Mio. t CO_2-Äquivalenten jährlich bzw. mit 13 % beteiligt (6 % bei Kohlendioxid, 48 % bei Methan, 80 % bei Lachgas); davon stammten 77 % aus der Wiederkäuerverdauung (Methan) und aus der ackerbaulichen Nutzung (Kohlendioxid und Lachgas) (BMELV 2006c, S. 17).

Zu unterscheiden sind direkte und indirekte Emissionen aus Böden. Die direkten Emissionen stickstoffhaltiger klimarelevanter Gase (N_2O, NO_x) stammen überwiegend aus der Verwendung von Mineral- und Wirtschaftsdünger, Klärschlammaufbringung, Leguminosenanbau, der Einarbeitung von Pflanzenrückständen in den Boden, aus Tierexkrementen aus der Weidehaltung sowie aus der N-Mineralisierung bei der Bewirtschaftung von organischen Böden. Indirekte N_2O-Emissionen werden aus der

atmosphärischen Ablagerung von reaktiven Stickstoffverbindungen aus landwirtschaftlichen Quellen, dem ausgewaschenen Stickstoff und dem Abfluss von aufgebrachtem Stickstoff berechnet (UBA 2005). Die Emissionen stickstoffhaltiger Klimagase aus der Nutzung landwirtschaftlicher Böden sind stark von der jeweiligen Bewirtschaftungsform abhängig und zeigen seit 1990 keinen abnehmenden Trend (Abb. 3-8).

Abbildung 3-8

Emissionen stickstoffhaltiger Klimagase aus landwirtschaftlich genutzten Böden in Deutschland



Quelle: UBA 2007c

Eine Verringerung des Stickstoffüberschusses (s. Abb. 11-5) und damit eine entsprechende Abnahme der Emissionen ist auch nach der 1996 erlassenen Düngeverordnung (DüV) bisher nicht erkennbar. Inwieweit die 2007 novellierte DüV zu einer merklichen Reduktion der Stickstoffüberschüsse führt, bleibt abzuwarten.

Grünlandnutzung

226. Mineralboden-Grünland ist in Deutschland und den meisten europäischen Staaten eine Netto-Kohlenstoff-Senke (Tz. 223, 332, 337). Die Entwässerung und der Umbruch organischer Grünlandböden (Tz. 227) führen aber zu einer erheblichen Freisetzung von Treibhausgasen (WEGENER et al. 2006).

Grünland auf mineralischen Böden speichert im europäischen Durchschnitt 60 g Kohlenstoff pro m^2 und Jahr. Im Vergleich zu Waldböden ist dieser Wert fast doppelt so

hoch (JANSSENS et al. 2005, S. 20). Bei Störungen des Grünlands kann der gebundene Kohlenstoff relativ schnell wieder als Kohlendioxid an die Atmosphäre abgegeben werden. Deswegen sollte Grünland so weit wie möglich als Speicher geschützt werden.

Im Laufe der letzten 50 Jahre wurden in den alten Bundesländern aber mehr als 3 Mio. ha an Grünland umgebrochen und zu Ackerflächen umgewandelt (ca. 21 % der Landfläche). In den neuen Bundesländern lag der prozentuale Anteil des Grünlandumbruchs noch höher (BRANDT 2004). Eine Ursache für den derzeit verstärkten Grundlandumbruch ist im Anbau nachwachsender Rohstoffe bzw. in den durch die Förderpolitik gesetzten Anreizen zu finden (SRU 2007, Tz. 29), die damit den THG-Einspareffekt einiger Verwertungspfade der nachwachsenden Rohstoffe infrage stellen (SRU 2007, Tz. 19 f.; vgl. Tz. 332, 337).

Moorgebiete

227. In naturnahen Mooren wird langfristig Kohlenstoff in Form von Torf akkumuliert, so dass sie Senken für Kohlendioxid darstellen. Gleichzeitig entsteht in naturnahen Mooren bei den unter Luftabschluss stattfindenden Abbauprozessen Methan. Feuchtgebiete, darunter im wesentlichen Moore, sind die weltweit größte natürliche Emissionsquelle für Methan (CHRISTENSEN und FRIBORG 2004, S. 6). Das genaue Ausmaß der Kohlenstofffestlegung und die Methanemissionen hängen wesentlich von den Moorstandorten ab, insbesondere von den klimatischen Verhältnissen und dem Moortyp. Eine bilanzierende Betrachtung beider Treibhausgase bei einem Betrachtungszeitraum von 100 Jahren (Aufrechnung in Form von Kohlendioxid-Äquivalenten) zeigt, dass die Methan-Emissionen schwerer wiegen als die Bindung von Kohlenstoff, so dass ungestörte aber auch restaurierte Moore (Wiedervernässung) mit Emissionen zwischen 0,1 und 0,7 Mg CO_2-Äquivalenten je Hektar und Jahr Netto-Emittenten von Treibhausgasen sind (CHRISTENSEN und FRIBORG 2004, Tab. 6).

Bei der Rolle von Mooren im Kreislauf von Treibhausgasen ist grundsätzlich ein sehr langer Betrachtungshorizont angebracht, da Moore Kohlenstoff für Tausende von Jahren speichern und das aus Mooren gleichzeitig emittierte Methan durchschnittlich nach 12 Jahren abgebaut wird. Je länger man den Zeitraum der Betrachtung wählt, desto geringer ist daher die Differenz der Klimawirksamkeit der beiden Treibhausgase Methan und Kohlendioxid. So beträgt der Umrechnungsfaktor von Methan in CO_2-Äquivalente bei einem Betrachtungszeitraum von 100 Jahren 21, über einen Zeitraum von 500 Jahren nur noch 7,6 (SOLOMON et al. 2007). Auf ihre Gesamtlebensdauer bezogen müssen Moore – sofern die Bedingungen wie Wasserstand etc. gleich bleiben

– in jedem Fall als Netto-Senken von Treibhausgasen bzw. deren Ausgangsstoffen bezeichnet werden.

Die Bilanz entwässerter und landwirtschaftlich genutzter Moorflächen fällt erheblich schlechter aus, so dass der Schutz intakter Moore und die Wiedervernässung genutzter Flächen von großer Bedeutung sind (DRÖSLER 2005). Die Entwässerung von Mooren führt durch Mineralisation des als Torf gespeicherten Kohlenstoffs zur Freisetzung von Kohlendioxid. Gleichzeitig sinken aber die Methan-Emissionen deutlich. Bei der Mineralisierung von Torf in entwässerten Moorkörpern wird ein drittes relevantes Treibhausgas, nämlich Lachgas, freigesetzt. Das genaue Ausmaß der Kohlendioxid-, Methan- und Lachgasemissionen hängt wesentlich von der Nutzungsweise ab. Eine besonders schlechte Bilanz ergibt sich für als Ackerland oder Grünland genutzte Moorstandorte. Deren Treibhausgasemissionen liegen mit Werten zwischen 2,4 und 5,6 Mg CO_2-Äquivalenten je Hektar und Jahr um eine Größenordnung über denen funktionsfähiger Moore. In Deutschland ist die ackerbauliche Nutzung von Mooren die größte Treibhausgas-Einzelemissionsquelle im Sektor Landwirtschaft (WEGENER et al. 2006).

Eine Studie über die derzeitigen Kohlenstoffvorräte und die Treibhausgasbilanzen europäischer Moorgebiete verdeutlicht, dass bei einer Gesamtbetrachtung aller Treibhausgase über einen Betrachtungszeitraum von 100 Jahren die Moorgebiete mehr Treibhausgase emittieren als binden (CHRISTENSEN und FRIBORG 2004). Den größten Anteil an den europäischen Netto-Treibhausgasemissionen haben die Moorstandorte im europäischen Teil Russlands (37 % der Gesamtemissionen, wobei die Emissionen aus genutzten Mooren dominieren). Als zweitgrößter Netto-Emittent folgt bereits Deutschland, auf dessen Gebiet sich zwar nur 3,2 % der europäischen Moorflächen befinden, die aber für 12 % der Gesamtemissionen verantwortlich sind. Die hohen Emissionen in Deutschland lassen sich durch die intensive landwirtschaftliche Nutzung großer Teile der Moorflächen und die dabei entstehenden hohen Kohlendioxid- und Lachgas-Emissionen erklären (CHRISTENSEN und FRIBORG 2004, Tab. 7).

Bezüglich der Rückwirkungen eines sich ändernden Klimas auf die Prozesse und Stoffflüsse in Mooren bestehen große Wissenslücken. Höhere Temperaturen und die Verkürzung von Frostperioden dürften in Richtung einer Verringerung der Kohlenstoffakkumulation wirken, höhere Niederschläge könnten dagegen die Produktivität der Torfmoose erhöhen und somit gegenläufig wirken (CHRISTENSEN und FRIBORG 2004, S. 15).

3.7.3 Maßnahmen zur Minderung der Auswirkungen des Klimawandels auf Ökosysteme

228. Durch Naturschutzmaßnahmen und nachhaltige Wirtschaftsformen können sowohl die Anfälligkeit der Ökosysteme gegenüber dem Klimawandel als auch das Ausmaß der Klimaänderung durch Treibhausgasemissionen verringert werden. Anpassungs- und THG-Minderungsmaßnahmen greifen daher in vielen Fällen ineinander (ALCAMO 2007). Eine scharfe Trennung beider Maßnahmetypen ist daher in diesem Kontext nicht sachgerecht. Die Auswirkungen des Klimawandels auf bewirtschaftete Ökosysteme können sowohl durch Minderungs- als auch durch Anpassungsmaßnahmen abgemildert werden. So kann zum Beispiel durch die Form der Landnutzung die Fixierung von Kohlenstoff unterstützt werden, was wiederum zur Verminderung von Treibhausgasemissionen (Mitigation) führt. Eine gleichermaßen hohe Bedeutung hat die Landnutzung für die Sicherung von Biodiversität, Wasserhaushalt und Bodenqualität im Zeichen des stattfindenden Klimawandels (Adaption) (vgl. Abschn. 5.3.1). Neben den herkömmlichen Maßnahmen des energiebezogenen Klimaschutzes kommt es entscheidend darauf an, die Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes zu erhalten und zu stärken.

3.7.3.1 Management von Naturschutzflächen und Integration in andere Landnutzungen

229. Da die negativen Folgen des Klimawandels nur teilweise und mit hohem Aufwand kompensiert werden können, ist eine starke globale Klimaschutzpolitik eine unabdingbare Voraussetzung für den Schutz der Biodiversität. Eine drastische Reduktion der Treibhausgasemissionen ist unbedingt notwendig, wenn die Veränderungen auf den biologischen Ebenen in einem beherrschbaren Rahmen bleiben sollen. Umgekehrt ist der Schutz der Biodiversität eine der wichtigsten Minderungs- und Anpassungsmaßnahmen (OTT et al. 2008). Kohlenstoffreiche Ökosysteme mit hohem Naturschutzwert können beispielsweise gefördert werden durch:

- die Wiedervernässung und den Schutz von nutzungsfreien Feuchtgebieten und Feuchtgrünland,
- die Ausweisung von Totalreservaten auf 5 % der Waldfläche (SRU 2002b, Tab. 2-6).

Vor dem Hintergrund des Klimawandels und den damit verbundenen Ungewissheiten sollte der Naturschutz so ausgestaltet werden, dass er Arten zur Migration und Adaption befähigt, Naturschutzflächen sollten daher mit Korridoren in Form eines Biotopverbundes verbunden werden (ökologische Netzwerke zum Erhalt der Populationen) und die Landschaft sollte mit Korridoren naturschutzverträglichen Managements durchlässig gestaltet werden; Migrationsbarrieren zum Beispiel durch

Lebensraumzerschneidungen sind zu vermindern (vgl. Abschn. 5.6.2). Die durch intensive Landnutzung der vergangenen Jahrzehnte zurückgegangenen Arten und Populationen sollten durch eine Extensivierung der Nutzung gestärkt werden. Die Vielfalt der Wirtschafts- und Kulturformen in Land-, Forst- und Wasserwirtschaft sind hinsichtlich ihrer Unterstützungsfunktion für den Naturschutz zu optimieren (DOYLE und RISTOW 2006; SRU 2007, Tz. 60-62). Da sich mit den erwünschten, meist extensiven Bewirtschaftungsformen in der Regel ein geringerer Gewinn erzielen lässt, sind agrarpolitische bzw. finanzielle Lenkungserfordernisse notwendig (Abschn. 11.4.3).

3.7.3.2 Landwirtschaftliche Bodennutzung

230. Die durch den Klimawandel ausgelösten Veränderungen sind regional unterschiedlich, so dass Maßnahmen zum Bodenschutz ebenfalls regional angepasst werden sollten. Maßnahmen zum Schutz vor Erosion und zur Erhaltung der organischen Substanz in Böden dienen gleichzeitig auch dem Erhalt der Kohlenstoff-Speicher in Böden und damit dem Klimaschutz. Insofern verstärkt der Klimaschutz die Notwendigkeit, diese Schutzziele vorsorgebasiert und effektiver als bisher in der Praxis zu implementieren.

Organische Substanz erfüllt neben der Speicherung von Kohlenstoff weitere wichtige Funktionen. Sie beeinflusst unter anderem Wasserhaltekapazität, Luftaustausch, Nährstoffversorgung der Pflanzen, Bodenstruktur und Bodenbiodiversität. Der Erhalt des standorttypischen Humusgehaltes ist zum Beispiel auch in dieser Hinsicht eine wichtige Anforderung der guten fachlichen Praxis der Bodenbewirtschaftung gemäß § 17 BBodSchG. Flächendeckende Daten zum Gehalt organischer Substanz in den Böden Deutschlands liegen vor (s. Abschn. 6.2.6). Die Verluste an organischer Substanz in den Böden Deutschlands lassen sich nicht eindeutig quantifizieren, da das vorhandene Datenmaterial keine Zeitreihenauswertung zulässt. Deutlich nachweisbar ist jedoch der Einfluss der Bodennutzung (s. Abb. 6-8).

Angepassten Anbauverfahren zur Bodenschonung und Wassereinsparung wird eine breite Wirksamkeit zugeschrieben. Dazu gehören Mulchverfahren (KRETSCHMANN und BEHM 2003) und die pfluglose Bodenbearbeitung. Durch bodenschonende Verfahren wird nicht nur der Wasserverbrauch durch Verdunstung verringert, sondern auch die Freisetzung von Kohlenstoff minimiert und die Erosionsgefahr gesenkt. Die Senkenfunktion von Grünland lässt sich verbessern, indem die Häufigkeit der Bodenbearbeitung verringert oder diese ganz eingestellt wird (BMVEL 2005). Nach Berechnung von NEUFELDT (2005) für Ackerland in Baden-Württemberg könnten beispielsweise durch die Umstellung von 40 % der Ackerfläche auf konservierende Bodenbearbeitung (pfluglose Bodenbearbeitung) circa 5 bis 14 % der

landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen reduziert werden. Gleichzeitig wird die Bodenbiodiversität bewahrt.

Die Einsatzmenge von Dünger sollte sich auch in der Praxis, wie von der DüV gefordert, am tatsächlichen Bedarf orientieren und weniger an der Notwendigkeit, die anfallenden Mengen an Wirtschaftsdünger zu entsorgen. Andererseits führt der Einsatz von kompostierten Ernterückständen und Wirtschaftsdüngern zu einer Reduzierung der Verwendung synthetischer Stickstoffdünger, die mit Hilfe fossiler Brennstoffe hergestellt werden (FLIEßBACH et al. 2006). Eine Reduzierung der stickstoffhaltigen Klimagase aus der landwirtschaftlichen Nutzung von Böden lässt sich durch eine optimierte Anwendung von Wirtschaftsdüngern und mineralischen Düngemitteln sowie durch Ausweitung des ökologischen Landbaus erreichen. Bislang fehlen jedoch Langzeitstudien zur Wirksamkeit pflugloser Bodenbearbeitung in Bezug auf Entstehung von N_2O und die Unterstützung der Bodenfunktion als Senke oder Speicher in Abhängigkeit von Bodenart und Fruchtfolge.

Die Anbaumethoden der ökologischen Landwirtschaft erhöhen die Bodenfruchtbarkeit und den Humusgehalt des Bodens: Gegenüber dem konventionellen und integrierten Landbau wird im Öko-Landbau in Abhängigkeit vom Standort zum Teil deutlich mehr Kohlenstoff im Boden angereichert. Gleichzeitig können sich humusreichere Böden leichter an veränderte Klimabedingungen anpassen, da mehr und länger Wasser gespeichert werden kann. Diese Eigenschaft ist ebenfalls bei Starkregenereignissen und im Hochwasserschutz von Bedeutung (FLIEßBACH et al. 2006). Das Ziel eines 20 %-Anteils des ökologischen Landbaus an der landwirtschaftlich genutzten Gesamtfläche (Bundesregierung 2002) bis 2010 ist daher auch aus Klimaschutz- und Klimaanpassungsgesichtspunkten von hoher Bedeutung.

Ein generelles Verbot, Dauergrünland umzubrechen, erscheint aus Klimaschutzgründen angemessen. Kurzfristig könnte dies durch eine Verschärfung der Landesverordnungen auf Grundlage des Direktzahlungen-Verpflichtungsgesetzes (§ 5 Abs. 3 Nr. 1) geschehen. Auf europäischer Ebene wäre ebenfalls in kurzer Zeit eine Änderung der Durchführungs-Verordnung (EG) Nr. 794/2004 möglich, mittelfristig sollte ein grundsätzliches Umbruchverbot in die Verordnung (EG) Nr 1782/2003 über Direktzahlungen (DirektzahlVerpflV) aufgenommen werden. Ein Umbruchverbot für Dauergrünland ist auch im Rahmen der Novellierung des BNatSchG erreichbar (vgl. Tz. 454, 992, 999; SRU 2007, Tz. 73).

3.7.3.3 Forstwirtschaft

231. Biodiversitäts- und bodenschonende Bewirtschaftungsformen schützen die Funktion der Wälder als Kohlenstoffspeicher (vgl. Tz. 224; METZGER und SCHRÖTER 2006). Auch durch naturnahe Verjüngung und gemischte Bestände wird

die Belastung der Atmosphäre mit Treibhausgasen reduziert, während durch eine Auflichtung und nachfolgende Unterbauung über einen Zeitraum von 15 Jahren mit erhöhten Lachgas-Emissionen zu rechnen ist (FRITZ 2006, S. 203). Ein Kahlschlag erhöht das Treibhausgaspotenzial des betreffenden Waldökosystems gravierend, denn zum einen wird verstärkt Lachgas aus dem Boden freigesetzt (z. B. fünf bis zehnmal erhöht), zum anderen verbleibt simultan mehr Methan in der Atmosphäre (FRITZ 2006, S. 203). Im Unterschied dazu führt ein Femelschlag (schlagweise Verjüngung) nur zu einer 1,6-fachen Erhöhung der Lachgas-Emissionen (FRITZ 2006, S. 203). Eine Stickstoffdüngung, um eine vermehrte Kohlenstoffaufnahme zu fördern, ist sowohl aus forstlicher Sicht umstritten (MAGNANI et al. 2007; HYVÖNEN et al. 2007), als auch aus Gründen des Arten-, Biotop- und Gewässerschutzes abzulehnen (vgl. Tz. 246 f., 335 f., 351).

Zu den Maßnahmen, die eine langfristige Erhöhung des Kohlenstoffspeichers ermöglichen, zählen (HÖLTERMANN 2006):

- die Erhöhung der mittleren Bestandesvorräte,
- der Verzicht auf THG freisetzende Produktionsmethoden,
- die Erhöhung des Totholzanteils,
- die Verlängerung der Rotationsperiode und
- die Regeneration bzw. Wiederbewaldung von degradierten Flächen.

Zusätzliche Stressoren wie Stoffeinträge, Bodenverdichtung sowie Störungen empfindlicher Waldökosysteme sollten reduziert werden, zum Beispiel durch eine verringerte Befahrung (ZEBISCH et al. 2005). Diese Forderungen stehen in einem Spannungsverhältnis zu der gegenwärtigen Strategie einer „Mobilisierung“ der Holzressourcen (Tz. 363, 368).

3.7.4 Zielkonflikte und Synergieeffekte zwischen Natur- und Klimaschutz

232. Fraglos kommt der Nutzung erneuerbarer Energieträger eine zentrale Rolle bei der Verminderung von Treibhausgasemissionen zu. Allerdings birgt die verstärkte Nutzung erneuerbarer Energien auch ein erhebliches Konfliktpotenzial in Bezug auf einen umfassenden Naturschutz. Dies gilt insbesondere für die Bereiche, die in den letzten Jahren rasant wuchsen (Windenergienutzung an Land) oder für die zukünftig ein substanzieller Ausbau erwartet wird – wie für Windenergienutzung auf See, Biomassenutzung und ihre Wirkungen auf Boden, Wasser, Biodiversität und Landschaftsbild (SRU 2007; DOYLE et al. 2007; SRU 2003). Ohne auf dieses Konfliktpotenzial näher einzugehen, lässt sich festhalten, dass es – auch angesichts der oben dargestellten Wechselbeziehungen zwischen Klima und Biodiversität – keine

„einfache“ Lösung im Sinne einer allgemein gültigen Vorrangregel entweder für Klima- oder für Biodiversitätsschutz gibt. Vielmehr gilt es, die Konflikte soweit wie möglich durch die Wahl geeigneter Verfahren und konfliktarmer Standorte zu vermeiden oder zu mindern (DRL 2006).

Dennoch können wichtige Synergieeffekte zwischen Natur- und Klimaschutz erzielt werden (vgl. Tz. 229). Ein Beispiel ist die energetische Nutzung des Mahdguts von Naturschutzflächen. Dies könnte, neben der Vermeidung von CO_2-Emissionen aus fossilen Energieträgern, den Erhalt solcher Flächen attraktiver machen (GRAß et al. 2007; PROCHNOW et al. 2007; vgl. SRU 2007, Tab. 2-1, Tz. 31, 62). Auch die Wiedervernässung degradierter Niedermoorböden mit gegebenenfalls standortangepasster Bewirtschaftung unterstützt die Bildung biologischer Senken für Kohlenstoff (Schilf-, Seggengewinnung, Erlennutzung; JOOSTEN und AUGUSTIN 2006; SCHÄFER 2005). Durch „klimafreundliche“ Landnutzungen können gezielt eine hohe Kohlenstofffixierung angestrebt, Lachgas- und Methan-Emissionen reduziert und so Beiträge zur Verminderung der Treibhausgasemissionen geleistet werden. Letztlich ist eine nachhaltige naturverträgliche Landnutzung die entscheidende Brücke zwischen der Klimarahmenkonvention und dem Übereinkommen über biologische Vielfalt (SCHULZE et al. 2007).

3.7.5 Instrumente zur Umsetzung

233. Bislang haben erst die Bundesländer Brandenburg, Baden-Württemberg, Bayern, Hessen, Mecklenburg-Vorpommern, Nordrhein-Westfalen, Schleswig-Holstein, Thüringen und Sachsen regionale Szenarien erstellt, um auf den Klimawandel reagieren zu können (GERSTENGARBE et al. 2003; STOCK 2005; Bayerischer Klimaforschungsverbund 1999; BEIERKUHNLEIN und FOKEN 2008; STREITFERT et al. 2005; Geschäftsbereich des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft 2005; GERSTENGARBE et al. 2004; Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie 2004; TMNLU 2000; Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz 2007; AUGST et. al. 2007; OTT et al. 2008). Oft bleiben diese Untersuchungen in Bezug auf die Auswirkungen auf die Biodiversität und den Naturschutz im Ungenauen.

Im Interesse einer breit angelegten Klimastrategie, die die natürlichen Lebensgrundlagen einbezieht und den Umgang mit Sommerhitze, Winterregen oder Hochwasserereignissen verbessert, sollten die Erfordernisse des Klimaschutzes und der Anpassung an den Klimawandel auch in der Landschaftsplanung verankert werden (s. a. HEILAND et al. 2008). Die Darstellung der für den Luftaustausch und die Kaltluftentstehung bedeutsamen Flächen anhand allgemeiner klimatologischer Grundregeln sowie die Darstellung von Landnutzungsrestriktionen für Ökosysteme mit

hohem THG-Emissionspotenzial werden in der Planung an Bedeutung gewinnen. Die Darstellung von Anpassungsmaßnahmen und ihre Verbindung mit anderen multifunktionalen Maßnahmen in der Landschaft sowie Vorschläge für die Steigerung der THG-Senkenfunktion sollten ebenfalls zu den Standardinhalten der Landschaftsplanung zählen (vgl. Tz. 443). Die diesbezüglichen Maßnahmen und Erfordernisse der Landschaftsplanung können durch die übrigen Instrumente des Naturschutzrechtes, durch die Raum- und Bauleitplanung sowie durch Instrumente anderer Fachplanungen, insbesondere der wasserwirtschaftlichen Planung, umgesetzt werden.

Raumplanung und Bauleitplanung sind sowohl für den Klimaschutz als auch für die Anpassung an Klimafolgen von Bedeutung (FLEISCHHAUER und BORNEFELD 2006). Allerdings arbeiten Raumordnungs- und Flächennutzungspläne in der Regel mit einem Zeithorizont von 10 bis 15 Jahren, während sich die Modellrechnungen des Klimawandels auf den Zeithorizont zwischen 2050 und 2100 beziehen. Raumplanung und Bauleitplanung sind jedoch der Nachhaltigkeit verpflichtet und müssen deshalb einen weiteren Zeithorizont bei der Planung in den Blick nehmen.

Die Wasserrahmenrichtlinie bietet einen geeigneten Rahmen, um die Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt und Flusseinzugsgebiete in der Bewirtschaftungs- und Maßnahmenplanung zu berücksichtigen (EEA 2007b; vgl. Tz. 542, 554). Dieser Rahmen sollte unbedingt ausgeschöpft werden.

3.7.6 Fazit

234. Um die Auswirkungen des Klimawandels abzuschwächen, ist es wichtig, Einflussmöglichkeiten auf alle Systemkomponenten zu mobilisieren. Klimaprobleme sind im Zusammenhang mit den Gesamtökosystemen und damit auch den anthropogenen Landnutzungsänderungen zu betrachten. Die nicht-technische Seite der Minderung und Anpassung ist bislang in der Klimapolitik unterrepräsentiert. Die Integration der Ziele der nationalen Biodiversitätsstrategie stellt hier ein wichtiges Handlungsfeld für die nationale Klimaschutzstrategie dar. Eine naturschutzkonforme Landnutzung senkt die Empfindlichkeit der Landnutzungen gegen den Klimawandel und verringert zugleich die Treibhausgasemissionen. Sie kann und sollte die Landschaften auch für die klimabedingte Migration der Arten durchlässig machen. Maßnahmen, die den Kohlenstoffvorrat im Boden steigern, tragen nicht nur zur Kohlenstoffspeicherung und zum Erhalt der Biodiversität bei, sie verbessern auch den Wasserhaushalt und die Nährstoffzyklen terrestrischer Ökosysteme. Eine Belebung der Naturräume fördert somit gleichermaßen den Klimaschutz, die Anpassung an den Klimawandel und die Ziele des Naturschutzes. Anpassungsmaßnahmen sollten an diesen Synergiepotenzialen von Klima- und Naturschutz ausgerichtet werden.

Ein gezieltes Landmanagement zur Stärkung der Aufnahmefähigkeit für Treibhausgase ist dringend erforderlich und sollte dreierlei anstreben:

- die heutigen Kohlenstoffspeicher bzw. -senken (Wälder, Grünland, wachsende Moore, Böden) erhalten und stärken,
- angepasste landwirtschaftliche Bewirtschaftungsformen entwickeln und fördern, um Treibhausgasemissionen von Ackerböden zu reduzieren oder diese in Senken umzuwandeln,
- insbesondere müssen Feucht- und Moorgebiete, kohlenstoffreiche Böden und alte Wälder strikt geschützt werden, da ihre Zerstörung sehr große Kohlenstoffmengen freisetzt.

In der nationalen Klimaschutzstrategie und der Deutschen Anpassungsstrategie sollten in Abstimmung zwischen den Fachressorts sowie zwischen Bund, Ländern und Kommunen gemeinsame Lösungen gesucht und Synergieeffekte einer *integrierten* Strategie für Klima- und Biodiversitätsschutz genutzt werden.

In den wissenschaftlichen Klimaszenarien für Deutschland werden die Folgen von Landnutzungsänderungen bislang nicht berücksichtigt. Dies gilt es in Zukunft dringend zu berücksichtigen, um die Prognosefähigkeit der Modelle zu erhöhen.

3.8 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

235. Der 4. Sachstandsbericht des IPCC hat neue alarmierende Erkenntnisse gebracht, die sehr viel beunruhigender sind als die bisherigen. Die Zielvorgaben gehen demgemäß weiter als bisher. Mehrfach wird ein globales Treibhausgas-Reduktionsziel von 50 bis 85 % bis 2050 (gegenüber 2000) genannt. Für die Industrieländer wird eine Emissionsminderung gegenüber 1990 von minus 25 bis 40 % bis 2020 genannt und bis 2050 sogar eine Minderung der Treibhausgase um 80 bis 95 % als nötig erachtet. Der Aktionsplan von Bali (Dezember 2007) sieht zwar noch keine quantitativen Ziele vor, weist aber indirekt auf diese Ziele hin, die über die bisherige Diskussion hinausgehen. Der SRU empfiehlt, diese weitergehenden Ziele und ihre Begründung in den weiteren Zielbildungsprozess einzubeziehen. Dies ist auch deshalb vertretbar, weil diesen weitergehenden Zielen eine neue Innovations- und Wachstumsdynamik bei klimarelevanten Technologien gegenübersteht, die die Handlungsspielräume erweitert hat. Nicht nur die Erfordernisse, sondern auch die Handlungspotenziale der Klimapolitik haben sich dynamisch verändert.

Der Ansatz Deutschlands und der EU im Klimaschutz voranzuschreiten um andere Länder nachzuziehen, ist richtig und hat sich auch wirtschaftlich als erfolgreich erwiesen. Für die Glaubwürdigkeit dieser Politik entscheidend ist aber, dass die festgelegten Ziele auch erreicht werden. Die am 5. Dezember 2007 vom Kabinett

beschlossenen Maßnahmen zum Klimaprogramm sind grundsätzlich zu begrüßen. In Teilbereichen wie der Stromeinsparung oder der weiteren steuerlichen Förderung verbrauchsintensiver Dienstwagen wurden jedoch sachlich nicht gerechtfertigte Einschränkungen vorgenommen. Angesichts der wirtschaftlichen Bedeutung klimafreundlicher Technologien wie auch im Hinblick auf die deutsche Vorreiterrolle in der Klimapolitik sollten strukturkonservative Hemmnisse, wie sie hier offenbar wirksam wurden, rasch überwunden werden.

Die rasche Begrenzung und Reduktion der Treibhausgasemissionen durch verbindliche und langfristig vorhersehbare Regulierungen muss das unabdingbare Ziel der Klimapolitik sein und bleiben. Eine entsprechende Instrumentierung kann – bei richtiger Umsetzung – die Anpassungskosten gering gehalten. Die bisherigen Erfahrungen mit dem Emissionshandel legen es nahe, zu einem alle Sektoren umfassenden Ansatz und einer vollständigen Versteigerung überzugehen.

236. Der Steigerung der Energieeffizienz kommt eine besondere Bedeutung zu. Im Hinblick auf die hohe Profitabilität entsprechender Maßnahmen und angesichts der hohen Bedeutung der Energiepreise wie auch des Innovationswettbewerbs in diesem Bereich hält der SRU noch anspruchsvollere Maßnahmen für möglich und – im Hinblick auf das Tempo des Klimawandels – für sinnvoll. Grundsätzlich sollten bei der Umsetzung anspruchsvolle, kalkulierbare Zielvorgaben mit einer monetären Tendenzsteuerung verfolgt werden, die durch eine Detailsteuerung (z. B. dynamische Verbrauchsstandards) ergänzt wird. Letztere kann zusätzliche spezifische Innovationspotenziale mobilisieren und zur Überwindung spezifischer Innovations- und Anpassungshemmnisse beitragen. Schwerpunktbereiche der Effizienzstrategie sind Gebäude, energieverbrauchende Geräte und Verkehr. Hier sind hohe ungenutzte wirtschaftliche Potenziale vorhanden.

Im Bereich der Wohnimmobilien sollte im Sinne der Klimapolitik der EU über die jetzige Planung hinaus bis 2015 der Passivhausstandard für Neubauten anvisiert werden. Allerdings scheitert die Realisierung der baulichen und nutzungsbezogenen Energieeinsparungen häufig an unangepassten Rahmenbedingungen. Die Wohnungsmarktregulierung bietet bisher keine hinreichenden Investitionsanreize. Die deshalb berechtigten Förderprogramme sollten der Effizienz des Fördermitteleinsatzes und der tatsächlichen Energieeinsparungen ausreichend Rechnung tragen.

Bei den energieverbrauchenden Geräten spielt in der Diskussion die Orientierung am marktbesten „Top Runner“ eine wichtige Rolle. Die Dynamisierung dieser Standards hat Innovationen gefördert, die die technischen Potenziale der Energieeinsparung weiter erhöht haben. Die europäische Ökodesign-Richtlinie für energieverbrauchende Produkte, die diesen Ansatz um ökologische Kriterien erweitert, sollte schneller und zunächst mit dem Fokus auf Energieeffizienz umgesetzt werden.

Die Selbstverpflichtung der europäischen Automobilindustrie zur Begrenzung des CO_2-Verbrauches von PKW ist gescheitert. Der SRU empfiehlt als Alternative einen einheitlichen Grenzwert für alle PKW, der aber durch die Möglichkeit der herstellerinternen Kompensation und des Handels zwischen den Herstellern flexibilisiert wird. Der Zielwert sollte über 2012 hinaus weiter deutlich reduziert werden. Die vom Europäischen Parlament vorgeschlagenen 95 g CO_2/km für 2020 kann dabei als Obergrenze einer anzuvisierenden Spannbreite von 80 bis 95 g gesehen werden. Dieser Standard sollte durch ökonomische Instrumente flankiert werden, die das Kaufverhalten in Bezug auf PKW und die Fahrleistungen beeinflussen. Der Vorschlag der Europäischen Kommission fällt hinter das selbst gesetzte politische Ziel von 130 g bis 2012 und die Anforderungen an eine effiziente Lösung zurück. Die von ihr vorgeschlagene gewichtsabhängige Grenzwertkurve mit Strafzahlungen und Flexibilisierung macht Konzessionen an die Forderungen der deutschen Automobilindustrie, die weder den technischen Potenzialen noch den Erfordernissen des Klimaschutzes gerecht wird.

237. Die Abscheidung und Lagerung von CO_2 (CCS) ist grundsätzlich technisch realisierbar, steht aber noch vor einer Reihe ungelöster technischer und wirtschaftlicher Probleme. Die Investitionskosten eines Kraftwerkes mit CCS sind bis zu doppelt so hoch wie ohne. Noch einmal wesentlich höher sind die Zusatzkosten für die Nachrüstung (Retrofit) eines bestehenden Kraftwerkes. Ob und wann CCS Marktreife erlangt und im Hinblick auf die Lagerung auf hinreichende Akzeptanz stößt, ist – auch angesichts neuerlicher Probleme bei Anlagen in Norwegen und den USA – noch völlig offen. Letztlich entscheidet der europäische Emissionshandel, ob CCS im deutschen Energiemix je einen Beitrag zur Emissionsreduktion leisten wird. Erfüllt die Technologie die in sie gesetzten Erwartungen nicht oder/und erweisen sich Nachrüstungen von Kraftwerken als nicht rentabel, dürfen die Klimaschutzziele keinesfalls in Frage gestellt werden. Setzen die Energieversorger auf CCS, müssen sie auch die betriebswirtschaftlichen Risiken tragen. Entscheidend ist das glaubwürdige Beharren der Politik auf der Einhaltung des Emissionsbudgets, damit aus dem betriebswirtschaftlichen kein gesamtgesellschaftliches (Klima-)Risiko wird. Um Fehlinvestitionen zu vermeiden, muss die Privilegierung der Kohleverstromung im Emissionshandel (bis 2012) rechtzeitig und eindeutig aufgehoben werden. Sie widerspricht nicht nur der Effizienzlogik dieses Instruments und der Glaubwürdigkeit der deutschen Politik, sie wird sich auch im Zeichen des anhaltenden Klimawandels kaum längerfristig aufrechterhalten lassen. Die weitere Erforschung der CCS-Technologie erachtet der SRU allerdings als sinnvoll.

238. Der Europäische Emissionshandel wurde – innerhalb des bestehenden Rahmens – in der zweiten Handelsperiode deutlich verbessert. Und mit der vorgeschlagenen Novelle der europäischen Richtlinie sind mit dem einheitlichen,

langfristig berechenbaren Emissionsbudget und der vollständigen Auktionierung sowie den weiteren angestrebten Vereinfachungen einige mehr als begrüßenswerte Verbesserungsvorschläge für die Rahmensetzung gemacht worden. Bei der Übergangsregelung für die Industrie ist eine Harmonisierung zwar besser als einzelstaatliche Regeln, aber hier ist die zusätzliche Komplexität, die in das System gebracht wird, gegenüber dem vermeintlichen Nutzen abzuwägen. Das gleiche gilt für die vorgesehenen Ausnahmeregelungen für vermeintlich von Abwanderung betroffene Industrien, die entsprechend restriktiv gehandhabt werden sollten.

Langfristig sollte der Emissionshandel jedoch auf der ersten Handelsstufe ansetzen. Einige Aspekte der Umsetzung, wie die Behandlung des nichtenergetischen Verbrauchs, bedürfen noch näherer Prüfung. Aber diese Variante des Emissionshandels ist vermutlich nicht komplizierter als das jetzige System. Eine dem Klimaproblem angemessene Obergrenze (Cap) ist in beiden Fällen erforderlich. Der entscheidende Vorteil eines Emissionshandels auf der ersten Handelsstufe bestünde darin, dass die energiebedingten Emissionen aller Sektoren erfasst würden. Zusätzliche Maßnahmen zur Mobilisierung spezieller Innovationspotenziale – von dynamischen Höchstverbrauchsstandards bis zur Produktkennzeichnung – sind in einem solchen System weiterhin möglich und sinnvoll, sofern sie nicht signifikante Kostenverzerrungen im System verursachen.

239. Dem Natur- und Landschaftsschutz kommt eine wichtige Funktion sowohl für den Klimaschutz als auch für die Anpassung an den Klimawandel zu. Diese nicht-technische Seite von Klimaschutz und Anpassung kommt in der Klimapolitik bislang viel zu kurz. Eine naturschutzkonforme Landnutzung senkt die Empfindlichkeit (Vulnerabilität) der Landnutzungen und verringert zugleich die Treibhausgasemissionen. Sie sollte die Landschaften auch für die klimabedingte Migration der Arten durchlässig machen. Maßnahmen, die den Kohlenstoffvorrat im Boden steigern, können nicht nur zur Kohlenstoffspeicherung und zum Erhalt der Biodiversität beitragen, sie verbessern auch den Wasserhaushalt und die Nährstoffzyklen terrestrischer Ökosysteme. Eine Vitalisierung der Naturräume fördert somit gleichermaßen den Klimaschutz, die Anpassung an den Klimawandel und die Ziele des Naturschutzes. Ein gezieltes Landmanagement zur Stärkung der Aufnahmefähigkeit für Treibhausgase sollte dreierlei anstreben:

- die heutigen Kohlenstoffsenken (Wälder, Grünland, wachsende Moore, Böden) erhalten und stärken,
- angepasste landwirtschaftliche Bewirtschaftungsformen entwickeln und fördern, um die Emissionen von Ackerböden zu reduzieren oder diese in Senken umzuwandeln,
- die großen Kohlenstoffspeicher Feucht- und Moorgebiete, Böden und alte Wälder strikt schützen, da ein Verlust von Kohlenstoff sehr viel schneller erfolgt als dessen

Fixierung. Die genannten Optionen zur Stärkung der Aufnahmefähigkeit für Treibhausgase sollten unter optimaler Ausnutzung der Synergien mit Naturschutzzielen (s. SRU 2002b) verfolgt werden.

4 Luftreinhaltung

Botschaften

Trotz der Erfolge, die in Deutschland in der Luftreinhaltung erzielt worden sind, besteht weiterhin zusätzlicher Handlungsbedarf. Denn insbesondere die Belastung durch Feinstaub, Stickstoffdioxid und Ozon überschreitet in vielen Gebieten noch erheblich die Immissionsgrenzwerte zum Schutz der Gesundheit und die Aufnahmekapazitäten von Ökosystemen. Nur durch das Zusammenwirken anspruchsvoller Maßnahmen auf europäischer, nationaler und Bundesländer- bzw. kommunaler Ebene kann es gelingen, die Immissionsbelastungen weiter deutlich zu senken.

Zunächst müssen auf europäischer Ebene Ziele gesetzt werden, die den bestehenden Erfordernissen zum Schutz der Umwelt und der Gesundheit entsprechen. Dies ist leider in der thematischen Strategie zur Luftreinhaltung und bei der Überarbeitung der Luftqualitätsrahmenrichtlinie nur partiell gelungen. Dennoch sollten die Reduktionsziele der thematischen Strategie für 2020 in die novellierte Richtlinie über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe (NEC-Richtlinie) übernommen werden. Der in der neuen Luftqualitätsrichtlinie festgelegte Immissionsgrenzwert für Feinstaub ($PM_{2,5}$) muss langfristig verschärft und die Massengrenzwerte für Feinstäube müssen durch einen Partikelanzahlgrenzwert ergänzt oder sogar ersetzt werden.

Die Ziele der europäischen Luftreinhaltepolitik werden nur ungenügend mit wirksamen Maßnahmen auf europäischer Ebene verknüpft. Um die notwendigen Emissionsminderungen zu erreichen, müssen die neuen Feinstaub- und Stickstoffoxid-Abgasgrenzwerte für LKW (Euro VI) so bald wie möglich verabschiedet werden. Außerdem sollten in der EU anspruchsvolle Emissionsstandards für Schiffe, emissionsmindernde Maßnahmen in der Landwirtschaft (z. B. Stickstoffüberschussabgabe) und weitere Emissionsminderungen bei stationären Quellen (u. a. EU-weite Emissionsbegrenzungen für mittlere Feuerungsanlagen) angestrebt werden. Zudem muss die Durchsetzung der Anforderungen der Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU-Richtlinie) bei den Altanlagen verbessert werden. Der entsprechende Aktionsplan der Europäischen Kommission sollte nachdrücklich unterstützt werden. Bei weiteren Verstößen gegen die Anforderungen der IVU-Richtlinie sollten konsequent Vertragsverletzungsverfahren angestrengt werden. Bei der Revision der IVU-Richtlinie sollte aus dem Informationsaustausch zu den Besten Verfügbaren Techniken (BVT) kein Gesetzgebungsverfahren gemacht werden. Die EU-weite Festlegung von Mindestanforderungen für Industrieanlagen – die grundsätzlich zu begrüßen ist – sollte in einem angemessenen europäischen Rechtsetzungsverfahren erfolgen.

In Deutschland müssen vor allem Maßnahmen ergriffen werden, um die Emissionen

aus dem Verkehr, aus der Landwirtschaft sowie aus Verbrennungsanlagen weiter zu mindern. Dazu gehören die Förderung der Nachrüstung von PKW und LKW mit wirkungsvollen Partikelfiltern sowie die Festlegung anspruchsvoller Standards für Feuerungsanlagen. Die aktuellen Vorschläge der Bundesregierung zur Minderung der Emissionen aus Verbrennungsanlagen und aus kleinen Feuerungsanlagen sind unzureichend, da sie technisch mögliche Minderungspotenziale nicht ausschöpfen. Im Bereich der landwirtschaftlichen Anlagen ist eher eine Abschwächung von immissionsschutzrechtlichen Anforderungen zu beobachten.

Die mit dem bislang verfügbaren und vorgesehenen Instrumentarium erreichbaren Verringerungen der allgemeinen Hintergrundbelastung mit Feinstaub und Stickstoffoxiden werden nicht zu adäquaten Minderungen der Immissionsüberschreitungen in den Ballungszentren führen. Der Hauptverursacher für die Belastungen mit Stickstoffdioxid und Feinstaub in den städtischen Ballungsgebieten ist nach wie vor der Straßenverkehr. Da einzelne Minderungsmaßnahmen in diesem Sektor nur zu geringfügigen Entlastungen führen, ist hier ein Bündel koordinierter Maßnahmen notwendig. Dies erfordert sowohl eine anspruchsvolle Luftreinhaltung auf örtlicher Ebene als auch eine konsequente Politik der Emissionsreduktion an den Quellen.

4.1 Einleitung

240. Nach wie vor belasten zu hohe Konzentrationen an Feinstaub und Stickstoffoxiden (NO_x) vor allem in Ballungsgebieten Deutschlands und Europas die menschliche Gesundheit. Auch das bodennahe Ozon, das aus den Vorläuferstoffen NO_x und NMVOC (flüchtige Kohlenwasserstoffe ohne Methan) gebildet wird, erreicht vielfach Konzentrationen, die die Gesundheit des Menschen beeinträchtigen und Ökosysteme schädigen. Gleichzeitig führen immer noch zu hohe Einträge von Schwefeldioxid (SO_2), NO_x und Ammoniak (NH_3) über den Luftpfad zur Versauerung und Eutrophierung vieler Ökosysteme in Deutschland und in Europa. Die weitere Minderung der Emissionen dieser Luftschadstoffe ist daher auch im Berichtszeitraum ein prioritäres Handlungsfeld der Luftreinhaltung geblieben. Der sekundäre Luftschadstoff Ozon ist darüber hinaus wie die Gase Kohlendioxid, Distickstoffoxid (Lachgas) oder Methan ein Klimagas. Die Problematik der Klimagase wird im Kapitel 3 behandelt.

241. Bereits im Umweltgutachten 2004 hatte der SRU festgestellt, dass weitere Maßnahmen zur Minderung von Luftschadstoffen notwendig seien. Dazu sollten die bisher geltenden Grenzwerte für Feinstaub und NO_x bzw. NO_2 weiter gesenkt werden. Sehr viel mehr als bisher sollten neben den Emissionen aus Industrieanlagen auch die Emissionen aus dem Verkehr sowie aus der Landwirtschaft mit einbezogen werden

(SRU 2004, Tz. 615). Darüber hinaus müsse berücksichtigt werden, dass der Beitrag traditioneller Großemittenten zurückgehe und bisher vernachlässigte andere Quellen wie der Schiffsverkehr (für Feinstaub, SO_2 und NO_x) oder kleine Feuerungsanlagen (für Feinstaub) wichtiger werden.

Inzwischen mussten in Deutschland, aufgrund der Vielzahl an Überschreitungen der Feinstaub- und NO_2-Grenzwerte, von den betroffenen Städten und Gemeinden neue Luftreinhaltepläne aufgestellt werden. Mithilfe verschiedener Maßnahmen, die sich vor allem auf den Straßenverkehr beziehen (Fahrverbote, Umweltzonen etc.), sollen die Schadstoffbelastungen in den Ballungsgebieten reduziert werden. Die Bundesregierung überprüft im Rahmen eines nationalen Programms zur Minderung von NO_x, SO_2, NH_3 und NMVOC, ob weitere Maßnahmen, insbesondere bei den stationären Anlagen, möglich sind. Gleichzeitig wird auf der EU-Ebene seit September 2005 eine neue thematische Strategie zur Luftreinhaltung diskutiert. Die wichtigsten Elemente dieser Strategie sind die Revision der Luftqualitätsrahmenrichtlinie und der Richtlinie zur Vermeidung und Verminderung von Umweltverschmutzung (IVU-Richtlinie) sowie die Überarbeitung der Richtlinie über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe (NEC-Richtlinie), bei der die Herabsetzung der Höchstmengen für NO_x, SO_2, NH_3 und NMVOC und eine mögliche Aufnahme von Feinstaub diskutiert werden.

Prognosen zur zukünftigen Entwicklung der Luftschadstoffemissionen zeigen jedoch, dass weder die in Deutschland noch in der EU geplanten Maßnahmen ausreichen werden, um spätestens 2010 die dann geltenden Luftqualitätsgrenzwerte und Emissionshöchstmengen einzuhalten. Dabei ist die Einhaltung dieser Werte nur ein Zwischenschritt auf dem Weg zum Ziel des sechsten Umweltaktionsprogramms, nämlich eine Luftqualität zu erreichen, die zu keinen signifikanten schädlichen Auswirkungen für Mensch und Umwelt mehr führt.

Immerhin ermöglichen die in Immissionsgrenzwerten und Emissionshöchstmengen konkret festgelegten Ziele der EU-Luftreinhaltung eine klare Benennung des Ausmaßes der Zielverfehlung. So kann der notwendige Druck entstehen, weitere Maßnahmen zur Luftreinhaltung zu ergreifen. Allerdings überrascht es, dass gerade in der Luftreinhaltepolitik, die sich auf umfangreiche Analysen zu Emissionsquellen sowie zu Kosten und Nutzen vielfältiger Minderungsmaßnahmen stützt und darüber hinaus bereits über zahlreiche Emissionsgrenzwerte zur Minderung der Luftschadstoffe verfügt, die Zielverfehlung so groß ist. Offensichtlich reichen die Regulierungen, die sich einerseits überwiegend auf technische und weniger auf strukturelle Minderungsmaßnahmen beziehen und andererseits nicht alle relevanten Emissionsquellen umfassen oder nur ungenügend regulieren, nicht aus, um die oben genannten Ziele zu erreichen. Zudem werden vielfach Umsetzungsschwierigkeiten bei

den Emissionsgrenzwerten und vollzugspraktische Probleme bei der Planung von Maßnahmen zur Einhaltung der lokalen Immissionsgrenzwerte beklagt.

Bevor in diesem Kapitel die wesentlichen Ursachen für die Zielverfehlung in der deutschen und europäischen Luftreinhaltepolitik beschrieben und Lösungsvorschläge genannt werden, sollen zunächst die aktuellen Belastungen durch Feinstaub, NO_x, SO_2, NH_3 und Ozon dargestellt sowie die Wirkungen und Emissionsquellen dieser Luftschadstoffe zusammengefasst werden.

4.2 Aktuelle Belastungslage in Deutschland und in Europa

Luftverunreinigungen durch Feinstaub und NO_2

242. Die Luftbelastung mit Feinstaub (PM_{10}) ist vor allem in den Ballungsgebieten Deutschlands noch so hoch, dass dort regelmäßig der seit 2005 zum Schutz der menschlichen Gesundheit geltende Grenzwert für PM_{10} überschritten wird. Im Jahr 2007 lagen an 34 der 415 deutschen Messstationen (bezogen auf die Stationsklasse waren es 18 % der verkehrsnahen Stationen) die Feinstaubkonzentrationen an mehr als den zulässigen 35 Tagen über dem Tagesgrenzwert von 50 $\mu g/m^3$ (s. Tab. 4-1). Dagegen wurde der Jahresgrenzwert von 40 $\mu g/m^3$ nur an einer Messstation überschritten. Die Überschreitungen traten in erster Linie an städtischen verkehrsnahen Messstationen auf. Im Vergleich zu den beiden Vorjahren sind im Jahr 2007 zwar deutliche Rückgänge der Anzahl der Überschreitungen zu verzeichnen, diese stehen aber mit den besonderen meteorologischen Bedingungen des Jahres in Zusammenhang. Das Jahr 2007 war auffällig warm. Es fiel überdurchschnittlich viel Niederschlag und es traten im Winter kaum austauscharme Hochdruckwetterlagen auf (UBA 2008). Im Vergleich der Jahre 2000 bis 2007 kommt das Umweltbundesamt (UBA) unter Berücksichtigung der meteorologischen Bedingungen zu dem Ergebnis, dass kein eindeutiger Trend in der Entwicklung der Belastungslage zu erkennen ist.

Tabelle 4-1

Anzahl von Messstationen in Deutschland an denen die Grenzwerte für Feinstaub (PM_{10}) überschritten wurden (2005 bis 2007)

	2005	**2006**	**2007**[1)]
Anzahl der Messstationen insgesamt	**403**	**416**	**415**
Tagesmittelwert[2)] 50 $\mu g/m^3$	60	95	34
Jahresmittelwert 40 $\mu g/m^3$	4	7	1

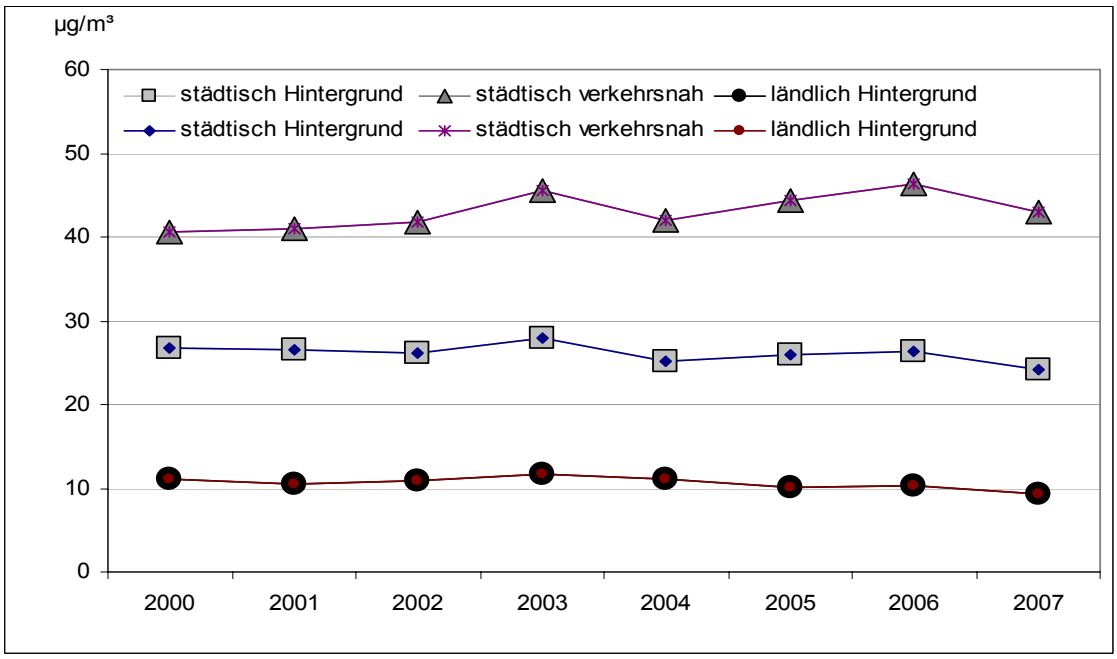
[1)] Bei den Daten für das Jahr 2007 handelt es sich um vorläufige Ergebnisse
[2)] Überschreitung mehr als 35 mal im Jahr

SRU/UG 2008/Tab. 4-1; Datenquelle: UBA 2008

243. Zudem ist absehbar, dass der ab 2010 geltende Jahresgrenzwert für NO_2 von 40 µg/m³ zum Schutz der Gesundheit in vielen Städten nicht eingehalten werden wird. Im Jahr 2007 wurde dieser Wert an mehr als der Hälfte der städtischen, verkehrsnahen Messstellen in Deutschland überschritten (UBA 2008). An vielen verkehrsnahen Messstellen war in den letzten Jahren nur eine geringe Abnahme, an einigen sogar eine Zunahme der NO_2-Belastung zu verzeichnen. Diese Entwicklung korreliert nicht mit den erheblichen Erfolgen, die in den letzten Jahren bei der Reduzierung der NO_x-Emissionen, also der Summe aus Stickstoffmonoxid (NO) und Stickstoffdioxid (NO_2), erzielt wurden (vgl. Abb. 4.3). Anthropogen freigesetzte Stickstoffoxide stammen primär aus Verbrennungsprozessen, wobei der Hauptanteil als Stickstoffmonoxid emittiert wird. Dieses kann wiederum durch Ozon oder Peroxialkylradikale (reaktive Alkyl-Sauerstoff-Verbindungen) in der Luft zu Stickstoffdioxid oxidiert werden. Genauere Analysen der Immissionsdaten zeigen, dass nur die NO-Konzentrationen abnehmen, die Konzentrationen des gesundheitlich relevanteren NO_2 dagegen kaum (s. Abb. 4-1) (LAMBRECHT 2006; FISCHER et al. 2006). In einer Studie, die auf in Baden-Württemberg durchgeführten Immissionsmessungen beruht, konnte gezeigt werden, dass seit 2000 ein starker Anstieg des NO_2/NO_x-Verhältnisses zu verzeichnen ist: von 4 bis 15 % in 1999 auf 19 bis 28 % in 2005 (KESSLER et al. 2007).

Abbildung 4-1

Entwicklung der NO_2-Jahresmittelwerte im Mittel über die drei verschiedenen Stationsklassen von 2000 bis 2007*



* Bei den Daten für das Jahr 2007 handelt es sich um vorläufige Ergebnisse

SRU/UG 2008/Abb. 4-1; Datenquelle: UBA 2008

244. Gründe für diese Entwicklung können zum einen ein erhöhtes Vorkommen von Ozon in den Städten sein (vgl. Tz. 245), welches vermehrt NO zu NO_2 oxidiert. Zum anderen zeigen zahlreiche Untersuchungen, dass sich der Anteil an NO_2 im Abgas von Kraftfahrzeugen erhöht hat. Ursache hierfür ist der steigende Anteil an Dieselfahrzeugen im Straßenverkehr. Dieselfahrzeuge emittieren ohne spezielle Minderungsmaßnahmen acht- bis zehnmal mehr Stickstoffoxide als Benzinfahrzeuge (SRU 2005a, Tz. 278). Zusätzlich kommt es bei Dieselfahrzeugen, die einen Oxidationskatalysator zur Minderung der CO- und HC-Emissionen besitzen, und bei Dieselfahrzeugen, die mit Oxidationskatalysator und nachgeschaltetem Rußfilter (CRT-Filtersystem) ausgestattet sind (vor allem Stadtbusse) zu funktionsbedingt erhöhten NO_2-Emissionen im Abgas (HÖPFNER et al. 2006). Beispielsweise werden in ersten Berechnungen bei Nutzfahrzeugen ohne CRT-Filtersysteme ein NO_2-Anteil von 8 % am NO_x-Abgas geschätzt, bei Nutzfahrzeugen mit CRT-Filtersystem dagegen ein Anteil von 45 % (LAMBRECHT 2006).

Der NO_2-Stundenmittelwert von 200 µg/m³ wird fast ausschließlich an verkehrsnahen Messstationen überschritten. 2007 wurde dieser ab 2010 geltende Grenzwert an vier verkehrsnahen Messstationen öfter als die erlaubten 18 Mal im Jahr überschritten (UBA 2008).

Ozonbelastung

245. Eine Minderung der Grundbelastung durch Ozon ist seit Jahren nicht erkennbar, wenn auch immerhin das Auftreten hoher Ozonkonzentrationen abnimmt. Der Zielwert zum Schutz der menschlichen Gesundheit liegt bei 120 µg/m^3 und soll ab 2010 als Acht-Stundenmittel nicht öfter als 25-mal pro Kalenderjahr, gemittelt über drei Jahre, überschritten werden; bis 2020 soll der Wert während eines Kalenderjahres an keinem Tag überschritten werden (Richtlinie 2002/3/EG über den Ozongehalt in der Luft). Trotz fehlender Sommersmogepisoden wurde dieser Zielwert 2007 an 98 % der Messstationen in Deutschland überschritten (UBA 2008). Auch für die langfristigen Zielwerte zum Schutz der Vegetation gilt, dass der Anteil der ländlichen und städtischen Hintergrund-Messstationen, an denen diese Zielwerte überschritten werden, über die Jahre betrachtet nahezu konstant bleibt (UBA 2005a).

Versauerung und Eutrophierung, Beeinträchtigung der Biodiversität

246. Die Deposition, das heißt der Eintrag von Stickstoffverbindungen aus der Luft, betrug in Deutschland im Jahr 2005 insgesamt 589 kt, der Eintrag von luftgetragenen Schwefelverbindungen 269 kt. Die Deposition an reduziertem Stickstoff (N_{red}: NH_3, NH_4^+), der zu 95 % aus der Landwirtschaft stammt, ist circa 50 % höher als die Deposition des überwiegend aus Verbrennungsprozessen stammenden oxidierten Stickstoffs (NO_x). Bezogen auf die Flächen in Deutschland variiert die Gesamtmenge

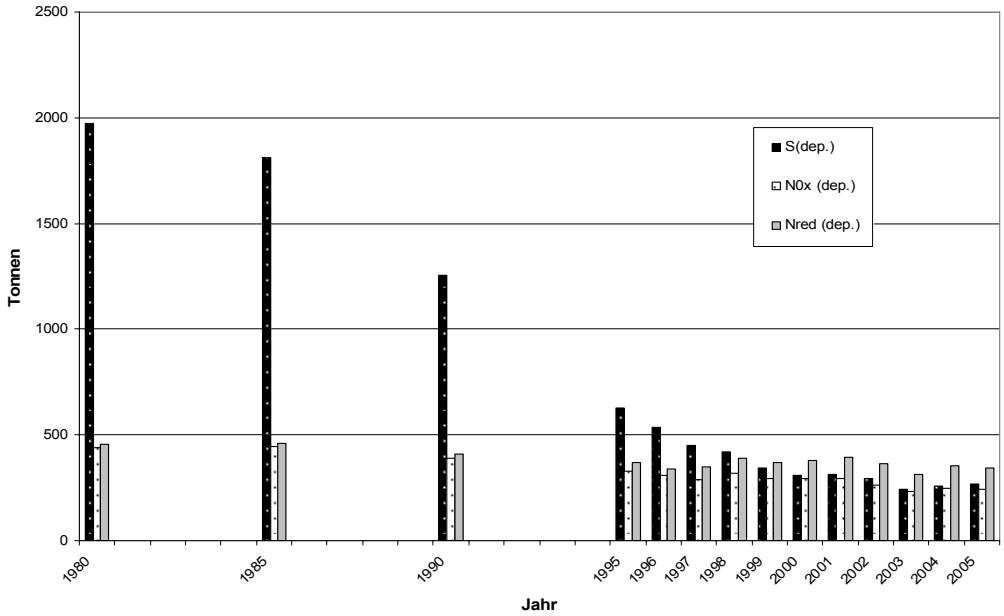
an deponiertem Stickstoff zwischen 1 und 3 g/m^2. Von 1990 bis 2005 verringerte sich die N-Deposition um rund 27 %. Davon ergaben sich 38 % der Reduktion bei NO_x und 16 % der Reduktion bei N_{red}. Die Deposition des luftgetragenen Schwefels verringerte sich sogar um 79 % (Abb. 4-2; KLEIN et al. 2007).

Die Deposition luftgetragener Stickstoffverbindungen führt zur Eutrophierung von Ökosystemen, zur Belastung von Grund- und Oberflächengewässern und zur Versauerung von Böden. SO_2 gehört ebenfalls zu den versauernden Luftschadstoffen. Aufgrund der in den letzten Jahren erzielten deutlichen Reduktionserfolge bei SO_2 sind es aber in Deutschland derzeit vielmehr die reduzierten Stickstoffverbindungen, die zur Versauerung von Ökosystemen beitragen.

In Deutschland wurden 2004 auf über 98 % der empfindlichen Ökosysteme die kritischen Belastungsgrenzen für eutrophierenden Stickstoff überschritten (s. Abb. 5-1). In Bezug auf die Versauerung wurden 1999 auf knapp der Hälfte der empfindlichen Ökosysteme die kritischen Belastungsgrenzen für versauernde Luftschadstoffe überschritten (UBA 2005b). Auch die in der EG für 2010 festgelegten nationalen Emissionshöchstmengen zum Schutz der Ökosysteme vor Versauerung und Eutrophierung (NEC-Richtlinie) sind in Deutschland für NO_x und NH_3 ohne zusätzliche Maßnahmen voraussichtlich nicht erreichbar (Tz. 258 f.).

Abbildung 4-2

Entwicklung der Depositionen von N und S in Deutschland von 1980 bis 2005



SRU/UG 2008/Abb. 4-2; Datenquelle: KLEIN et al. 2007

247. Für die N-Depositionen in Deutschland sind auch weiträumige Einträge aus Nachbarländern verantwortlich, allerdings überwiegt sowohl für den reduzierten als

auch für den oxidierten Stickstoff der Anteil an Emissionen, der in die Nachbarländer exportiert wird (bei NO_x: Export 80 %, Import 66 %; bei N_{red}: Export 55 %, Import 32 %; alle Angaben für 2005 (KLEIN et al. 2007)). Zu den Stickstoff-Überschüssen auf Ackerflächen (Tz. 1003 f.) tragen die luftgetragenen N-Depositionen nur zu 6 % bei. Bedeutung haben diese Stickstoffeinträge aber für alle Nicht-Agrarflächen (Wälder, Moore, etc.), die ausschließlich über die Luft gedüngt werden. Der Anteil an Depositionen, der seinen Ursprung in der Landwirtschaft hat, beträgt für diese Flächen über 60 % (circa zwei Drittel der N-Depositionen bestehen aus reduziertem Stickstoff, dieser wiederum kommt zu 95 % aus der Landwirtschaft). Insgesamt gehört die durch Landwirtschaft, Viehhaltung, Verkehr und Industrie verursachte erhöhte Stickstoffverfügbarkeit zu den stärksten Treibern des Verlustes an Biodiversität (UBA 2007a).

Belastungslage in Europa

248. Die für Deutschland beschriebene Belastungssituation trifft in ähnlicher Weise auch für andere EU-Mitgliedstaaten zu. In ihrer im September 2005 veröffentlichten Thematischen Strategie zur Luftreinhaltung (Europäische Kommission 2005b) stellt die Europäische Kommission fest, dass in Europa die Emissionen der wichtigsten Luftschadstoffe zwar deutlich reduziert worden sind (mit Ausnahme von NH_3, vgl. Tz. 253), diese Reduktionen aber nicht ausreichen, um gemäß dem Ziel des sechsten Umweltaktionsprogramms eine Luftqualität zu erreichen, die zu keinen signifikanten schädlichen Auswirkungen für Mensch und Umwelt mehr führt. Die Ökosysteme leiden nach wie vor unter Eutrophierung und Versauerung, verursacht durch NO_x, SO_2 und NH_3. Bodennahes Ozon belastet sowohl die Ökosysteme und Kulturpflanzen über weite Teile der ländlichen Gebiete Europas als auch die Gesundheit der Menschen vor allem in den Städten und ihrer Umgebung (EEA 2005). Ein weiteres Problem ist die Feinstaubexposition; auch hier sind vor allem die Menschen in den Ballungsgebieten betroffen.

Die Konzentrationen der Luftschadstoffe liegen oftmals oberhalb geltender Grenzwerte. Dabei zeigen neuere Erkenntnisse zu Feinstaub und Ozon, dass nicht nur die Spitzenbelastung, sondern auch die niedrigere, dafür aber chronische Hintergrundbelastung ein Risiko darstellt. Zudem konnte sowohl für Feinstaub als auch für Ozon bisher noch kein Wert identifiziert werden, unterhalb dessen eine Exposition unschädlich ist (Europäische Kommission 2005b). In einem Bericht der Europäischen Umweltagentur (EEA) wird die Bedeutung des Klimas für die Ozonkonzentration hervorgehoben: je heißer die Sommer sind, desto höher ist auch die Anzahl der Überschreitungen der Ozon-Grenzwerte (EEA 2007a). Außerdem stellt die EEA fest, dass die Emissionen und die Depositionen von Stickstoffverbindungen in den letzten zehn Jahren nicht erkennbar reduziert wurden (EEA 2006a, S. 48 und S. 85).

4.3 Wirkungen von Luftschadstoffen

249. Aufgrund der beschriebenen Luftbelastungen sind die Wirkungen von Feinstaub, NO_x, NH_3 und Ozon auf die Ökosysteme bzw. auf die Gesundheit von besonderer Bedeutung für die Luftreinhaltung. Neuere Erkenntnisse zur Wirkung von NO_2 und Feinstäuben rücken diese Luftschadstoffe seit einigen Jahren stärker in den Fokus der Luftreinhaltediskussion. Dabei darf allerdings nicht vernachlässigt werden, dass SO_2-Emissionen in einigen Gebieten Europas immer noch zur Versauerung der terrestrischen und aquatischen Lebensräume beitragen.

Die Belastung mit Feinstäuben hat nachweislich einen Einfluss auf die atemwegsbezogene sowie kardiovaskuläre Morbidität und Mortalität. In einer kürzlich von MILLS et al. (2007) publizierten Studie zeigte es sich, dass wahrscheinlich ischämische Mechanismen, bzw. Mechanismen an den Thrombozyten, für den Zusammenhang von Herz-Kreislauf-Erkrankungen und der Expositionen gegenüber Feinstäuben verantwortlich sind. Für die Partikelbelastung konnten die bisher durchgeführten zahlreichen epidemiologischen Untersuchungen keine Wirkungsschwelle etablieren, es wird vielmehr ein linearer Zusammenhang zwischen Exposition und dem Auftreten von Gesundheitseffekten angenommen. Von besonderer Relevanz sind die ultrafeinen Partikel, die einen Durchmesser kleiner 0,1 µm aufweisen. Aufgrund ihrer geringen Größe können diese Partikel tief im Respirationstrakt deponiert werden und schneller als gröbere Fraktion ins interstitielle (im Zwischengewebe liegende) Lungengewebe aufgenommen werden und über den Transport durch das Blutgefäßsystem auf andere Organe wirken. Neben der Größe ist auch die Zusammensetzung der Partikel – diese können Träger von Schwermetallen, Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und Säuren sein – von Relevanz für deren Wirkung (KRdL im VDI und DIN 2003b; KRZYZANOWSKI 2005; SRU 2005a Tz. 16, WHO 2004). Ein besonderes Augenmerk hinsichtlich der Wirkung von Feinstäuben liegt inzwischen nicht nur bei Erwachsenen und Kindern mit Atemswegs- und Herz-Kreislauf-Vorerkrankungen, sondern auch beim ungeborenen Leben. So wurde in einer deutsch-französischen Studie ein Zusammenhang zwischen der Exposition von Müttern gegenüber Feinstaub und dem Geburtsgewicht ihrer Kinder nachgewiesen (HEINRICH und SLAMA 2007).

250. Das gesundheits- und umweltschädliche bodennahe Ozon wird im Wesentlichen aus den Vorläufersubstanzen NO_x und NMVOC unter intensiver Sonneneinstrahlung gebildet. Auf den Menschen wirkt Ozon als starkes Reizgas und kann unter anderem zu Reizungen der Schleimhäute von Augen und Lunge, zu Einschränkungen der Lungenfunktion und Entzündungsreaktionen in der Lunge führen (SRU 2005a, Tz. 20 und Tz. 50). Andere Atemwegssymptome wie zum Beispiel Asthma sind dagegen mit der Kombination mehrerer Luftschadstoffe, die zusammen

mit Ozon auftreten (z. B. NO_2, SO_2 und Feinstäube), assoziiert. Dies unterstreicht, dass im Hinblick auf den Gesundheitsschutz verstärkt auch die Gesamtimmissionssituation betrachtet werden muss. Außerdem werden durch bodennahes Ozon direkte phytotoxische Wirkungen hervorgerufen. Bei Kulturpflanzen können Ertrags- und Qualitätsverluste (z. B. Verfärbungen und Absterben von Blattteilen) auftreten, Bäume werden langfristig empfindlicher für Schädlingsbefall.

251. Stickstoffoxide wirken reizend auf die Atemwegsorgane. Als Gase können NO und NO_2 tief in den Atemtrakt gelangen und im tracheobronchialen und alveolaren Bereich wirken. Dabei hat NO_2 eine höhere Reizwirkung und zellschädigende Wirkung als NO. Außerdem führt die Exposition gegenüber NO_2 zu Hyperreaktivität (Risikofaktor für die Manifestation allergischer Atemwegserkrankungen), was bisher im Zusammenhang mit der Schädigung des Atemwegsepithels gebracht wurde (KRdL 2003a). Neue Untersuchungen weisen aber noch auf einen anderen Mechanismus hin, der in diesem Zusammenhang von Interesse sein könnte. So wiesen FRANZE et al. (2005) nach, dass Stickstoffoxide in Anwesenheit von Ozon zu einer Nitrierung allergener Proteine (beispielsweise bei Pollen) führen. Diese Modifikation der Allergene bedingt eine stärkere Reaktion des Immunsystems. Da allergisch bedingte Atemwegserkrankungen stetig zunehmen – in Deutschland leiden inzwischen circa 20 % der Erwachsenen und 13 % der Kinder an Heuschnupfen (allergische Rhinitis) (DGAI et al. 2004) – ist die Allergie verstärkende (adjuvante) Wirkung von Luftschadstoffen ein wichtiger Aspekt bei der Bewertung der Luftbelastung mit Stickstoffoxiden.

252. Die Deposition luftgetragener reduzierter oder oxidierter Stickstoffverbindungen führt zur Versauerung und Eutrophierung von Böden, Vegetation und Oberflächengewässern. Der damit entstehende Druck auf sensible Ökosysteme und Spezies beeinträchtigt die Biodiversität. Die Emissionen an SO_2 sind deutlich reduziert worden und spielen daher vor allem in Deutschland für die Versauerung der Ökosysteme nur noch eine kleinere Rolle. Reduzierte Stickstoffverbindungen (Ammoniak (NH_3) oder Ammonium (NH_4^+)) allein tragen derzeit im nationalen Mittel mehr zur Versauerung von Ökosystemen bei als Schwefel. Stickstoffoxide und Ammoniumnitrate sind außerdem Vorläufersubstanzen für Feinstäube.

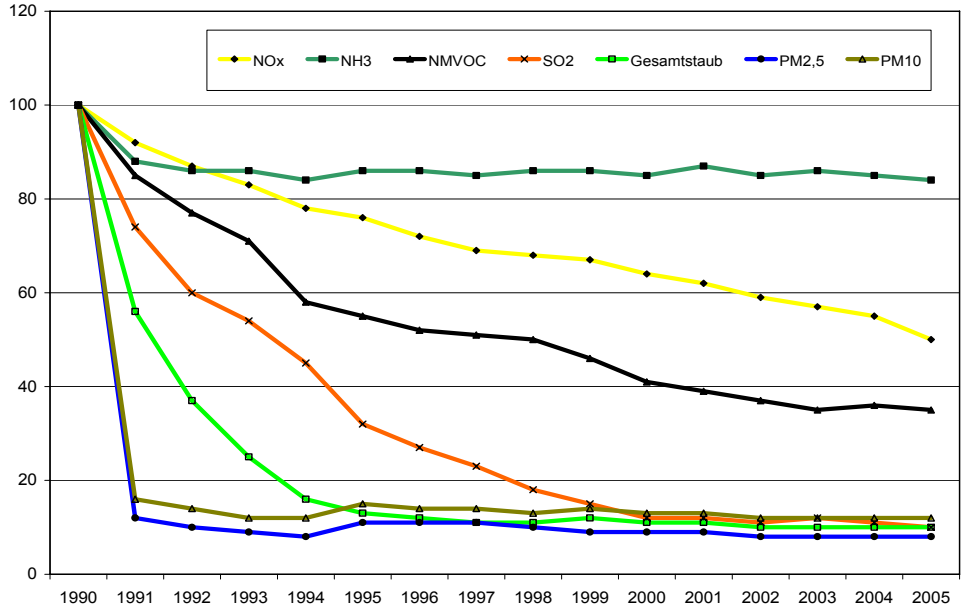
4.4 Emissionen und Emissionsquellen

253. In Deutschland konnten zwischen 1990 und 2005 die Emissionen von SO_2 um 90 %, von NO_x um 50 %, von NMVOC um 65 %, von Staub und Feinstaub um circa 90 % und von NH_3 um 16 % gesenkt werden (Abb. 4-3; BMU 2007a). In Europa (EU-15) ergaben sich von 1990 bis 2004 die größten Minderungen bei SO_x (70 %),

gefolgt von NMVOC (45 %) und NOx (31 %). Die Feinstäube verminderten sich zwischen 1990 und 2002 um fast 40 %, während sich die NH_3-Emissionen im selben Zeitraum nur um 8 % verminderten (EEA 2005; EEA 2006b).

Abbildung 4-3

Entwicklung der Emissionen ausgewählter Luftschadstoffe seit 1990 in Deutschland (1990 = 100%)



SRU/UG 2008/Abb. 4-3; Datenquelle: UBA 2007d

254. Die wesentlichen Emissionsquellen für NO_x, SO_2, NH_3, Staub und NMVOC in Deutschland sind in Tabelle 4-2 aufgelistet. Der Verkehr ist mit fast 50 % Hauptemittent für NO_x, gefolgt von den Verbrennungsanlagen der Energiewirtschaft, des verarbeitenden Gewerbes und der Haushalte und Kleinverbraucher. Wichtigste Quelle für NH_3 ist mit 95 % die Landwirtschaft. Bei Gesamtstaub streut die Emissionsfracht sehr breit über viele Quellgruppen, wird jedoch Feinstaub betrachtet ($PM_{2,5}$), beschränkt sich die Emissionsfracht im Wesentlichen auf die Quellgruppen Straßenverkehr, Holzfeuerungen, mobile Maschinen, Großfeuerungsanlagen und die Eisen- und Stahlindustrie (für das Jahr 2000; JÖRß und HANDKE 2007). Feinstäube können auch aus gasförmigen Vorläufersubstanzen wie NH_3 oder SO_2 entstehen, wenn diese zu feinsten Partikeln auskristallisieren (Sekundäraerosole). NMVOC-Emissionen entstehen zu mehr als der Hälfte bei der Verwendung von Lösemitteln. Bei den Industrieemissionen dominieren in Bezug auf die SO_2-Emissionen die chemische Industrie, die Mineralstoffindustrie und die Metallproduktion, in Bezug auf die NO_x-Emissionen sind es nur noch die letzteren beiden Wirtschaftszweige (BMU 2007a). Von lokaler Bedeutung als Emissionsquelle kann auch die Binnenschifffahrt sein. So

stammen beispielsweise 20 % der Dieselruß- und rund 40 % der Stickoxidemissionen im Duisburger Hafen von Binnenschiffen (BMU 2007b).

Tabelle 4-2

Emissionsquellen für NO_x, SO_2, NH_3, Staub und NMVOC in Deutschland 2006

	Emissionen in kt (in Klammern %)				
	NO_X	**SO_2**	**NH_3**	**PM_{10}**	**NMVOC**
Energiewirtschaft	281 (20)	284 (51)	3 (1)	11 (6)	8 (1)
Verarbeitendes Gewerbe	78 (6)	64 (12)	1 (0)	2 (1)	4 (0)
Verkehr[1)]	698 (50)	1 (0)	10 (2)	42 (22)	144 (11)
Haushalte und Kleinverbraucher[2)]	158 (11)	77 (14)	3 (1)	29 (15)	102 (8)
Diffuse Emissionen aus Brennstoffen	–	17 (3)	–	–	46 (3)
Industrieprozesse[3)]	94 (7)	115 (21)	11 (2)	79 (41)	64 (5)
Landwirtschaft	86 (6)	–	494 (94)	21 (11)	258 (19)
Lösemittel und andere Produktverwendung	–	–	2 (0)	10 (5)	724 (54)
Summe	**1394**	**558**	**525**	**194**	**1349**

[1)] Bei PM_{10} inklusive Straßen-, Reifen- und Bremsabrieb; [2)] Inklusive Militär;
[3)] bei PM_{10} inklusive diffuser Emissionen von Gewerbe und Handel sowie Schüttgutemissionen

SRU/UG 2008/Tab. 4-2; Datenquelle: UBA 2007c

255. Auch innerhalb der EU-25 gehören zu den wichtigsten Emissionsquellen für SO_2, NMVOC, PM_{10}, $PM_{2,5}$ und NO_x der Transportsektor, Kraftwerke, Industrie, Haushalte und der Agrarsektor (Europäische Kommission 2005d). Nach den Prognosen zur Emissionsentwicklung der Luftschadstoffe werden die Emissionen aus den landseitigen Quellen bis 2020 mit Ausnahme der NH_3-Emissionen deutlich abnehmen (Tab. 4-3 bis 4-5). Bei den Feinstaubemissionen sinkt der Anteil des Verkehrs nicht proportional zur Reduktion der Feinstaubemissionen, da zwar die Abgasemissionen reduziert werden, dafür aber der Reifen- und Bremsabrieb proportional zum Verkehrsvolumen ansteigen wird. Tabelle 4-14 zeigt darüber hinaus die wachsende Bedeutung der SO_2- und NO_x-Emissionen aus der Schifffahrt (s. a. Tz. 295 f.).

Tabelle 4-3

Emissionsquellen für SO_2- und NO_x in Europa (EU-25), Schätzung für 2000 und 2020 (Anteil in %)

Landseitige Quellen	SO_2, 2000	SO_2, 2020	NOx, 2000	NOx, 2020
Kraftwerke	57,4	21,6	17,8	13,6
Industrie	18,7	29,8	9,6	14,5
Haushalte	7,6	7,2	5,5	10,1
Transport	4,6	7,7	61,3	51,2
Landwirtschaft	0	0	0	0
Prozessemissionen	11,7	33,7	5,8	10,6
Absolute Emissionen (kt)	8.735	2.805	11.581	5.888
Internationaler Schiffstransport (kt)	2.430	3.526	3.557	5.951
Anteil Schiffsemissionen an landseitigen Quellen	27,8	125,7	30,7	101,1
Quelle: Europäische Kommission 2005d				

Tabelle 4-4

Emissionsquellen für VOC- und NH_3 in Europa (EU-25), Schätzung für 2000 und 2020 (Anteil in %)

Landseitige Quellen	VOC, 2000	VOC, 2020	NH3, 2000	NH3, 2020
Kraftwerke	0,9	1,3	0,4	0,6
Industrie	0,5	0,7	0,1	0,1
Haushalte	7,2	9,0	0,7	0,6
Transport	38,9	17,5	2,0	0,6
Landwirtschaft	0,5	1,0	91,1	92,7
Prozessemissionen	51,9	70,5	5,8	5,4
Absolute Emissionen (kt)	10.661	5.916	3.824	3.686
Quelle: Europäische Kommission 2005d				

Tabelle 4-5

Emissionsquellen für PM_{10} und $PM_{2,5}$ in Europa (EU-25), Schätzung für 2000 und 2020 (Anteil in %)

Quelle	PM_{10}, 2000[1)]	PM_{10}, 2020[1)]	$PM_{2,5}$, 2000[2)]	$PM_{2,5}$, 2020[2)]
Kraftwerke	10	6	8,5	5,7
Industrie	3	2	1,9	1,9
Haushalte	31	31	38.7	39,3
Transport*	24	19	28,9	20,3
Landwirtschaft	12	18	3,9	7,1
Prozessemissionen	21	24	18,2	25,8
Absolute Emissionen (kt)	2.445	1.610	1.749	964
Internationaler Schiffstransport (kt)	n/a	n/a	254[3)]	396[3)]
Anteil Schiffsemissionen an landseitigen Quellen	n/a	n/a		
n/a: nicht verfügbar				

SRU/UG 2008/Tab. 4-5;
Datenquelle: [1)] AMANN et al. 2005a; [2)] Europäische Kommission 2005d; [3)] COFALA et al. 2007

256. Luftschadstoffe können über tausende von Kilometern transportiert werden (EEA 2005), ehe sie über nasse oder trockene Deposition aus der Luft ausgetragen werden und erst dann ihre schädigende Wirkung entfalten (zum Import und Export von Stickstoffemissionen in Europa s. Tz. 247). Somit kann der Schadstoffferntransport eine wichtige Rolle für die Hintergrundbelastung spielen. Diese Tatsache hat zu den verschiedenen Luftreinhalteprotokollen unter der Genfer Luftreinhaltekonvention geführt, die sich mit der Minderung von NO_x-, SO_2-, NH_3-, Schwermetall- und NMVOC-Emissionen befassen (UNECE 2007). Bezüglich des Ferntransports von Feinstäuben spielen in der Regel Sekundäraerosole eine dominante Rolle, die mit den oben genannten Luftreinhalteprotokollen bereits erfasst sind. Darüber hinaus gibt es aber innerhalb der Genfer Luftreinhaltekonvention Überlegungen, ein separates, auf Feinstaub gerichtetes Protokoll einzuführen (BMU 2005b).

Inzwischen ist die Bedeutung des Ferntransports von Luftschadstoffen auch ein über Europa hinausgehendes Problem. Als Ursache für die kontinuierliche Erhöhung der Ozon-Hintergrundkonzentration (Tz. 245) werden beispielsweise auch Schadstofftransporte aus den wachsenden Industrien Ostasiens – insbesondere China – gesehen (BMU 2005a). Zur Reduzierung des transkontinentalen Transports von Luftschadstoffen auf der Nordhalbkugel („hemispheric transport“) sind daher in besonderem Maße globale Vereinbarungen notwendig. Allerdings muss die Situation differenziert betrachtet werden: In einem internationalen Fachgespräch, das 2005 zum Beitrag des Ferntransports zur Feinstaubbelastung in Deutschland stattfand, wurde festgestellt, dass der hemisphärische Beitrag zur Feinstaubbelastung eher gering ist

(UBA 2005d). Außerdem zeigen Emissionsbilanzierungen in Europa, dass ein weitaus größerer Teil der Luftschadstoffe aus dem Westen nach Deutschland importiert wird (UBA 2005b). Die Emissionen aus China scheinen vielmehr – aufgrund der vorherrschenden Westwinde – zur Ozon- und Feinstaubbelastung in Kalifornien und Kanada beizutragen (KIM 2007).

4.5 Aktuelle Handlungsschwerpunkte in Deutschland

257. Die zahlreichen Überschreitungen der Luftqualitätsgrenzwerte für NO_2 und PM_{10} in den Ballungsgebieten Deutschlands (Tz. 242 f.) zeigen, dass die Emissionen dieser Luftschadstoffe weiter gemindert werden müssen. Wegen dieser Überschreitungen mussten für die betroffenen Städte und Gemeinden Luftreinhalte- und Aktionspläne mit dem Ziel, die Immissionsgrenzwerte zukünftig einzuhalten (Abschn. 4.5.1), aufgestellt werden. Das durch die EU-Luftqualitätsrahmenrichtlinie europarechtlich nunmehr vorgegebene Instrumentarium der örtlichen Luftreinhalteplanung eröffnet den Städten und Gemeinden neue Möglichkeiten, die Luftreinhaltung umfassend zu planen und zu regeln. Dieses Instrumentarium wird von vielen kommunalen Behörden aber nicht ausreichend genutzt. Die Analysen der Luftbelastung in den städtischen Ballungsgebieten ergeben, dass eine der Hauptursachen für die Luftbelastung der Straßenverkehr ist. Einzelne verkehrsbezogene Maßnahmen tragen jedoch nur zu wenigen Prozent zur Emissionsminderung bei, wirkungsvoller ist in jedem Fall ein Bündel koordinierter Maßnahmen. Die Immissionsgrenzwerte für NO_2 und PM_{10} können aber in den meisten Überschreitungsgebieten gleichwohl nur dann eingehalten werden, wenn zusätzlich zu einem integrierten kommunalen Maßnahmenpaket auch die Hintergrundbelastung deutlich reduziert wird. Deshalb ist es für die Luftreinhaltepolitik von entscheidender Bedeutung, dass die EU und die Bundesregierung strengere quellenbezogene Regelungen für Fahrzeuge, Industrie und Landwirtschaft normieren.

258. Dies ist auch notwendig, um die für Deutschland in der Richtlinie über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe (NEC-Richtlinie) für 2010 festgelegten zulässigen nationalen Emissionshöchstmengen einzuhalten. Prognosen zeigen, dass die Emissionshöchstmengen für NO_x und NH_3 im Jahr 2010 ohne weitere Maßnahmen nicht eingehalten werden können (Tab. 4-6). Auch der für 2010 festgelegte Zielwert der Ozon-Richtlinie wird voraussichtlich in vielen Gebieten Deutschlands überschritten werden (Tz. 245), sodass zudem eine weitere Minderung der NMVOC (als Ozonvorläufersubstanz) dringlich ist. Zu beachten ist ferner, dass die EU zukünftig sehr wahrscheinlich auch eine zulässige nationale Emissionshöchstmenge für Feinstaub festlegen wird (Abschn. 4.6.3). Insgesamt ergeben sich daraus Handlungsschwerpunkte bei den wesentlichen Emissionsquellen dieser Luftschadstoffe, also in den Sektoren Transport (v. a. Straßenverkehr),

Verbrennungsanlagen (der Energiewirtschaft, des verarbeitenden Gewerbes sowie der Haushalte und Kleinverbraucher), Lösemittelanwendung und Landwirtschaft (vgl. Tab. 4-2).

Tabelle 4-6

Prognose der Emissionen in Deutschland für 2010, Emissionshöchstmengen für 2010 und Ziele der thematischen Strategie Luftreinhaltung (TS) für 2020

Emissionsfrachten in kt/a	SO_2	NO_x	NH_3	NMVOC
Referenzprognose 2010[1)]	459	1112	610	987
Nationale Emissionshöchstmengen der NEC-RL[1)]	520	1051	550	995
Deckungslücke zur Emissionshöchstmenge 2010	–	61	60	–
Ziele der TS zur Luftreinhaltung für 2020 für Deutschland[2)]	267	694	453	741
Deckungslücke zwischen den Emissionshöchstmengen 2010 bis zu den Zielen der TS, in Klammern in %	253 (49)	357 (34)	97 (18)	254 (25)

SRU/UG 2008/Tab. 4-6; Datenquelle: [1)] BMU 2007a, verändert; [2)] BMU 2006a, Tab. 2

259. Im Mai 2007 berichtete die Bundesregierung in ihrem Programm zur Verminderung der Ozonbelastung und zur Einhaltung der Emissionshöchstmengen, dass mit zusätzlichen Minderungsmaßnahmen die Einhaltung der nationalen Emissionshöchstmengen in 2010 möglich sein wird (Abschn. 4.5.2). Die vorgeschlagenen Minderungsmaßnahmen müssen allerdings auch umgesetzt werden. Hier gibt es bei wesentlichen Emittentengruppen, zum Beispiel bei Feuerungsanlagen und landwirtschaftlichen Anlagen, ein nur zögerliches Herangehen der Bundesregierung. Die auf der EU-Ebene geplanten Maßnahmen werden im Kapitel 4.6 behandelt.

Erhebliche zusätzliche Emissionsminderungen sind darüber hinaus notwendig, um die für 2020 vorgeschlagenen Ziele der Thematischen Strategie zur Luftreinhaltung (Abschn. 4.6.1.1) einzuhalten. Mit diesen Zielen wird, neben einer weiteren Verringerung der NO_x-, NMVOC- und NH_3-Emissionen, insbesondere auch die Reduktion der SO_2-Emissionen bedeutsam (Tab. 4-6).

4.5.1 Luftreinhalte- und Aktionspläne

4.5.1.1 Vergleich der Pläne in Deutschland

260. Die Luftqualitätsrahmenrichtlinie vom September 1996, die mit einer Novellierung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (BImSchG) und mit der 22. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (BImSchV) in nationales Recht umgesetzt worden ist, gebietet die Aufstellung von Luftreinhalteplänen, wenn Immissionsgrenzwerte einschließlich definierter

Toleranzmargen in einem bestimmten Jahr nicht eingehalten werden (Art. 7 RL 96/62/EG, und § 47 BImSchG i.V.m. §§ 2ff 22. BImSchV). Wenn die verbindlichen Immissionsgrenzwerte oder die Alarmschwellen überschritten werden, muss die zuständige Behörde einen Aktionsplan aufstellen, der festlegt, welche Maßnahmen kurzfristig zu ergreifen sind, wobei diese Maßnahmen selbst langfristig angelegt sein können. Die im Aktionsplan festgelegten Maßnahmen müssen geeignet sein, die Gefahr einer Überschreitung der Werte zu verringern oder den Zeitraum der Überschreitung zu verkürzen. Aktionspläne können Teil eines Luftreinhalteplans sein (SPARWASSER 2006a; s. zur neuen EU-rechtlich geprägten Luftreinhalteplanung KOCH 2006).

Nachdem in den letzten Jahren in vielen deutschen Städten die seit 2005 geltenden Immissionsgrenzwerte für Feinstaub nicht eingehalten werden konnten (Tz. 242) bzw. der NO_2-Immissionsgrenzwert mit Toleranzmargen überschritten wurde (Tz. 243), mussten in diesen Gebieten entsprechende Luftreinhalte- und Aktionspläne (nachfolgend: Pläne) aufgestellt werden. Bis November 2007 wurden bundesweit 88 Pläne im Internet veröffentlicht, fünf davon im Entwurf (UBA 2007b). Eine Bestandsaufnahme aller Pläne, die bis zum 31. Oktober 2006 in Deutschland veröffentlicht waren, ergab, dass von diesen 87 Plänen 65 % wegen der Überschreitung des PM_{10}-Wertes aufgestellt worden sind, 30 % wegen der Überschreitung des PM_{10}- und des NO_2-Wertes, 13 % alleine wegen der Überschreitung des NO_2-Wertes und in einem Fall wegen der Überschreitung des Benzol-Grenzwertes (DIEGMANN et al. 2007a).

261. Zur Bestimmung der Herkunft der Immissionsbelastung wurde in einem Großteil der oben genannten 87 Pläne eine räumliche und/oder eine verursacherspezifische Quellenanalyse durchgeführt (DIEGMANN et al. 2007a). Bei der räumlichen Quellenanalyse werden mit Hilfe von Messungen oder Modellrechnungen die Anteile der Immissionsbelastung bestimmt, die aus lokalen Quellen (lokale Zusatzbelastung), aus dem urbanen Hintergrund oder aus dem regionalen (großräumigen) Hintergrund stammen. Die Bestandsaufnahme zeigt, dass in Bezug auf die PM_{10}-Belastung in 91 % der Pläne mit räumlicher Quellenanalyse der Schadstoffeintrag durch den großräumigen Hintergrund als Hauptursache genannt wird (im Mittel 54 %). An zweiter Stelle folgt die lokale Zusatzbelastung (im Mittel 26 %), wobei es sich in 92 % dieser Fälle um Verkehrsmessstationen handelt. Bei NO_2 ist die lokale Zusatzbelastung durch den Kfz-Verkehr die Hauptquelle für die Immissionsbelastung. Der großräumige Hintergrund steht als räumliche Quelle nur an zweiter Stelle (Tab. 4-7). Bei verursacherbezogener Quellenanalyse wird in 69 % der Pläne mit PM_{10}-Überschreitung der Schadstoffferntransport als der Verursacher mit dem größten Anteil aufgeführt, ohne weitere Differenzierung der darin enthaltenen Quellen. Der Straßenverkehr wird in immerhin 31 % der Pläne als Hauptverursacher

der Belastung genannt. In allen Plänen mit NO_2-Überschreitung wird der Straßenverkehr als Hauptverursacher benannt.

Der Einfluss des großräumigen Hintergrunds spielt vor allem bei den Überschreitungen des Feinstaubwertes eine maßgebliche Rolle. Dementsprechend hat auch die Wetterlage einen weitaus größeren Einfluss auf die PM_{10}- als auf die NO_2-Immissionen. Diese Tatsache wurde bei der europäischen Festsetzung von Immissionsgrenzwerten berücksichtigt, in dem die Zahl der erlaubten Überschreitungstage bei PM_{10} auf 35 festgelegt wurde, im Unterschied zu 18 erlaubten Überschreitungstagen bei NO_2 (Tz. 242).

Tabelle 4-7

Ergebnisse der Quellenanalysen aus dem Vergleich der Luftreinhaltepläne von 2002 bis 2006

	PM_{10}	**NO_2**
räumliche Quellenanalyse		
Anzahl der Pläne	62 von 75	18 von 29
Großräumiger Hintergrund, MW (Min-Max) in %	54 (29-72)	18 (7-36)
Urbane Belastung, MW (Min-Max) in %	20 (1-43)	31 (7-54)
Lokale Zusatzbelastung, MW (Min-Max) in %	26 (1-51)	51 (24-80)
Verursacherbezogene Quellenanalyse (aufgeführt sind nur am häufigsten genannte Quellen)		
Anzahl der Pläne	33 von 75	16 von 29
Ferntransport, MW (Min-Max) in %	51 (29-72)	16 (7-36)
Kfz-Verkehr, MW (Min-Max) in %	28 (2-65)	68 (36-86)
Industrie, MW (Min-Max) in %	6 (1-39)	3 (1-13)
Gebäudeheizung, MW (Min-Max) in %	3 (1-9)	4 (1-9)
MW = Mittelwert, Min = Minimalwert, Max = Maximalwert		
SRU/UG 2008/Tab. 4-7; Datenquelle: DIEGMANN et al. 2007a		

262. Dem Vergleich der Pläne kann allerdings nur eine begrenzte Aussagekraft zugemessen werden. Denn es zeigt sich, dass bei den verwendeten Methoden teils erhebliche bundesländerspezifische Unterschiede bestehen, zum Beispiel bei der Festlegung des Plangebietes, das vom Stadtteil bis zum Ballungsgebiet reicht, und bei den Methoden der Verkehrszählung. Die unterschiedliche Größe der festgelegten Gebiete hat starken Einfluss auf die jeweiligen Auswertungen zur räumlichen Quellenanalyse und zur Berechnung der Anzahl der Betroffenen (z. B. Grenzwertüberschreitungen von NO_2: 270 Personen in Hannover und 98 000 in Berlin).

Entsprechend der Bedeutung des Straßenverkehrs liegt der Schwerpunkt der in den untersuchten Plänen vorgeschlagenen Minderungsmaßnahmen zur Reduzierung der NO_2- oder Feinstaubbelastung mit rund 83 % beim Kfz-Verkehr, während sich zum Beispiel auf stationäre Quellen nur rund 14 % aller Maßnahmen beziehen. Bei den

verkehrsbezogenen Maßnahmen überwiegen mit 38 % die Maßnahmen aus dem Bereich des Verkehrsmanagements (Steuerung/Lenkung, Tempolimit, Sperrung/Einschränkung, Parkraum). Maßnahmen zur Änderung des Modal-Split bzw. aus dem Handlungsfeld Technik und Kraftstoffe folgen mit 22 % bzw. 12 % (DIEGMANN et al. 2007a, S. 110). Die Wirksamkeit dieser verkehrsbezogenen Maßnahmen in Bezug auf die Minderung der NO_x- und PM_{10}-Emissionen wurde ebenfalls in der Studie von DIEGMANN et al. (2007a) und in DIEGMANN et al. 2007b untersucht.

4.5.1.2 Wirksamkeit verkehrsbezogener Maßnahmen

263. Um das Potenzial verkehrsbezogener Maßnahmen zur Minderung der PM_{10}-Belastung in Ballungsgebieten zu bestimmen, wurde von DIEGMANN et al. (2007b) zunächst die Entwicklung der Emissionen im Straßenverkehr geschätzt. In Bezug auf die innerörtliche Fahrleistung von Diesel-PKW bzw. LKW wird für den Zeitraum von 2007 bis 2010 eine Zunahme der Fahrleistung von 19 % bzw. 2 % prognostiziert. Trotzdem wird erwartet, dass im gleichen Zeitraum die Dieselpartikelemissionen von PKW um 39 % und die von LKW um 32 % abnehmen. Ursächlich soll die erwartete Modernisierung der Fahrzeugflotte und dabei die zunehmende Ausrüstung der Dieselfahrzeuge mit Partikelfiltern sein. Die Analysen der Studie, die die Fahrleistung und die Emissionen nach Euro-Stufen differenzieren, zeigen auch, dass ältere Fahrzeuge einen überproportionalen Anteil an den Partikelemissionen aus Diesel-PKW haben.

Die im Projekt entwickelten verallgemeinerten Schätzungen zeigen, dass einzelne verkehrsbezogene Maßnahmen ein auf den Jahresmittelwert von PM_{10} bezogenes Immissionsminderungspotenzial besitzen, das von weniger als 1 % bis über 10 % reichen kann (Tab. 4-8). Am wirkungsvollsten ist die Einführung einer Umweltzone mit einem Einfahrverbot für alle Kfz, die nicht der Schadstoffgruppe 4 (Tz. 266) entsprechen. Diese Maßnahme kann unter der Annahme, dass nicht nur eine Umschichtung auf emissionsärmere Fahrzeuge, sondern ein Wegfall der Fahrleistungen erfolgt, ein Minderungspotenzial von bis zu 11 % haben (Tab. 4-8). Diese Immissionsminderung würde bei einer Überschreitungshäufigkeit von circa 70 Tagen mit Mittelwerten größer 50 µg/m³ zu einer Reduktion der Überschreitungstage um 20 führen. Damit wäre allerdings die zulässige Anzahl von 35 Tagen immer noch überschritten. Auch FALKENBERG (2006) berichtet anhand der Ergebnisse der Luftreinhalteplanung für Düsseldorf, dass Einzelmaßnahmen zur Minderung verkehrsbedingter Immissionen – mit Ausnahme massiver Verkehrsbeschränkungen – sowohl bei NO_2 als auch bei PM_{10} im Regelfall lediglich Reduktionen von weniger als 1 µg bewirken. Spürbare Verbesserungen der Immissionssituation seien daher meistens nur von einem Maßnahmenbündel zu erwarten.

Tabelle 4-8

Wirkung verkehrsbezogener Maßnahmen zur Reduzierung von Feinstaub

Maßnahme	Emissions-minderung	Immissions-minderung	Bemerkungen
Umweltzone 2010, Verbot für Kfz < SG 4	MSz: 68 % USz: 56 %	MSz: 7(11) % USz: 6(9) %	SG=Schadstoffgruppe MSz: Maximalszenario (Wegfall der Fahrleistungen); Usz: Umschichtszenario (Umschichtungen der Fahrleistungen); Immissionsminderung: Bezug Kassel, (Bezug Berlin)
Umweltzone 2010, Verbot für Kfz < SG 3	MSz: 34 % USz: 24 %	MSz: 4(6 %) USz: 3(4 %)	
Umweltzone 2007, Verbot für Kfz < SG 2	MSz: 25 % USz: 16 %	MSz: 3(4 %) USz: 2(3 %)	
Lokale Durchfahrtsverbote (stark befahrene Straßen)	bis zu 33 % (bis zu 41 %)	(k.A.) bis zu 5 %	Evtl. Anstieg der städtischen Hintergrundbelastung durch Ausweichverkehr
Nachrüstung mit Partikelfiltern:	PKW: 8 % (7%); PKW und LKW: 29 % (41 %)	zum Beispiel 6 % für Berlin	Maximale Nachrüstung vorausgesetzt, (Außerortsverkehr (flächendeckende Nachrüstung wirkt auch auf die Hintergrundbelastung))
Umstellung von Dieselbusflotten ohne Partikelfilter auf Erdgasbusse	4,5 %	unter 1 %	nur begrenzter Anteil der Busflotte an den verkehrlichen Emissionen
Nassreinigung, Maßnahmen zur Verkehrsverflüssigung		< 1 %	Nassreinigung: umstritten, lokal und temporär beschränkt
Nutzungsbeschränkung hoch emittierender Baumaschinen		< 1 %	
Reduktion des Verkehrsaufkommens um 20 %		3 %	Wirkung ist abhängig von den Randbedingungen und Ausgestaltung der Maßnahme

SRU/UG 2008/Tab. 4-8; Datenquelle: DIEGMANN et al. 2007b

264. Die Wirksamkeit verkehrsbezogener Maßnahmen hinsichtlich einer Minderung der NO_2-Belastung wurde von DIEGMANN et al. (2007a) geschätzt. Untersucht wurden die Einführung von Umweltzonen, lokaler Durchfahrtsverbote für LKW, Maßnahmen der Verkehrsvermeidung und Verlagerung sowie Nutzungsbeschränkungen hoch emittierender Baumaschinen. Bei der Berechnung der NO_2-Immissionen wurde berücksichtigt, dass sich NO_2 als reaktives Gas in einem beständigen Gleichgewicht mit NO befindet. Die Minderungspotenziale hängen außerdem stark von den lokalen Bedingungen und von der Ausgestaltung der Maßnahme ab. Beispielsweise kann die Einführung einer Umweltzone bei strikter Ausgestaltung (Einfahrverbot für alle Dieselfahrzeuge unterhalb der Schadstoffgruppe 3) ab 2010 in einer Stadt wie Berlin im Maximalszenario (d. h. die Maßnahme führt zu Verkehrsreduktionen und nicht zur Verschiebung auf andere Fahrzeugklassen) zu einer Minderung der NO_2-Belastung von 27 % führen. Die Ausdehnung der Verbote auf die entsprechenden Euro-Stufen der PKW mit Otto-Motoren führt zu geringeren Immissionsminderungen bei NO_2 als eine striktere Ausgestaltung in Bezug auf die Verbote von Diesel-PKW (Tab. 4-9). Die Wirkung lokaler Durchfahrtsverbote ist abhängig vom Grad der Befolgung, von der lokalen

Umgebung und vom Zeitpunkt der Inkraftsetzung: je nachdem schwankt das Minderungspotenzial für die NO_2-Belastung zwischen 4 % und 26 %. Die Minderung der innerörtlichen Fahrleistung um 10 % durch Verkehrsvermeidung und -verlagerung bringt je nach Ausgestaltung zwischen 0,1 und 4,1 % Immissionsminderung für NO_2. Für die Nutzungsbeschränkung hoch emittierender Baumaschinen wird ein NO_2-Immissionsminderungspotenzial zwischen 0,3 und 1,3 geschätzt.

Tabelle 4-9

Immissionsminderungspotenzial NO_2 für die Maßnahme „Umweltzone“ in Berlin und Kassel

Maximalszenario 2007						
Verbot für	SG1	≤SG2	≤SG3	SG1+	≤SG2+	≤SG3+
Berlin	-5 %	-16 %	-40 %	-8 %	-20 %	-47 %
Kassel	-3 %	-9 %	-21 %	-5 %	-12 %	-25 %
Maximalszenario 2010						
Verbot für	SG1	≤SG2	≤SG3	SG1+	≤SG2+	≤SG3+
Berlin	-3 %	-10 %	-27 %	-4 %	-11 %	-30 %
Kassel	-2 %	-6 %	-16 %	-2 %	-7 %	-17 %
Umschichtszenario 2007						
Verbot für	SG1	≤SG2	≤SG3	SG1+	≤SG2+	≤SG3+
Berlin	-1 %	-3 %	-11 %	-3 %	-5 %	-13 %
Kassel	-1 %	-2 %	-7 %	-2 %	-3 %	-8 %
Umschichtszenario 2010						
Verbot für	SG1	≤SG2	≤SG3	SG1+	≤SG2+	≤SG3+
Berlin	-1 %	-3 %	-12 %	-1 %	-4 %	-12 %
Kassel	0	-2 %	-7 %	-1 %	-3 %	-7 %
SG1 bis SG3: Schadstoffgruppe 1-3; SG1+ bis SG3+: Ausdehnung der Verbote auf die entsprechenden Euro-Stufen der Benzin-Pkw.						
Quelle: DIEGMANN et al. 2007a						

265. Aufgrund der dominanten Bedeutung des Straßenverkehrs als Quelle für NO_x-Emissionen ist auch die Wirksamkeit der verkehrsbezogenen Maßnahmen für die Minderung von NO_2 größer als für die Minderung von Feinstaub. Wie oben bereits erwähnt, müssen bei der Berechnung der NO_2-Immissionen die Gleichgewichtszustände zwischen NO und NO_2 berücksichtigt werden. Die neueren Hinweise darauf, dass sich das NO/NO_2-Verhältnis im Abgas von Dieselfahrzeugen mit bestimmten Abgasreinigungstechniken deutlich zu NO_2 verschiebt (Tz. 244), konnten in der Studie von DIEGMANN et al. (2007a) nicht berücksichtigt werden. Es ist möglich, dass diese Effekte die durch eine Erneuerung der Fahrzeugflotte mögliche Minderung der NO_2-Immissionen im Straßennahbereich wieder reduzieren (DIEGMANN et al. 2007a, S. 162).

4.5.1.3 Umweltzonen

266. Bei anspruchsvoller Ausgestaltung hat die Einführung von Umweltzonen gemäß § 40 Abs. 1 BImSchG unter den verschiedenen lokalen, verkehrsbezogenen Maßnahmen das größte Minderungspotenzial in Bezug auf PM_{10}- und NO_2-Immissionen (vgl. Tab. 4-8 und 4-9). Die Einrichtung von Umweltzonen ist vor allem dann effektiver als z.B. ein singuläres Durchfahrtsverbot für den LKW-Verkehr, wenn sich die Überschreitung der Immissionsgrenzwerte über größere Gebiete erstreckt. Um eine differenzierte Ausgestaltung von Umweltzonen zu ermöglichen, wurde am 1. März 2007 auf der Grundlage von § 40 Abs. 3 BImSchG die Verordnung zur Kennzeichnung emissionsarmer Kraftfahrzeuge (Kennzeichnungsverordnung, 35. BImSchV) in Kraft gesetzt. Sie regelt, welche Kfz eine zur Einfahrt in eine Umweltzone berechtigende Plakette erhalten können. Damit können Städte und Gemeinden Personen- und Lastkraftwagen je nach Schadstoffausstoß in vier Emissionsklassen einteilen. Diese Schadstoffgruppen (SG) orientieren sich für Dieselfahrzeuge an den gültigen europäischen Abgasgrenzwerten Euro 1 bis 4 (SG 4=Euro 4, SG 3=Euro 3 usw.) und am Wirkungsgrad der partikelmindernden Nachrüstungen ab Euro 1. Benzinfahrzeuge ab Euro 1, das heißt mit geregeltem Katalysator, werden in die SG 4 eingruppiert. Die Kennzeichnungsverordnung ermöglicht es den Ländern, auch Nutzergruppen, zum Beispiel Handwerker oder Anlieger, von Fahrverboten auszunehmen. Seit Veröffentlichung der Kennzeichnungsverordnung wurden verschiedene Ausnahmewünsche diskutiert, zum Beispiel für Oldtimer oder für Benzin-Fahrzeuge mit einem geregelten Katalysator der ersten Generation (also vor Euro 1). Entsprechende Ausnahmen sind inzwischen in die Kennzeichnungsverordnung aufgenommen worden (Pressemitteilung des BMU vom 14. November 2007), allerdings schwächen die zahlreichen Ausnahmen von der Kennzeichnungspflicht die Wirksamkeit der Umweltzonen.

Im Dezember 2007 war in den Luftreinhalteplänen von zwanzig Städten Deutschlands vorgesehen, eine Umweltzone einzuführen (Tab. 4-10; BMU 2007f). Damit haben die zulässigen Behörden noch nicht einmal in einem Viertel der Überschreitungsgebiete, in denen Luftreinhalte- oder Aktionspläne aufgestellt wurden (Tz. 260), diese immissionsmindernde Maßnahme vorgesehen. Darüber hinaus sind die in den geplanten Umweltzonen vorgesehenen Verkehrsbeschränkungen größtenteils nicht sehr ambitioniert. In allen Fällen erfolgt zunächst nur ein Verbot der niedrigsten Schadstoffklasse ab 2008 oder gar ab 2010, ein Verbot der Schadstoffgruppe 2 ist in den meisten Fällen erst ab 2012 geplant, ein Verbot der Schadstoffgruppe 3 ist nur in Hannover und Berlin ab 2010 geplant (zur Wirkung der unterschiedlich ausgestalteten Umweltzonen s. Tab. 4-8 und 4-9). Umweltzonen können den Anreiz zur Nachrüstung von Dieselfahrzeugen mit Partikelfiltern verstärken (Abschn. 2.5.2). Dieser Effekt wird aber umso schwächer, je später die Umweltzone eingerichtet wird.

Tabelle 4-10

Geplante Umweltzonen in Deutschland, Stand Dezember 2007

	Einfahrverbote für:		
Umweltzone ab:	**Schadstoffgruppe 1**	**Schadstoffgruppe 1-2**	**Schadstoffgruppe 1-3**
2008	Berlin, Hannover, Köln, Ilsefeld, Leonberg, Ludwigsburg, Mannheim, Reutlingen, Schwäbisch-Gmünd, Stuttgart, Tübingen, München Pleidelsheim: evtl. 1. Juli 08 oder 1. Jan. 2010	-	-
2009		Hannover (2. Stufe) München (2. Stufe)	-
2010	Freiburg, Heidelberg, Karlsruhe, Mühlacker, Pforzheim	evtl. Köln (2. Stufe)	Berlin (2. Stufe), Hannover (3. Stufe)
2012		Alle 2. Stufe: Freiburg, Heidelberg, Ilsefeld, Karlsruhe, Leonberg, Ludwigsburg, Mannheim, Mühlacker, Neu-Ulm, Pforzheim, Pleidelsheim, Reutlingen, Schwäb.-Gmünd, Stuttgart, Tübingen	
In Planung	Augsburg, Neu-Ulm		
			SRU/UG 2008/Tab. 4-10; Datenquelle: BMU 2007f

4.5.1.4 Anspruch des Einzelnen auf behördliches Einschreiten

267. Angesichts der zahlreichen, erheblichen Überschreitungen der Feinstaub-Grenzwerte stellte sich in der Praxis rasch die Frage nach einem effektiven Rechtsschutz für den Bürger. Diese Fragestellung ist auch nach den zwischenzeitlich ergangenen letztinstanzlichen Entscheidungen des Bundesverwaltungsgerichtes noch nicht befriedigend beantwortet worden. Zwar hat das Bundesverwaltungsgericht (BVerwG) mit seiner Entscheidung vom 27. September 2007 (BVerwG 7C 36.07) anerkannt, dass die Bürger, die von einer Grenzwertüberschreitung oder der Gefahr einer solchen betroffenen sind, einen im Klagewege durchsetzbaren Anspruch auf behördliche Anordnungen zur Abwehr der Gesundheitsgefährdungen haben. Dabei kommen auch Maßnahmen auf Grundlage der Straßenverkehrsordnung wie insbesondere Sperrungen von Straßen für den LKW-Durchgangsverkehr in Betracht. Gleichwohl sollen die Grenzwerte nur „grundsätzlich“ einzuhalten sein. Diese Auffassung ist mit der strikten Verbindlichkeit der Grenzwerte auch nach den Vorgaben des europäischen Luftqualitätsrechts kaum vereinbar. Mit der Festlegung dieser Grenzwerte hat der Normgeber selbst die Entscheidung bereits vorweggenommen, welche Immissionsreduktionen als erforderlich und angemessen anzusehen sind.

Ein subjektives Recht auf Aufstellung eines Aktionsplans soll nach Auffassung des Bundesverwaltungsgerichts zumindest nach nationalem Recht nicht bestehen

(BVerwG, Beschluss vom 27. März 2007, Az. 7C 9.06, NVwZ 2007, 695 ff.). Zur Begründung dieser Rechtsauffassung verweist das BVerwG im Wesentlichen darauf, dass mit der Aufstellung eines Aktionsplans noch keine unmittelbare Verbesserung der Luftqualität für den immissionsbelasteten Bürger einhergehe. Da die Verpflichtung zur Planerstellung nicht den Schutz des einzelnen Bürgers bezwecke, sondern Allgemeinwohlbelangen diene, scheide ein klagefähiges subjektives Recht auf Planerstellung aus. Rechtlos werde der Einzelne wegen seines Anspruchs auf planunabhängige luftqualitätswirksame Einzelmaßnahmen damit nicht gestellt. Zu überzeugen vermag diese Argumentation nicht. Wie das BVerwG selbst explizit hervorhebt, ist ein planerischer Ansatz einem unkoordinierten Vorgehen der verschiedenen Behörden überlegen. Gerade bei komplexen Sachverhalten mit einer Vielzahl von Luftverschmutzungsquellen und widerstreitenden Interessen koordiniere, so das Gericht, der Plan die Beiträge der Behörden und stelle damit eine effektive Einhaltung der Grenzwerte sicher. Nicht einzuleuchten vermag dann jedoch, warum dieser gegenüber Einzelmaßnahmen existierende Qualitätsvorteil der Luftaktionsplanung dem Bürger nicht zugute kommen soll (so auch WINKLER 2007; SPARWASSER 2006b).

Wie die Bedeutung der Luftreinhalteplanung als Instrument zum Schutz der Gesundheit der Bürger zu beurteilen ist, wird letztlich der EuGH entscheiden. Mit seinem bereits erwähnten Beschluss vom März 2007 hat das BVerwG nämlich dem europäischen Gerichtshof die Frage vorgelegt, ob sich ein einklagbares Recht auf Aktionsplanung aus dem Europarecht herleiten lasse.

4.5.1.5 Fazit

268. Die Luftreinhalte- und Aktionspläne sind ein wichtiges Instrument, um die Belastungen durch Luftschadstoffe zu verringern. Eine gebiets- und nicht nur projektbezogene Luftreinhalteplanung, die notwendige Emissionsreduktionen in koordinierter Weise auf die Emittenten verteilt, ist besonders leistungsfähig. Allerdings muss hervorgehoben werden, dass die Luftreinhalteplanung in Deutschland den für die Planaufstellung zuständigen Behörden keinerlei zusätzliche Eingriffsbefugnisse verleiht. Das kann dazu führen, dass die Genehmigung von Anlagen an den vor Ort gegebenen Luftverunreinigungen, die gerade auch durch Kraftfahrzeugemissionen mit verursacht werden, scheitern kann, während dies für die Errichtung und den Betrieb eines Verkehrsweges nach dem tradierten Regelungsmodell des BImSchG und der dazu ergangenen Rechtssprechung des BVerwG gerade nicht gilt (KOCH 2006). Für die erforderliche kommunale Gesamtverkehrsplanung hatte der SRU bereits 2005 ein Gemeindeverkehrsplanungsgesetz empfohlen (SRU 2005a, Tz. 516).

Weil der Straßenverkehr in den Ballungsgebieten wesentlich zur Feinstaub- und NO_2-Belastung in den städtischen Ballungsräumen beiträgt, sind verkehrsbezogene Maßnahmen der Städte und Gemeinden unerlässlich, um diese Belastungen zu reduzieren. Analysen von verkehrsbezogenen Maßnahmen zeigen, dass einzelne Maßnahmen nur mit wenigen Prozent zur Immissionsminderung beitragen, wirkungsvoller ist in jedem Fall ein Maßnahmenbündel. Allein eine anspruchsvoll gestaltete Umweltzone (Verbot für alle Kfz, die nicht in die Schadstoffgruppe 4 fallen ab 2010) kann über 7 % der Feinstaubbelastung und der NO_2-Belastung mindern. Die Effektivität einer Umweltzone ist höher, wenn sie großflächig angelegt und von einem gut ausgebauten ÖPNV bzw. der Förderung des Fahrrad- und des Fußgängerverkehrs flankiert wird und somit zur Verkehrsvermeidung beiträgt. Bei kleinräumigen Einfahrverboten, wie zum Beispiel Durchfahrtsverbote für LKW für einzelne Straßenabschnitte, besteht die Gefahr, dass es lediglich zu Verkehrsverlagerungen kommt. Langfristig sind Maßnahmen zur Verkehrsvermeidung notwendig. Dazu ist eine integrierte, verkehrsträgerübergreifende Verkehrsplanung notwendig (s. SRU 2005b, Tz. 20 f.).

269. Trotz der in den Luftreinhalte- und Aktionsplänen vorgesehenen Maßnahmen wird es in vielen Ballungsgebieten in den nächsten Jahren nicht gelingen, die Immissionsgrenzwerte für NO_2 und für PM_{10} zu unterschreiten (DIEGMANN et al. 2007a; 2007b, S. 76 f.). In etlichen Plänen ist das zur Verfügung stehende Arsenal an Maßnahmen nicht ausgeschöpft worden. Beispielsweise werden viele Umweltzonen zu spät und zu anspruchslos eingeführt (Tz. 266). Mit Blick auf die Hintergrundbelastung wird vielfach gefordert, dass bei der Maßnahmenfestsetzung der Luftreinhalteplanung, die gemäß § 47 Abs. 4 BImSchG anteilig alle beteiligten Emittentengruppen betreffen soll, auch die für die Hintergrundbelastung verantwortlichen Emittenten berücksichtigt werden müssten. Da die Luftreinhalteplanung – abgesehen von § 47 Abs. 4 S. 4 BImSchG – jedoch dort ihre Grenzen findet, wo die zu ergreifenden Maßnahmen nicht im örtlichen oder gar instanziellen Verantwortungsbereich der zuständigen Planaufstellungsbehörden liegen (z. B. Schadstoffgrenzwerte für Kfz), würden entsprechende Zuweisungen von Emissionsreduktionsverpflichtungen kaum Erfolg versprechen. Die Immissionsgrenzwerte für NO_2 und PM_{10} würden letztlich nicht erreicht werden. Deutlich wird damit auch die Notwendigkeit einer gleichzeitigen, flankierenden bundes- und EU-weiten quellenbezogenen Emissionsreduktion, die effektiv zur Reduktion der Überschreitungen führt. Die örtliche Luftreinhalteplanung ist kein neuer „Königsweg", sondern sie kann nur ihren ebenenspezifischen Problemlösungsbeitrag leisten. Unverzichtbar bleiben weitere Emissionsreduktionsverpflichtungen an den Quellen sowie entsprechende Problemlösungsbeiträge der überörtlichen Fachplanungen und der Raumordnung und

Landesplanung, zu denen die zuständigen Behörden nach § 45 Abs. 1 BImSchG verpflichtet sind.

4.5.2 Quellenbezogene Maßnahmen

270. Quellenbezogene Emissionsminderungen leisten einen wichtigen Beitrag zur großräumigen Reduzierung der Hintergrundbelastung durch Luftschadstoffe. Eine wirksame nationale Strategie zur Emissionsminderung an der Quelle erfordert eine genaue Analyse der Emissionsquellen, der Emissionssituation, der Minderungsmöglichkeiten, ihrer Potenziale und Kosten. Eine gute Grundlage für diese Analyse bietet ein Forschungsvorhaben des Umweltbundesamtes, in dem die Potenziale verschiedener Maßnahmen zur Minderung der Schadstoffe der NEC-Richtlinie (NO_x, SO_2 und NMVOC, ausgenommen NH_3) in Deutschland zusammengestellt worden sind (THELOKE et al. 2007). In dieser Studie, die als Begleitbericht zum Nationalen Programm der Bundesregierung zur Verminderung der Ozonbelastung und zur Einhaltung der Emissionshöchstmengen (BMU 2007a) veröffentlicht wurde, sind aus 150 fortschrittlichen, am Markt bereits realisierten technischen Maßnahmen zur Reduzierung von NO_x, SO_2 und NMVOC 58 Minderungsmaßnahmen herausgefiltert worden, die als mittelfristig umsetzbar eingeschätzt werden. Die detailliert beschriebenen Minderungsoptionen betreffen mobile Quellen (Straßen-, Schienen-, Flugverkehr und Binnenschifffahrt), die Lösemittelanwendung, stationäre Feuerungsanlagen und Produktionsprozesse wie die Zement-, Glas- oder Walzstahlherstellung. Die für umsetzbar eingeschätzten Maßnahmen, für die ein Minderungspotenzial angegeben werden konnte, ergeben zusammen für Deutschland ein kurzfristig realisierbares Minderungspotenzial bis 2010 von 66,5 kt für NO_x und 59,2 kt für NMVOC. Bis 2020 ermittelt die Studie darüber hinaus ein realisier- und quantifizierbares Minderungspotenzial für NO_x von 440 kt, für SO_2 von 100 kt und für NMVOC von 80 kt.

Die Bundesregierung bezieht sich in ihrem nationalen Bericht (BMU 2007a) auf die von THELOKE et al. für 2010 berechneten Minderungspotenziale. Für NO_x soll das Minderungspotenzial durch die Weiterentwicklung der LKW-Maut und die Förderung der Anschaffung emissionsarmer schwerer Nutzfahrzeuge erreicht werden. Die NO_x-Emissionen von stationären Anlagen sollen durch Erschließung zusätzlicher Emissionsreduktionspotenziale weiter gesenkt werden. In der Landwirtschaft rechnet die Bundesregierung mit einer weiteren Reduzierung der NH_3-Emissionen durch ihr Programm zur Senkung der Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft. Außerdem setzt sich die Bundesregierung innerhalb der EU für die Weiterentwicklung der Grenzwertnormen für Kfz ein (s. Abschn. 4.6.1.4). Mit den auf Gemeinschaftsebene und in Deutschland durchzuführenden zusätzlichen Maßnahmen erwartet die Bundesregierung eine weitere Minderung der NO_x- und der NH_3-Emissionen um jeweils

circa 60 kt (BMU 2007a). Damit könnten die Vorgaben der NEC-Richtlinie erfüllt werden (Tab. 4-6). Allerdings werden im nationalen Programm die Minderungsmaßnahmen für einige Emissionsquellen nicht ausreichend präzisiert. Dies betrifft die stationären Feuerungsanlagen, für die nur erwähnt wird, dass Gespräche geführt würden, um festzustellen, welches Minderungspotenzial bis 2010 erschlossen werden könnte (BMU 2007a, S. 25) und die Landwirtschaft, für die ebenfalls konkrete Minderungsvorschläge fehlen.

Im Folgenden sollen für die aktuell wichtigsten Schadstoffe NO_x, NH_3 und Feinstaub die von der Bundesregierung geplanten quellenbezogenen Minderungsmaßnahmen diskutiert werden. Dabei werden die wesentlichen Quellen für diese Schadstoffe, nämlich Straßenverkehr, Verbrennungsanlagen und Landwirtschaft behandelt (vgl. Tab. 4-2).

4.5.2.1 Straßenverkehr

271. Ein wichtiger Schritt zur Minderung der Emissionen des Straßenverkehrs ist zweifelsohne die Fortschreibung der europäischen Abgasnormen für Kfz (s. Abschn. 4.6.1.4). Für 2009 ist die Einführung der Euro 5-Normen für PKW und leichte Nutzfahrzeuge vorgesehen, welche eine eher moderate Verschärfung der NO_x-Grenzwerte und deutliche Absenkung der Partikelgrenzwerte bei Dieselfahrzeugen bzw. Nutzfahrzeugen vorsieht (Tab. 4-13). Neue Abgasnormen für schwere Nutzfahrzeuge (Euro VI), mit deutlichen Reduktionen bei den Partikel- und NOx-Grenzwerten, sind von der Europäischen Kommission für 2013 vorgeschlagen worden (Tz. 294). Da die Abgasnormen nur Neufahrzeuge betreffen und somit nur langfristig zur Entlastung beitragen, sind weitere Maßnahmen zur kurzfristigen Minderung der Luftbelastungen erforderlich.

Minderung der Partikelemissionen

272. Überschreitungen der Tagesgrenzwerte für PM_{10} werden insbesondere an verkehrsreichen Standorten im innerstädtischen Bereich gemessen (Tz. 242). Eine besondere Dringlichkeit hat daher die weitere Reduktion der Feinstaubemissionen des Straßenverkehrs. Zudem weisen Partikel, die aus Dieselmotoren emittiert werden (Dieselrußpartikel), im Vergleich zu Feinstäuben anderer Quellen eine hohe Inhalationstoxizität auf (s. a. Tz. 249; SRU 2002, Tz. 552). Für eine erfolgreiche Minderung der Belastungen durch Feinstaub sind vielfältige, kurz- und langfristig ausgerichtete Maßnahmen auf lokaler Ebene notwendig (Tz. 269; SRU 2005a).

Besonders wirksam ist dabei die Nachrüstung von alten Dieselfahrzeugen mit Partikelfiltern. Mit Partikelfiltern zur Abgasreinigung können über 90 % der Emissionen reduziert werden. Um kurzfristig Erfolge in der Reduktion der Belastungslage zu

erzielen, ist eine staatliche Förderung der Einführung des Dieselrußfilters in Kraftfahrzeugen unumgänglich (s. a. SRU 2005b). Erfreulicherweise wird inzwischen die Nachrüstung von Dieselfahrzeugen mit Partikelfiltern gefördert. Zum einen wird die Nachrüstung von PKW für den Zeitraum vom 1. Januar 2006 bis Ende 2009 mit einer einmaligen Steuergutschrift von 330 Euro belohnt. Zum anderen erfolgt vom 1. April 2007 bis zum 31. März 2011 eine Anhebung der Kfz-Steuer für alle Fahrzeuge ohne Filtertechnik um 1,20 Euro je 100 Kubikzentimeter Hubraum (s. a. 4. Gesetz zur Änderung des Kraftfahrzeugsteuergesetzes).

Prinzipiell ist die Fokussierung der Förderung auf die Nachrüstung von Bestandsfahrzeugen zu begrüßen. Dabei ist allerdings fraglich, ob der Förderzeitraum von vier Jahren ausreicht, damit ein maßgeblicher Anteil der Fahrzeuge nachgerüstet wird. Außerdem ist zu kritisieren, dass bereits Filtersysteme ab einer Partikelreinigung von mindestens 30 % gefördert werden, was angesichts der bestehenden technischen Möglichkeiten ausgesprochen wenig ist. Diese so genannten offenen Systeme sind deutlich günstiger – die Kosten belaufen sich auf etwa 550 bis 800 Euro – als geschlossene Systeme mit einer Filterleistung von 90 % und mehr, deren Einbau zwischen 1 200 bis 1 500 Euro kosten würde. Mit dem derzeitigen Fördermodell besteht für Autofahrer von Dieselfahrzeugen kein Anreiz ihr Fahrzeug mit den wirkungsvolleren, geregelten Partikelfiltersystemen auszustatten. Jeder Fahrzeughalter erhält die gleiche Fördersumme unabhängig davon, für welche Technologie er sich entscheidet. Aus diesem Grunde wäre eine Differenzierung der Fördersumme nach der Filterleistung wünschenswert, um somit auch den Einbau von besonders effizienten, geschlossenen Partikelfiltern entsprechend zu belohnen.

273. In Bezug auf die Umweltzonen (Abschn. 4.5.1.3) besteht zurzeit in erster Linie ein Anreiz, besonders „schadstoffreiche“ Dieselfahrzeuge mit entsprechender Abgasreinigungstechnologie nachzurüsten (z. B. in Berlin Dieselfahrzeuge, die nicht mindestens der Euro 2-Norm entsprechen, vgl. Tab. 4-10), damit diese in den Umweltzonen fahren dürfen.

Weiterhin ist es dringend erforderlich, auch finanzielle Anreize für die Förderung der Partikelfilter-Nachrüstung von Lastkraftwagen und kleineren Nutzfahrzeugen zu setzen (SRU 2005b). Immerhin kann der Anteil dieser Fahrzeuge an der Dieselrußbelastung an verkehrsreichen Standorten bis zu 50 % ausmachen. Mit der 30. Verordnung zur Änderung der Straßenverkehrs-Zulassungs-Ordnung sind zwar die rechtlichen Grundlagen für die Nachrüstung von Nutzfahrzeugen geschaffen worden, eine finanzielle Förderung steht aber bisher noch aus. Eine sehr sinnvolle Option ist die weitere Aufspreizung der LKW-Maut für Autobahnen nach Schadstoffklassen, die es ermöglicht, mit Partikelfilter ausgestatteten Fahrzeugen finanzielle Vorteile einzuräumen. Damit dieses Instrument auch im stark belasteten innerstädtischen

Bereich zur Immissionsminderung beiträgt, ist es notwendig, die Maut auf kleinere Fahrzeuge ab 3,5 t und auf weitere Straßen, wie zum Beispiel so genannte Ausweichstrecken, auszuweiten (s. hierzu SRU 2005b).

Weitere Minderung der NO_2-Emissionen notwendig

274. Der Straßenverkehr ist für den Hauptanteil der NO_x-Emissionen verantwortlich. Außerdem treten die höchsten NO_2-Immissionen in unmittelbarer Nähe zum Straßenverkehr auf. In Zukunft wird ein weiterer Zuwachs der Fahrleistungen (v. a. im Güterverkehr, vgl. die Pressemitteilung des Bundesministeriums für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung vom 6. August 2007) und zudem ein steigender Anteil an Diesel-PKW erwartet (BMU 2007a). Dieselfahrzeuge ohne spezielle Minderungsmaßnahmen emittieren mehr NO_x als Benzinfahrzeuge. Außerdem kommt es, wenn Dieselfahrzeuge mit Oxidationskatalysator oder mit Oxidationskatalysator und nachgeschaltetem Rußfilter ausgestattet sind, zu funktionsbedingt erhöhten NO_2-Emissionen im Abgas dieser Fahrzeuge (Tz. 244). Die genannten Entwicklungen tragen aller Wahrscheinlichkeit nach dazu bei, dass die NO_2-Konzentrationen in der Luft nur geringfügig abnehmen werden (Tz. 243). Abzuwarten bleibt, inwieweit die gerade eingerichteten Umweltzonen dazu beitragen werden, die NO_2-Belastungen in den Ballungsgebieten zu mindern (Tz. 266). Um die zukünftigen NO_2-Grenzwerte einhalten zu können, ist daher eine weitere deutliche Reduzierung der NO_x-Emissionen aus dem Kfz-Verkehr notwendig. Dafür wäre es erforderlich, die europäischen NO_x-Abgasnormen für Dieselfahrzeuge möglichst frühzeitig und somit bereits 2009 deutlich abzusenken, was bedauerlicherweise nur unzureichend vorgesehen ist (s. Abschn. 4.6.1.4). Da die EU-Abgasgesetzgebung bisher nur NO_x, und nicht die Einzelkomponenten NO und NO_2 begrenzt, sollte außerdem über eine separate Begrenzung der NO_2-Emissionen im Abgas von (Diesel)-Fahrzeugen nachgedacht werden (FALKENBERG 2006; KESSLER et al. 2007). Von der Europäische Kommission wurde ein Vorschlag für Abgasgrenzwerte für schwere Nutzfahrzeuge vorgelegt, innerhalb dessen auch die Erarbeitung eines Grenzwertes für das Verhältnis von NO_x zu NO_2 vorgesehen ist (Europäische Kommission 2007c; s. Tz. 294). Eine weitere Option zur Minderung der NO_x-Emissionen des Straßenverkehrs ist beispielsweise die Einführung von SCR-Katalysatoren (SCR – Selektive katalytische Reduktion). Der SCR-Katalysator reduziert die Stickstoffoxide mit Hilfe von Harnstoff zu Stickstoff und Wasserdampf (s. SRU 2005a, Tz. 283). Um kurzfristig zu einer breiten Anwendung dieser Technologie zu kommen, sind entsprechende Förderungen beispielsweise über Steuererleichterungen für die Nachrüstung oder auch eine entsprechende Aufspreizung der LKW-Maut, langfristig eine weitere Verschärfung der Abgasnormen für schwere Nutzfahrzeuge erforderlich.

4.5.2.2 Verbrennungsanlagen

Großfeuerungs- und Abfallverbrennungsanlagen

275. Bereits im UG 04 hat der SRU kritisiert, dass es bei der novellierten Verordnung über Großfeuerungs- und Gasturbinenanlagen (13. BImSchV) zu viele Ausnahmeregelungen für Altanlagen gäbe, sodass zu befürchten sei, dass die Anforderungen der NEC-Richtlinie in Bezug auf die NO_x-Emissionen nicht einzuhalten wären, wenn nicht große Anstrengungen in anderen Sektoren unternommen würden. Außerdem bewegen sich die Emissionsgrenzwerte für Staub und NO_x am anspruchslosen Ende der Spanne, die in europäischen Referenzdokumenten als Beste Verfügbare Technik (BVT) vorgeschlagen werden (SRU 2004, Tz. 602 f.). Neue Berechnungen im Auftrag der Bundesregierung zeigen nun, dass für die Emissionsquelle Großfeuerungsanlagen sogar 18 kt NO_x mehr bilanziert werden müssen als 2002 angenommen. Das liegt daran, dass nunmehr im Energiereferenzszenario der Bundesregierung bei der Stromerzeugung ab 2010 von einem höheren Kohleeinsatz und einem höheren Anteil an den emissionsintensiveren Gasturbinen und Gas- und Dampfturbinen (GuD)-Kraftwerken ausgegangen wird, sodass es trotz Novellierung der 13. BImSchV insgesamt zu höheren NO_x aus Großfeuerungsanlagen kommen wird (BMU 2007a).

Um die NO_x-Emissionen aus großen Feuerungsanlagen weiter zu senken, hat das Bundeskabinett am 5. Dezember 2007 einen Verordnungsentwurf beschlossen, der für neue Feuerungsanlagen ab einer thermischen Leistung von 100 Megawatt (MW_{th}) und für Abfallverbrennungs- und Mitverbrennungsanlagen ab 50 MW_{th} ab 2013 einen Jahresmittelwert für NO_x-Emissionen von 100 mg NO_x/m^3 vorsieht (BMU 2007g). Beim Einsatz von gasförmigen Brennstoffen soll ein NO_x-Jahresmittelwert von 50 bzw. 35 mg/m^3 gelten. Abfallverbrennungsanlagen müssen diese Grenzwerte ebenfalls einhalten, auch wenn sie zur NO_x-Belastung nur einen kleinen Beitrag leisten (circa 16,5 kt NO_x/a, mit einem Minderungspotenzial von circa 6 bis 7 kt NO_x pro Jahr). Begründet wird dies mit andernfalls auftretenden Akzeptanzproblemen bei der Bevölkerung (LAHL 2008).

Leider beziehen sich die neuen Grenzwerte für NO_x nur auf neue Anlagen, nicht jedoch auf die Fülle der Altanlagen. Damit werden die Emissionshöchstmengen der NEC-Richtlinie (Tz. 258) nicht erreicht werden können. Die in einem Forschungsprojekt des UBA durchgeführten Analysen zu möglichen Minderungsmaßnahmen zeigen, dass auch bei bestehenden Anlagen Nachrüstungen möglich sind, die eine deutliche Minderung der NO_x-Grenzwerte ab 2015 ermöglichen könnten (THELOKE et al. 2007, S. 124 f.). Für mit Steinkohle befeuerte Feuerungsanlagen > 300 MW_{th} wird beispielsweise durch eine Optimierung des Abgasreinigungssystems eine Minderung

der NO_x-Emissionen auf unter 100 mg/m^3 bis 2010 für technisch realisierbar gehalten – der jetzige Grenzwert der 13. BImSchV für diese Anlagen beträgt für Neuanlagen 200 mg/m^3, für bestehende Anlagen 300 mg/m^3 (jeweils Tagesmittel).

Eine mögliche Ausdehnung der verschärften Anforderungen für NO_x auf bestehende Abfallverbrennungsanlagen wäre mit einer Altanlagenregelung von einigen Jahren vertretbar: nach einer aktuellen Umfrage der Interessengemeinschaft der Thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland e.V. (ITAD) wären von einer Absenkung des NO_x-Grenzwertes circa 30 % der Abfallverbrennungsanlagen in Deutschland betroffen (schriftl. Mitteilung vom 12. November 2007).

Maßnahmen zur Minderung der Feinstaubemissionen wurden, ebenfalls im Auftrag des Umweltbundesamtes, von JÖRß und HANDKE (2007) untersucht. Demnach wäre ein Staubgrenzwert von 10 mg/m^3 (Tagesmittel) ab 2015 bei bestehenden kohlebefeuerten Großfeuerungsanlagen möglich (der derzeitige Grenzwert liegt bei 20 mg/m^3), indem existierende Filteranlagen ertüchtigt bzw. erweitert werden. Durch die Verschärfung des Emissionsgrenzwerts ergäbe sich eine zusätzliche Emissionsminderung von 4,5 kt Gesamtstaub, 4,0 kt PM_{10} bzw. 3,6 kt $PM_{2,5}$. Dies entspräche einer Minderung der Emissionen aus Großfeuerungsanlagen des Referenzszenarios um circa 40 % (JÖRß und HANDKE 2007).

Feinstaub aus Holzfeuerungen, Novellierung 1. BImSchV

276. Während die Feinstaubemissionen anderer Quellgruppen (z. B. Kraftwerke, Industrieprozesse, Straßenverkehr) immerhin rückläufig sind, war bei Kleinfeuerungsanlagen in den letzten Jahren aufgrund des verstärkten Holzeinsatzes ein Emissionsanstieg zu beobachten (BEHNKE 2007). 2005 betrugen die PM_{10}-Emissionen aus Feuerungsanlagen in privaten Haushalten und im Kleingewerbe circa 27 kt (JÖRß und HANDKE 2007). Damit ist dieser Sektor im Bereich der stationären Anlagen die zweitgrößte Emissionsquelle für PM_{10} in Deutschland – nach den Industrieprozessen und noch vor den Kraft- und Fernheizkraftwerken. Der Hausbrand ist zudem relevant, weil seine Emissionen meist in niedrigen Höhen und in der Regel in Wohngebieten vorkommen und damit zum lokalen Hintergrund beitragen – wenn auch die Belastung des Menschen nicht so unmittelbar wie im Straßenverkehr ist.

Von der Gesamtmenge der PM_{10}-Emissionen aus kleinen und mittleren Feuerungsanlagen wurden circa 88 % durch die Verfeuerung von Holz und nur circa 7 % durch die Verfeuerung von Kohle verursacht (BMU 2006b). Die PM_{10}-Emissionen aus holzbeschickten Kleinfeuerungen lagen 2005 mit 24,0 kt (davon 22 kt aus privaten und 2 kt aus gewerblichen Anlagen) bereits höher als die motorbedingten PM_{10}-Emissionen aus dem Straßenverkehr (20,8 kt) (vgl. Tab. 4-2; Bundesregierung 2007).

Holzfeuerungen werden in zentrale Heizungsanlagen (Heizkessel) und so genannte Einzelraumfeuerungen unterteilt. Maßgeblich verantwortlich für die hohen Staubemissionen sind vor allem die zumeist älteren Einzelraumfeuerungen (also Kachelöfen oder Kaminöfen). In den circa 14 Millionen installierten Einzelraumfeuerungen (gegenüber 1 Mio. Heizkesseln) werden etwa 70 % des gesamten Energieeinsatzes an Festbrennstoffen im Bereich der Haushalte und Kleinverbraucher verfeuert (BMU 2006b). Die spezifischen Feinstaubemissionen von Holzfeuerungen hängen stark von Alter, Bauart, Wartungszustand der Anlage, Art des Holzes (z. B. Wassergehalt) und Art der Befeuerung ab und liegen je nach Feuerungstyp um das 20- bis 160-fache über den spezifischen Emissionswerten von Ölfeuerungen. Es gibt zwar neue, emissionsarme Holzfeuerungen – hierzu zählen in erster Linie die Holzpelletheizungen – ihr Anteil am Gesamtbestand der Zentralheizungsanlagen in Deutschland liegt aber erst im Promillebereich und wird von der Branche für 2015 auf rund drei Prozent veranschlagt (Ceto-Verlag 2006). Feinstäube aus unvollständiger Verbrennung, die vor allem bei Holzöfen mit veralteter Technik und bei unsachgemäßem Betrieb vorkommen, sind besonders gesundheitsrelevant (BMU 2007d).

277. Die Anforderungen der Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen (1. BImSchV) legen einen Staubgrenzwert von 150 mg/m^3 erst ab einer Wärmeleistung von 15 kW fest. Der größte Teil der Holzfeuerungsanlagen besteht jedoch aus Einzelraumfeuerungsanlagen und Heizkesseln, die eine Wärmeleistung deutlich unter 15 kW haben. Darüber hinaus stammen die Grenzwerte und die Überwachungsregeln der 1. BImSchV noch aus dem Jahr 1988 und berücksichtigen damit weder neuere Erkenntnisse zu den gesundheitlichen Auswirkungen von Feinstaub noch die technischen Entwicklungen bei kleinen Holzfeuerungsanlagen seit diesem Zeitpunkt (BEHNKE 2007).

Um die Feinstaubemissionen aus den Kleinfeuerungsanlagen zu senken, ist es also dringend notwendig, die Leistungsgrenzen für die Emissionsanforderungen zu senken und anspruchsvolle Emissionsstandards insbesondere für Einzelraumfeuerungen festzusetzen. Die Argumentation, die Staubgrenzwerte für Holzfeuerungen dürften nicht zu scharf sein, um nicht die Verbrennung von Biomasse zu behindern, ist nicht richtig. Vielmehr muss auch die Verbrennung von Biomasse möglichst umweltgerecht erfolgen, damit diese ihrem umweltfreundlichen Anspruch gerecht werden kann.

278. Auch das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) hält eine umfassende Überarbeitung der 1. BImSchV für dringend notwendig und hat im August 2007 einen Entwurf zur Novellierung der 1. BImSchV vorgelegt (2007c). Kernelemente des Vorschlags sind die herabgesetzten Emissionsgrenzwerte für Staub und Kohlenmonoxid bei Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe und die

Einführung von Prüfstandsanforderungen für neue Einzelraumfeuerungen sowie die Senkung der Leistungsgrenze für überwachungspflichtige Anlagen von 15 kW auf 4 kW. Außerdem ist die Liste der erlaubten Brennstoffe erweitert worden: neben „Stroh oder ähnliche pflanzliche Stoffe“ (1. BImSchV, § 3 Abs. 1 Nr. 8) soll im Zuge der Novellierung auch die Getreideverbrennung erlaubt werden.

Für die Feinstaubemissionen aus neuen holzbefeuerten Heizungsanlagen soll ab Inkrafttreten der Novelle je nach Brennstoff und Größe der Anlage ein Staubgrenzwert von 60 bis 100 mg/m^3 gelten. Ab 2015 verschärft sich dieser Grenzwert dann auf einheitlich 20 mg/m^3. Für neue Einzelraumfeuerungen gilt bei der Typprüfung ein Emissionsgrenzwert für Staub von 100 mg/m^3 bzw. von 50 mg/m^3 für Pelletöfen. Um den Austausch der emissionsrelevanten alten Einzelraumfeuerungen zu forcieren, waren ursprünglich Übergangsregelungen für diese Altanlagen vorgeschlagen worden, die beispielsweise für Einzelraumfeuerstätten mit einer Typenprüfung vor 1985 eine Außerbetriebnahme bis spätestens zum 31. Dezember 2014 vorsahen (BMU 2006b). Gegen diese Regelungen gab es von vornherein heftigen Widerstand, im aktuellen Verordnungsentwurf des BMU sind die Übergangsregelungen nun so abgeschwächt, dass die alten Einzelraumfeuerstätten mit einer Typenprüfung vor 1985 erst zum 31. Dezember 2017 außer Betrieb genommen werden müssen, die Außerbetriebnahme bis Ende 2014 gilt nur noch für Einzelraumfeuerstätten mit einer Typenprüfung vor 1975 (BMU 2007c).

Die Vorgaben für bestehende Feuerungsanlagen sind entscheidend, das zeigen Szenarienberechnungen des Umweltbundesamtes: Wenn die 1. BImSchV nicht überarbeitet wird, werden häusliche Feuerungen im Jahr 2025 mehr als 31 kt Staub emittieren. Werden nur die Grenzwerte für neue Anlagen geregelt, so vermindern sich die Emissionen auf 23 kt im Jahr 2025. Werden zusätzlich auch die bestehenden Anlagen geregelt, dann reduzieren sich die Emissionen aus häuslichen Feuerungen auf rund 10 kt im Jahr 2025 (BMU 2007e). Angesichts der Bedeutung der Holzfeuerungen für die Feinstaubbelastung gerade in den Ballungsgebieten und um daher eine effektive Minderung der Feinstaubemissionen zu erreichen, spricht sich der SRU dafür aus, an den Übergangsregelungen des oben genannten Verordnungsentwurfs festzuhalten und diese keinesfalls weiter abzuschwächen.

4.5.2.3 Landwirtschaft

279. Die Landwirtschaft ist mit über 95 % der Hauptemittent aller NH_3-Emissionen in Deutschland (Tab. 4-2). NH_3 entsteht dabei zum weit überwiegenden Teil durch Tierhaltung und in geringerem Maße durch Düngemittelverwendung in der Landwirtschaft. NH_3 ist nach dem starken Rückgang der Schwefeldioxidbelastung in den vergangenen Jahren zum wichtigsten versauernden und eutrophierenden

Luftschadstoff für Böden und Gewässer geworden (Tz. 246). Dieser Trend wird sich angesichts der gegenwärtigen Entwicklung fortsetzen (UBA 2006b). Der Rückgang der Emissionen von 2001 gegenüber 1990 um etwa 18 % wurde überwiegend durch den Abbau der Tierbestände in den neuen Bundesländern erzielt. NH_3 ist auch bedeutsam als Vorläufersubstanz für Feinstaub (Tz. 254).

Maßnahmen zur Reduzierung der Ammoniakemissionen müssen vor allem bei der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft ansetzen. Hierzu hat die Bundesregierung in ihrem nationalen Programm (Tz. 270) Maßnahmen aufgelistet, die aber vielmehr einer Wunschliste als einem umsetzbaren Programm gleichen. Empfohlen wird darin beispielsweise, dass im Rahmen der weiteren Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) die Auswirkungen auf die Art und Intensität der Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Betriebe und deren Ammoniakemissionen berücksichtigt werden sollten. Es sollte das Ziel der GAP sein, die Direktzahlungen von den produzierten Mengen zu entkoppeln. Weiterhin wird die Förderung des ökologischen Landbaus und die Anwendung der guten fachlichen Praxis und des Standes der Technik empfohlen (BMU 2007a). Einzig zur Düngeverordnung wird angemerkt, dass die Anforderungen an den Stand der Technik weiter konkretisiert werden sollen. Darüber hinaus fehlen konkrete Maßnahmen, die über die bisher durchgeführten Maßnahmen hinausgehen bzw. die eine bessere Umsetzung der geltenden Regelungen fördern.

In Bezug auf die Genehmigung von Tierhaltungsanlagen ist sogar festzustellen, dass die jüngsten Aktivitäten der Bundesregierung (Verabschiedung des Gesetzes zur Reduzierung und Beschleunigung von immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren vom Juni 2007) das Risiko bergen, dass nicht ausreichend auf die Vermeidung von NH_3-Emissionen geachtet wird. Dazu gehören erstens, dass die Umweltverträglichkeitsprüfung für neue größere Massentierhaltungsanlagen entfällt (s. Pressemitteilung des BUND (Bund für Umwelt und Naturschutz) vom 22. Juni 2007) und zweitens, dass die immissionsschutzrechtliche Genehmigung für kleine Familien- oder Nebenerwerbsbetriebe mit mehr als 50 Großvieheinheiten und mehr als zwei Großvieheinheiten je Hektar vollständig abgeschafft wird bzw. eine immissionsschutzrechtliche Genehmigung bei Rinderställen erst ab 600 und bei Kälberställen erst ab 500 Tierplätzen vorgeschrieben wird (s. Pressemitteilung des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz vom 14. Juni 2007).

Die bestehenden immissionsschutzrechtlichen Anforderungen müssen konsequent umgesetzt werden. Nach der TA Luft (Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft) von 2002) sollen bei Bau oder Erweiterung genehmigungsbedürftiger landwirtschaftlicher

Anlagen erstmals auch Stickstoff-Depositionen bewertet werden. Die Umsetzung dieser Forderung hat aufgrund fehlender konkreter Vorgaben und mangelnder Konventionen zu Unsicherheiten und Schwierigkeiten bei den zuständigen Genehmigungs- und Überwachungsbehörden geführt. Daraufhin wurde in einem Arbeitskreis der Bund/Ländergemeinschaft für Immissionsschutz (LAI) eine einheitliche, standardisierte Methodik zur Ermittlung und Bewertung von Stickstoffeinträgen entwickelt, um so zur Vereinfachung des Vollzugs und zu einem größeren Maß an Rechtssicherheit bei der Anlagen-Genehmigung beizutragen (o. V. 2007; LAI 2006). Gegen diese Verwaltungsempfehlung und die darin empfohlene Anwendung des Konzeptes der Critical Loads auf einzelbetrieblicher Ebene gab es Einwände einiger Bundesländer bis hin zur Empfehlung der Agrarministerkonferenz, die weiteren Arbeiten an dieser Verwaltungsempfehlung einzustellen (AMK 2006).

4.5.2.4 Fazit

280. In Bezug auf Maßnahmen an der Quelle sind die derzeitigen Emissionsminderungsvorschläge der Bundesregierung für Großfeuerungsanlagen und Abfall(mit)verbrennungsanlagen wenig ambitioniert. Die in einem Entwurf des BMU vorgeschlagenen Regelungen zu bestehenden Kleinfeuerungsanlagen drohen insbesondere unter dem Einfluss des Wirtschafts- und des Landwirtschaftsressorts zu verwässern. Im Landwirtschaftssektor fehlen konkrete Minderungsvorschläge, die derzeitige Regelungspraxis zeugt eher von einem Abbau als von einem Aufbau der Emissionsanforderungen.

Langfristig werden weitere Emissionsquellen (z. B. Luftverkehr) an Bedeutung gewinnen. Auch die Minderung der Schadstoffe SO_2 und NMVOC darf nicht aus den Augen verloren werden. Hier müssen bereits jetzt vorausschauend Regelungen geschaffen werden, die weitere Emissionsminderungen ermöglichen, denn selbst bei Umsetzung der von THELOKE et al. (2007) genannten mittelfristigen Minderungspotenziale (Tz. 270) würden diese Maßnahmen bei SO_2 und NMVOC nicht ausreichen, um die Ziele der thematischen Strategie zu erreichen (vgl. Tab. 4-6).

281. Dennoch, das Problem der Hintergrundbelastung kann nur gemeinschaftlich gelöst werden. Aktivitäten der EU sind notwendig, um EU-weit einen einheitlichen Stand der Technik für Anlagen und für mobile Quellen zu definieren. Die Bundesregierung sollte sich dafür einsetzen, dass entsprechende, fortschrittliche Standards auf EU-Ebene verabschiedet werden, wenn nötig aber mit eigenen Emissionsstandards vorangehen.

4.6 Novellierung des EU-Luftreinhalterechts

282. Mit dem Vorschlag für eine neue thematische Strategie zur Luftreinhaltung und dem darin enthaltenen Vorschlag für eine neue Luftqualitätsrichtlinie, beide vom September 2005, hat die Europäische Kommission die notwendige Fortentwicklung des EU-Luftreinhalterechts begonnen. Die neue Luftreinhaltestrategie beinhaltet auch die Überarbeitung der Richtlinie über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe (NEC-Richtlinie), bei der die Herabsetzung der Höchstmengen für NO_x, SO_2, NH_3 und VOC und eine mögliche Aufnahme von Feinstaub diskutiert werden. Darüber hinaus hat die Kommission den Revisionsprozess für die Richtlinie zur Vermeidung und Verminderung von Umweltverschmutzung (IVU-Richtlinie) in Gang gesetzt. Nachfolgend wird analysiert, welche Beiträge zur Bewältigung der aktuellen Luftreinhalteprobleme die intendierte Fortentwicklung des EU-Rechts erwarten lässt.

4.6.1 Fortentwicklung der thematischen Strategie zur Luftreinhaltung

4.6.1.1 Ziele der Strategie

283. Die thematische Strategie zur Luftreinhaltung, von der Europäische Kommission am 21. September 2005 veröffentlicht (Europäische Kommission 2005b), legt die Luftreinhaltestrategie der EU für die kommenden 15 Jahre fest. Die Strategie verfolgt drei Ziele, nämlich deutliche Verbesserungen für die Gesundheit des Menschen, Verminderungen von Versauerung und Eutrophierung und dabei eine Sicherung der Wachstums- und Beschäftigungsziele der Lissabon-Strategie (GAMMELTOFT 2005). Konkret will die Kommission mit ihrer Strategie bis 2020 die folgenden Zwischenziele erreichen (mit eingerechnet sind die bereits durch beschlossene Regelungen zu erwartenden Verbesserungen): Verminderung der Lebenszeitverluste durch Feinstaub um 47 %, der akuten Mortalität durch Ozon um 10 %, der übersäuerten Waldflächen um 74 %, der übersäuerten Frischwasserflächen um 39 %, der Ökosystemflächen mit zu hohen Nährstoffeinträgen um 43 % und der durch Ozon geschädigten Waldflächen um 15 %. Diese Reduktionsziele der Strategie sind vorerst noch nicht rechtlich bindend. Sie bilden aber die Grundlage für die geplante Revision der NEC-Richtlinie (s. Abschn. 4.6.3).

284. Um die Ziele der Strategie zu erreichen, müssen in Europa im Vergleich zum Jahr 2000 die NO_x-Emissionen um 60 % gemindert werden, die SO_2-Emissionen um 82 %, die NMVOC-Emissionen um 51 %, die NH_3-Emissionen um 27 % und die primären $PM_{2,5}$-Emissionen um 59 %. Die Luftreinhaltestrategie basiert auf umfangreichen Informationen zu Luftschadstoffen, die im Rahmen des „Clean Air for Europe-(CAFE)“-Programms gesammelt, entwickelt und validiert wurden. Ziel des

CAFE-Programms war es, eine langfristige und integrierte Luftreinhaltestrategie zu erarbeiten, basierend auf dem Vorsorgeprinzip die zu erreichenden wirkungsbezogenen Luftqualitätsstandards zu definieren, die Wirksamkeit der bisherigen Gesetzgebung zum Erreichen dieser Ziele zu überprüfen und, falls erforderlich, Politikvorschläge für neue kosteneffektive Maßnahmen zur Zielerreichung zu entwickeln. Mithilfe aufwendiger Modellrechnungen wurde ein „baseline szenario", dem keine über die aktuelle Luftreinhaltepolitik hinausgehenden Emissionsminderungsmaßnahmen zugrunde liegen, sowie verschiedene Politikszenarien und entsprechende Emissionsprognosen berechnet (vgl. auch Tab. 4-3 bis 4-5). Mit den Szenarien wurde anschließend eine Nutzen-Kosten-Analyse (NKA) durchgeführt (Abschn. 4.6.1.3).

285. Im ursprünglichen Vorschlag der Generaldirektion Umwelt der EU (GD Umwelt) zur Luftreinhaltestrategie, der eigentlich bereits im Sommer 2005 veröffentlicht werden sollte, waren Ziele mit Kosten von circa 12 Milliarden Euro eingeplant gewesen (vgl. Tab. 4-12). Nachdem sich aber die europäische Arbeitgeberorganisation Unice bei Kommissionspräsident Barroso beschwert hatte, und auch die GD Wirtschaft, interner Markt und Landwirtschaft starke Bedenken gegen die Ziele der thematischen Strategie geäußert hatten (ENDS Daily vom 19. und 21. September 2005), wurde die Luftreinhaltestrategie nun mit einem Zielniveau verabschiedet, das anspruchsloser als ursprünglich geplant ist. So soll die jetzt verabschiedete Strategie rund 7,1 Milliarden Euro pro Jahr kosten (entsprechend etwa 0,05 % des BIP der EU-25 im Jahr 2020 (Europäische Kommission 2005b, S. 7; Tab. 4-12).

Für Deutschland wurden Kosten der thematischen Strategie errechnet, die im Jahr 2020 bei 1,4 Milliarden Euro liegen, 360 Millionen Euro würden auf den Verkehrsbereich fallen (Tab. 4-11). Mit Kosten von knapp 17 Euro pro Einwohner und Jahr läge Deutschland damit knapp über dem europäischen Durchschnitt von 15 Euro pro Einwohner (BMU 2006c). Würden die Ziele der thematischen Strategie in einer überarbeiteten NEC-Richtlinie umgesetzt werden, müsste Deutschland deutliche zusätzliche Reduktionen bei allen Schadstoffen der NEC-Richtlinie realisieren. Von den für 2010 festgelegten Emissionshöchstmengen der NEC-Richtlinie müssten dann zusätzlich bis 2020 weitere 49 % der SO_2-Emissionen, 34 % der NO_x-Emissionen, 18 % der NH_3-Emissionen und 25 % der NMVOC-Emissionen gemindert werden (vgl. Tab. 4-6).

Tabelle 4-11

Kosten der Thematischen Strategie für Deutschland durch die Umsetzung von Maßnahmen im Jahr 2020

	Straßen-verkehr	**Stationäre Quellen (Industrie, Haushalte, Landwirtschaft etc.)**						**Gesamt-kosten**
	Mio. €/Jahr	Mio. €/Jahr						Mio. €/Jahr
Schadstoff	Alle	SO_2	NO_x	NH_3	NMVOC	$PM_{2,5}$	Total	
Deutschland	360	75	74	849	11	32	1040	1400
EU-25	1870	934	998	2596	141	649	5319	7200
Anteil Deutschland	19 %	8%	7 %	33 %	8 %	5 %	20 %	19 %
Quelle: BMU 2006a, Tab. 3								

4.6.1.2 Emissionsszenarien

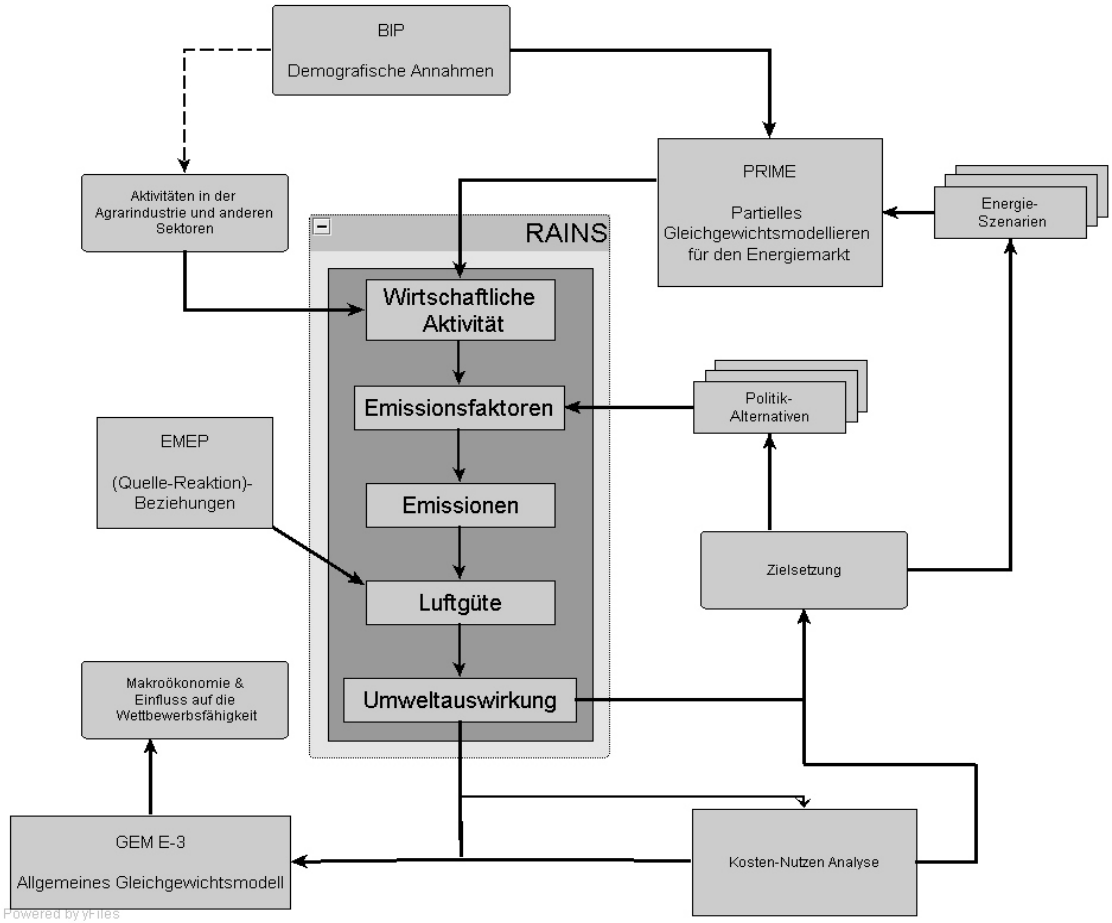
286. Die Emissionsprognosen erfolgten mithilfe des integrierten Bewertungsmodells RAINS (Regional Air Pollution Information and Simulation, http://www.iiasa.ac.at/rains/cafe.html). Das RAINS-Modell enthält tätigkeitsbezogene Datenbanken zum Energieverbrauch sowie zum Transport-, Industrie- und Agrarsektor. Erfasst werden – jeweils länderbezogen – der Umfang der Aktivitäten, der Grad der angewendeten Minderungstechniken und entsprechende Emissionsfaktoren zu den Schadstoffen SO_2, NO_x, VOC, NH_3 und PM_{10}. Damit können die Emissionen dieser Schadstoffe berechnet und ihre Ausbreitung mithilfe von Emissionsprojektionsmodulen modelliert werden. Schließlich werden die Auswirkungen der Emissionen auf die Gesundheit und auf Ökosysteme (Eutrophierung, Versauerung, bodennahes Ozon), also Projektionen der Immissionen, berechnet. Zukünftige Emissionen können abgeschätzt werden, indem beispielsweise die Eingangsdaten für den Grad der Implementierung von Minderungsmaßnahmen, für den Energieverbrauch oder die Höhe der Aktivität (z. B. Produktionsmengen oder Verkehrsaufkommen) verändert werden. Die Projektion der Immissionen funktioniert gut, um die Belastung von Ökosystemen durch Ozon oder durch versauernde oder eutrophierende Luftschadstoffe darzustellen. Die Probleme von Städten und Ballungsgebieten können allerdings aufgrund des groben Rasters des Modells (50 x 50 km-Auflösung) nicht gut abgebildet werden. Hierzu werden gesonderte Modellierungen durchgeführt (Projekt „City-Delta", http://aqm.jrc.it/citydelta/). Daher ist es nicht möglich (wenn es auch wünschenswert wäre), die Ziele der thematischen Strategie so zu gestalten, dass mit ihnen gleichzeitig auch die Immissionsstandards der Luftqualitätsrahmenrichtlinie eingehalten werden können.

4.6.1.3 Folgenabschätzung (Impact Assessment)

287. Das Impact Assessment zielte darauf ab, eine wissenschaftlich basierte Entscheidungsfindung für die Ziele der thematischen Strategie zur Luftreinhaltung zu liefern. Wesentliches Element des Impact Assessments ist eine NKA auf der Basis von Szenarien des integrierten Analysemodells RAINS (Abb. 4-4). Den RAINS-Simulationen lagen Prognosedaten zur ökonomischen Entwicklung, dem zukünftigen Energieverbrauch (auf Basis des PRIMES-Energy System Model), den technischen Emissionsvermeidungspotenzialen und deren Kosten sowie Daten zur atmosphärischen Dispersion von Luftschadstoffen und deren Wirkungen auf Umwelt und Gesundheit zugrunde (Tz. 286) (Europäische Kommission 2005d).

Abbildung 4-4

Modellstruktur des integrierten Impact Assessment



Quelle: Europäische Kommission 2005d

288. Aufgabe des Modells ist es, für die wichtigsten Luftschadstoffe die Belastungen der menschlichen Gesundheit und die ökologischen Schäden durch Versauerung, Eutrophierung und bodennahes Ozon zu quantifizieren. Dabei ist das Modell in der Lage, länderspezifische Simulationen über zukünftige Emissionsbelastungen in Abhängigkeit von unterschiedlichen Vermeidungsaktivitäten

in den wichtigsten Verursachersektoren zu berechnen. Diese Belastungen wurden mit Hilfe des Value of Statistical Life (VSL) bzw. des Value of Live Year (VOLY) quantifiziert und in einer nachgeschalteten NKA den Vermeidungskosten der jeweils quantifizierten Belastungsniveaus gegenübergestellt. Drei verschiedene Reduktionsszenarien, die zwischen den Extremen „baseline" oder „business-as-usual (current legislation)" und „Maximum Technically Feasible Reduction (MTFR)" lagen, wurden miteinander verglichen (Tab. 4-12). Auswahlkriterium für die letztendliche Wahl des Reduktionsziels der thematischen Strategie war der Belastungswert für die einzelnen Luftschadstoffe, bei dem die Kosten zusätzlicher Minderungsmaßnahmen gerade noch durch die damit verbundenen Zusatznutzen gedeckt werden. So sollte eine Maximierung der Nettonutzen des Vermeidungspfades der thematischen Strategie unter Maßgabe der verbleibenden Prognosefehler und Analyseunsicherheiten erreicht werden.

Tabelle 4-12:

Kosten und Nutzen der thematischen Strategie in 2020

Zielniveau	Nutzen								Kosten pro Jahr (Mrd.€)
	Gesundheit			Umwelt					
	Verlust an Lebensjahren (x 10^6); nur Feinstaub	Vorzeitige Todesfälle (x 103); Feinstaub und Ozon	Spanne der monetarisierten Gesundheitseffekte	Übersäuerte Ökosystemfläche (x10^3 km^2)			Ökosystemfläche mit zu hohen Nährstoffeinträgen (x 10^3 km^2)	Ozongeschädigte Ökosystemfläche (x 10^3 km^2)	
				Wälder	Semi-natural	Frischwasser			
2000	3,62	370	-	243	24	31	733	827	-
Baseline 2020	2,47	293	-	119	8	22	590	764	-
Szenario A	1,97	237	37-120	67	4	19	426	699	5,9
Szenario B	1,87	225	45-146	59	3	18	375	671	10,7
Szenario C	1,81	219	49-160	55	3	17	347	652	14,9
MTFR	1,72	208	56-181	36	1	11	193	381	39,7
Strategie	**1,91**	**230**	**24-135**	**63**	**3**	**19**	**416**	**699**	**7,1**

Der Nutzen der Ökosysteme und der Schaden an Materialien und Gebäuden sind nicht monetarisiert worden, müssen aber berücksichtigt werden. MTFR (Maximum Feasible Technically Reduction) beinhaltet die Anwendung von allen möglichen technischen Minderungsmaßnahmen, unabhängig von ihren Kosten. Es sind nur die Kosten aufgeführt, die entstehen, wenn Maßnahmen ergriffen werden, die über die Maßnahmen des Baseline-Szenarios hinausgehen. Der niedrigere Wert der monetarisierten Gesundheitseffekte basiert auf dem Median des Wertes für den Verlust an Lebensjahren, der höhere Wert basiert auf dem Mittelwert der Bewertung eines statistischen menschlichen Lebensjahres. Kosten und Nutzen sind auf ein Jahr bezogene Werte. Zusätzlich zu dem Nutzen ist der Schaden an Nutzpflanzen in 2020 in den Szenarien A-C rund 0,3-0,5 Millionen Euro niedriger.

Quelle: Europäische Kommission 2005d, S. 16

Zur Methodik der Nutzen-Kosten-Analyse

289. Die grundsätzliche Methodik des Impact Assessment orientiert sich an der wissenschaftlich allgemein anerkannten Vorgehensweise modellgestützter Analysen von Politikmaßnahmen, wobei der Analyserahmen einem intensiven Reviewprozess unterzogen wurde. Systematische Ungenauigkeiten und Prognosefehler aufgrund der Wahl der Daten und der Analysegrenzen der verwendeten Modelle wurden im Impact Assessment dokumentiert. Weiterhin erfolgte eine Abschätzung der Wirkung von Unsicherheiten bezüglich der vorhandenen und zu prognostizierenden Daten sowie von Unsicherheiten bezüglich der Wirkungszusammenhänge auf die Modellergebnisse.

290. Die mehrstufige Modellanalyse kombinierte eine Kosten-Wirksamkeits-Analyse mit Elementen der NKA. In einem ersten Analyseschritt wurde mithilfe des RAINS Modells eine Auswahl von Vermeidungspfaden und deren Vermeidungskosten für vorab definierte Umweltziele aller Schutzbereiche ermittelt. Diese orientierten sich an Zielwerten, deren Niveau jeweils so gewählt wurde, dass ein extremer Anstieg der Vermeidungskosten gerade noch verhindert werden kann. In einem weiteren Optimierungslauf wurden für diese Zielwerte die jeweils gleichzeitig realisierbaren Reduktionsmöglichkeiten der anderen Umweltschutzbereiche ermittelt. Hierbei wurde dem Gesundheitsschutz durch eine Minderung der Feinstaubemissionen gegenüber der Eutrophierung, Versauerung und der Ozonschädigung Priorität eingeräumt. Aus der Vielzahl dieser Zielwertkombinationen wurden schließlich drei Fälle ausgewählt, die das niedrigste, mittlere und höchste interdependente Zielniveau markierten und die Basis für die folgende NKA bildeten (AMANN et al. 2005b). Mit dieser NKA wurde schließlich das Zielniveau mit volkswirtschaftlich maximalem Nettonutzen identifiziert. Obgleich alle drei der von der Kommission simulierten Vermeidungspfade über den Gesamtkosten liegende Nutzeffekte ermittelten, ergab ein vergleichsweise moderates Minderungsziel maximale Nettonutzeffekte.

Allerdings war eine vergleichsweise zuverlässige Quantifizierung der Nutzen der thematischen Strategie nur für den Bereich der gesundheitlichen Wirkungen der einbezogenen Luftschadstoffe und vermiedener Kosten für die Landwirtschaft möglich. Ökologische Schäden jenseits der Auswirkung auf die Landwirtschaft konnten mangels valider Daten zu monetären Schadeffekten nicht berücksichtigt werden. Ebenso wenig ließen sich ethische und ästhetische Aspekte der Emission von Luftschadstoffen, wie etwa soziale Aspekte von gesundheitlichen Beeinträchtigungen oder die visuellen Beeinträchtigungen des urbanen Stadtbildes von Schadstoffemissionen quantifizieren. Eine qualitative Zusatzbewertung dieser Aspekte und möglicher ökonomischer Schadwirkungen wurde in eine erweiterte NKA aufgenommen, deren Aufgabe eine Information der Entscheidungsträger über mögliche, die Bewertung der NKA beeinflussende unbewertete bzw. nicht quantifizierbarer Effekte war. Unklar ist jedoch,

wie stark dieser Bewertungsspielraum, der eine tendenzielle Unterbewertung der Nutzeffekte zusätzlicher Vermeidungsmaßnahmen nahe legt, tatsächlich genutzt wurde.

Für die Bewertung der Gesundheitseffekte wurden die beiden üblichen, in der Literatur jeweils unterschiedlich bewerteten Konzepte VSL und VOLY verwendet. Beide Ansätze führen zu unterschiedlichen Wertansätzen zusätzlicher Verbesserungen der Luftqualität. Während die VSL-Methode den Schwerpunkt der Bewertung auf die Reduzierung der luftqualitätsbezogenen Mortalität in den Vordergrund rückt, wird mit der VOLY-Methode eine Bewertung einer durch Luftreinhaltemaßnahmen verlängerten Lebenserwartung beabsichtigt. Beiden Konzepten liegen Zahlungsbereitschaftsanalysen zugrunde. Diese werden entweder für eine Reduzierung des Mortalitätsrisikos (VSL) oder für eine Verlängerung der Lebenserwartung (VOLY) durchgeführt. Die unterschiedliche Bewertung bewirkt, dass VSL-Schätzungen, die für die jeweiligen Altersgruppen die Zahlungsbereitschaft für eine entsprechende Reduzierung des Mortalitätsrisikos messen, regelmäßig zu höheren Wertansätzen als VOLY-Schätzungen führen. Bei Letzteren wird die Zahlungsbereitschaft für den Gewinn an Lebensjahren bestimmt, was aufgrund der wesentlich höheren Morbidität im Alter zu vergleichsweise niedrigen Bewertungsansätzen führt. Die Differenzen zwischen beiden Bewertungsansätzen weisen auf erhebliche Unsicherheiten bei der ökonomischen Bewertung gesundheitlicher Wirkungen von Umweltschutzmaßnahmen hin. Dementsprechend groß sind die Unsicherheiten eines Versuchs einer möglichst genauen Quantifizierung der volkswirtschaftlichen Nettogewinne der thematischen Strategie. Die Verwendung beider Bewertungsmaßstäbe in der NKA (s. Spanne der monetarisierten Gesundheitseffekte in Tab. 4-12) ist aus diesem Grund zu begrüßen.

Quantifizierung der gesamtwirtschaftlichen Wirkungen mit Hilfe des GEM-E3-Modells

291. Ergänzend zur NKA wurde versucht, mittels eines Allgemeinen Gleichgewichtsmodells (GEM-E3) (Europäische Kommission 2005d) die makroökonomischen Effekte der thematischen Strategie zu simulieren. Dazu wurden die Simulationsresultate für die sektor- und länderspezifischen marginalen Vermeidungskosten aus dem RAINS-Modell sowie die schadstoffspezifischen Schadenskosten aus der NKA für Modellläufe im GEM-E3-Modell verwendet. Dabei wurde angenommen, dass die EU die Kyoto-Ziele erreicht und auch nach 2012 weitere klimapolitische Aktivitäten verfolgt. Zusätzlich wurden als Grenzkosten für die Vermeidung von CO_2-Emissionen ein Wert von 12 Euro (2010) bis 20 Euro (2020) aus dem Energiemodell PRIMES übernommen und in Form einer Emissionssteuer mit budgetneutraler Rückvergütung modelliert. Entsprechende Simulationsergebnisse

sollten Auskunft über die Wirkungen der thematischen Strategie auf Einkommen, privaten Konsum und Beschäftigung in der Europäischen Union geben. Darüber hinaus wurden sektorale disaggregierte Wirkungen der Politik geschätzt, um Aussagen über die Verteilung der Belastungswirkungen zu ermöglichen und etwaige Wettbewerbswirkungen zu identifizieren.

Aufgabe der Analyse makroökonomischer Effekte war die für eine politische Entscheidungsfindung wichtige Quantifizierung sektoraler Verteilungseffekte der thematischen Strategie zwischen den einzelnen Mitgliedstaaten und Wirtschaftsbereichen. Zudem ging es um eine Abschätzung der Beschäftigungseffekte der Maßnahmen. Im Rahmen des Impact Assessment wurden keine erheblichen Einflüsse auf die internationale Wettbewerbsfähigkeit und die Beschäftigung ermittelt (0,04 bis 0,12 % des Bruttoinlandsproduktes der EU-25-Staaten) (Europäische Kommission 2005d, S. 14). Auch die zu erwartenden Beschäftigungseffekte wurden als eher unbedeutend angegeben.

Die Ergänzung des Impact-Assessments auf Basis einer NKA um eine Analyse makroökonomischer Effekte ist methodisch nicht unproblematisch. Zum einen berücksichtigt die Partialanalyse der NKA aufgrund ihrer Folgenbewertung auf Basis von Marktpreisen bereits die Opportunitätskosten einer alternativen Verwendung der für die Vermeidungsmaßnahmen einzusetzenden Produktionsfaktoren. Trotz zusätzlicher Hinweise auf dynamische Marktwirkungen aus einer Gleichgewichtsmodellierung ist unklar, ob sich die Schätzqualität des Gesamtergebnisses durch die Berücksichtigung weiterer unsicherer Variablen über den Zeithorizont erhöht. Die modellierten Verteilungseffekte geben zwar Auskunft darüber, wie Kompensationsmaßnahmen sektorale Verwerfungen besser abfedern können, sollten aber im Rahmen einer rationalen Politikbewertung das Maßnahmenniveau nicht beeinflussen. Ebenso dürfen weder negative Beschäftigungseffekte noch eine Verschlechterung der relativen Wettbewerbsfähigkeit einzelner Sektoren als zusätzliche Kosten der Luftreinhaltepolitik angerechnet werden. Eine geringere Nachfrage nach Arbeitskräften in bestimmten Sektoren kann bei hinreichend flexiblen Arbeitsmärkten durch positive Wachstumsimpulse infolge der Nutzeffekte der Luftreinhaltemaßnahmen von anderen Sektoren ausgeglichen werden. Veränderungen der relativen Wettbewerbssituation einzelner Wirtschaftsbereiche sind ein Zeichen des ökologischen Strukturwandels und kein Indiz für volkswirtschaftliche Nachteile von Umweltpolitik.

Kritisch ist zudem auch die Modellannahme, dass allein der europäische Wirtschaftsraum über den Simulationszeitraum zusätzliche Luftreinhaltemaßnahmen durchführt, so dass der Standort Europa einen relativen Wettbewerbsnachteil erhält. Diese Sichtweise vernachlässigt, dass auch in anderen Staaten umweltpolitische

Maßnahmen implementiert werden und der technische Fortschritt zu autonomen Emissionsminderungen führen dürfte. Daher werden die strukturellen Auswirkungen auf die Volkswirtschaft systematisch überschätzt. Zudem ist zu berücksichtigen, dass eine Abwanderung der emissionsintensiven Industrie bei einem positiven NKA-Ergebnis keine wirtschaftliche Verschlechterung des EU-Raums impliziert. Vielmehr werden durch den „Export“ der Emissionen in Europa Produktionsfaktoren frei, die in anderen Wirtschaftssektoren produktiv nutzbar sind.

4.6.1.4 Maßnahmen der Strategie

292. Um die Ziele der Luftreinhaltestrategie zu erreichen, werden von der Kommission die folgenden Maßnahmen vorgeschlagen (Europäische Kommission 2005b):

- Überarbeitung und Zusammenfassung der geltenden Luftqualitätsrahmenrichtlinie und ihrer Tochterrichtlinien (Abschn. 4.6.2).
- Revision der Richtlinie über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe (NEC-Richtlinie, Abschn. 4.6.3): Die national zulässigen Emissionshöchstmengen der NEC-Richtlinie sollen weiter gesenkt und Feinstaub als fünfter Luftschadstoff (neben NO_x, NH_3, SO_2 und VOC) mit aufgenommen werden. Die Einhaltung der Emissionshöchstmengen soll dazu führen, die überregionale Hintergrundbelastung zu reduzieren.
- Maßnahmen in den Sektoren Energie, Transport, Flugverkehr, Schifffahrt und Landwirtschaft: Es wird auf verschiedene, teilweise bereits schon lange diskutierte Maßnahmen verwiesen, die in die richtige Richtung weisen, um weitere Minderungsfortschritte zu erzielen. Ausdrücklich wird aber nur von möglichen Maßnahmen gesprochen, es soll sich also nur um Empfehlungen handeln. Ob und in welchem Ausmaß die Maßnahmen dann ergriffen werden, wird den einzelnen Sektoren überlassen bzw. von weiteren NKA abhängig gemacht. Als mögliche Maßnahmen werden unter anderem aufgeführt: die Regulierung kleiner Verbrennungsanlagen (< 50 MW_{th}), die Reduzierung von VOC aus Tankanlagen, die Einführung eines Grenzwertes für PKW und LKW (Euro V), ökonomische Instrumente zur Reduzierung der Luft- und Schifffahrtsemissionen sowie Maßnahmen und Politiken, die den übermäßigen Gebrauch von Stickstoff in der Landwirtschaft reduzieren.

Aufgrund ihrer Bedeutung für die Minderung der Luftschadstoffe NO_x und Feinstaub werden nachfolgend die Maßnahmen der EU in den Bereichen Kraftfahrzeuge, Schifffahrt und Landwirtschaft diskutiert. Die Regulierung kleiner Verbrennungsanlagen wird unter Abschnitt 4.6.4 behandelt.

Grenzwerte für PKW und LKW

293. Am 3. Mai 2007 haben das Europäische Parlament und der Rat der Europäischen Union den endgültigen Text einer Verordnung zur Begrenzung der Abgasemissionen aus Personenkraftwagen und leichten Nutzfahrzeugen veröffentlicht (Verordnung (EG) Nr. 715/2007 vom 20. Juni 2007 über die Typgenehmigung von Kraftfahrzeugen hinsichtlich der Emissionen von leichten Personenkraftwagen und Nutzfahrzeugen (Euro 5 und Euro 6) und über den Zugang zu Reparatur- und Wartungsinformationen für Fahrzeuge). Darin werden neue Grenzwerte für PM_{10} und NO_x für den Zeitraum ab September 2009 festgelegt (Tab. 4-13). Ab 2014 sollen für Diesel-PKW noch schärfere Grenzwerte für NO_x gelten. Die vorabschiedeten Feinstaubgrenzwerte bleiben hinter dem Stand der Technik zurück, die NO_x-Grenzwerte erreichen erst 2014 die bereits heute möglichen Abgaswerte (SRU 2005a, Tz. 288). Das ist angesichts der zu erwartenden Überschreitung der NO_2-Grenzwerte und der hohen Ozonkonzentrationen in europäischen Ballungsgebieten viel zu spät. In den USA gilt ab 2007 eine Begrenzung der NO_x-Emissionen auf unter 87 mg pro km (T&E 2005), in Japan werden die NO_x-Emissionen aus Dieselfahrzeugen ab 2010 auf unter 80 mg pro km begrenzt (CENTRAL ENVIRONMENT COUNCIL 2005).

Tabelle 4-13

Europäische Abgasnormen für PKW und leichte Nutzfahrzeuge ab 2005 (Euro 4 bis 6)

Grenzwerte für PKW und leichte Nutzfahrzeuge (< 3,5 t) in mg pro km					
		Euro 4 ab 2005/6	Euro 5 ab 2009	Euro 6 ab 2014	Technisch mögliche Grenzwerte für Euro 5 (SRU 2005a)
Benzin-PKW	NO_x	80	60	-	-
	Partikel	-	-	-	-
Diesel-PKW	NO_x	250	180	80	80
	Partikel	25	5	5	2,5
leichte Nutzfahrzeuge	NO_x	250 - 390	60 - 280	60 - 125	80 - 100
	Partikel	25 - 60	5	5	2,5 - 3,2
SRU/UG 2008/Tab. 4-14; Datenquelle: Verordnung (EG) Nr. 715/2007; SRU 2005a, Tab. 7-4					

294. Nach erneutem Drängen mehrerer Mitgliedstaaten hat die Kommission endlich am 21. Dezember 2007 einen Entwurf zu strengeren Emissionsnormen für schwere Lastfahrzeuge (LKW und Busse, Euro VI) vorgelegt (Europäische Kommission 2007c). Die darin festgelegten Grenzwerte betragen für NO_x 400 mg pro kWh und für die Partikelmasse 10 mg pro kWh. Sie sollen ab 2013 gelten. Das bedeutet im Vergleich zu den Euro V-Standards eine Reduktion der NO_x-Emissionen um 80 % und der Partikelemissionen um 66 %. Der NO_x-Grenzwert entspricht einem fortschrittlichen

Stand der Technik, der Feinstaubgrenzwert schöpft aber das zusätzliche Minderungspotenzial geschlossener Partikelfilter nicht aus, das bei über 90 % liegt (vgl. SRU 2005a, Tab. 7-4). Dennoch muss der Vorschlag unterstützt werden, denn er ist längst überfällig und sollte zügig umgesetzt werden.

Schifffahrt

295. Die NO_x- und SO_2-Emissionen aus der Schifffahrt betrugen im Jahr 2000 bereits circa 30 % der landseitigen Quellen der EU-25 (Tab. 4-3). Nach den Prognosen der für die thematische Strategie durchgeführten Emissionsszenarien werden die Schiffsemissionen weiter ansteigen und in Verbindung mit den eher abnehmenden landseitigen Quellen im Jahr 2020 einen Anteil an den Gesamtemissionen von über 50 % haben (Tab. 4-3). Die Emissionen von Schiffen sind zurzeit für 20 bis 30 % der Schwefeldepositionen in Küstengebieten verantwortlich. Es wird erwartet, dass dieser Anteil in weiten Gebieten Europas auf mehr als 30 % und in Küstengebieten auf bis zu 50 % ansteigen wird (COFALA et al. 2007).

Tabelle 4-14

Emissionen aus der internationalen Schifffahrt in Europa (in kt)

	2000	**2020, Baseline**	**Veränderung gegenüber 2000 (in %)**	**2020, maximal technisch mögliche Reduktion**	**Veränderung gegenüber 2000 (in %)**
SO_2	2250,1	3185,8	+ 42	698,2	- 69
NO_x	3294,7	4828,4	+ 47	550,2	- 83
$PM_{2,5}$	254,2	396,4	+ 56	337,5	+ 33

SRU/UG 2008/Tab. 4-14; Datenquelle: COFALA et al. 2007

296. Ausgehend von diesen Prognosen wurde in einer Studie der Europäische Kommission vom April 2007 untersucht, welche Maßnahmen geeignet wären, die Schiffsemissionen zu reduzieren (COFALA et al. 2007). Die Autoren folgern aus ihren Ergebnissen, dass bei vollständiger Anwendung von technisch verfügbaren Maßnahmen die SO_2-Emissionen um 80 % und die NO_x-Emissionen um fast 90 % gemindert werden könnten (Tab. 4-14). Zu den Minderungsmaßnahmen zählen unter anderem die Abgaswäsche mit Seewasser, SCR oder ein reduzierter Schwefelgehalt im Schweröl. Im Gegensatz zum Straßenverkehr ist die Schifffahrt bisher in Bezug auf Abgasminderungstechniken kaum einem Modernisierungsdruck ausgesetzt gewesen. Insbesondere die hohen Schwefelgehalte der Treibstoffe, die in der Schifffahrt eingesetzt werden, verhindern den Einsatz von Abgasnachbehandlungssystemen. Allein schon durch die Verwendung von schwefelfreiem Treibstoff könnten die Partikelemissionen deutlich reduziert werden. Die Gesamtkosten der Minderungsmaßnahmen in der Schifffahrt wurden auf etwa 5,5 Mrd. Euro pro Jahr

geschätzt – das sind deutlich geringere Kosten als die der Maßnahmen der thematischen Strategie (7,1 Mrd Euro pro Jahr, Tz. 285), mit der die NO_x-Emissionen bis 2020 um 60 % und die SO_2-Emissionen um 82 % gemindert werden sollen.

Auch eine britische Studie kommt zu dem Schluss, dass die Minderungserfolge bei landseitigen Quellen zum Teil durch die Emissionen aus der Meeresschifffahrt aufgebraucht werden können. Der Anteil der Schiffsemissionen an den gesamten Schwefeldepositionen könnte, wenn es keine weitergehende Emissionsminderung gäbe, von 2002 bis 2020 von 9 auf 28 % ansteigen. Unter den Bedingungen des MARPOL-Übereinkommens (Internationales Übereinkommen zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch Schiffe), nämlich den Schwefel-Gehalt im Diesel auf 1,5 % zu begrenzen, würde der Anteil 23 % betragen. Würde der Schwefel-Gehalt von 1,5 auf 1 % reduziert werden, würde sich die gesamte Schwefel-Deposition um 6 % verringern und der Anteil der Flächen mit „excessive sulphur deposition“ würde sich um 1 % vermindern (DORE et al. 2007).

297. Vor diesem Hintergrund sind die Ausführungen in der thematischen Strategie zur Minderung der Emissionen aus der Schifffahrt viel zu abwartend und zu wenig konkret. Es wird lediglich beschrieben, dass die Europäische Kommission eine EU-Strategie für Emissionen von Schiffen ausgearbeitet und einer Richtlinie über den Schwefelgehalt von Schiffskraftstoffen zugestimmt hat. Darüber hinaus beabsichtigt die Kommission unter anderem die geltenden Normen für Emissionen durch die Schifffahrt zu verschärfen, falls von der Internationalen Seeschifffahrtsorganisation (IMO) keine entsprechenden Vorschläge gemacht werden (s. a. Tz. 610). Es fehlen jetzt konkrete Vorlagen der Kommission, in denen ambitionierte Grenzwerte für Stickstoff- und Schwefeloxidemissionen und für den Schwefelgehalt im Treibstoff festgelegt werden, die in allen europäischen Meeresgewässern gelten.

Landwirtschaft

298. Die Reform der GAP wird nach Auffassung der Europäischen Kommission zu einer Reduzierung der Ammoniakemissionen aus landwirtschaftlichen Quellen führen. Weitere Verbesserungen werden von der wirksamen Durchführung einiger Umweltrichtlinien erwartet, beispielsweise der Nitratrichtlinie, der IVU-Richtlinie (s. Abschn. 4.6.4), der Richtlinie über die Umweltverträglichkeitsprüfung und der Wasserrahmenrichtlinie. Da die Kommission davon ausgeht, dass diese Maßnahmen möglicherweise nicht ausreichen, um die Ziele der Strategie zu erreichen, erwägt die Kommission darüber hinaus Politikansätze, die den Stickstoffgehalt von Futtermitteln, den übermäßigen Einsatz von Stickstoffdüngern und die Förderung weitergehender Forschungsarbeiten in Bezug auf den Stickstoffkreislauf und seine Auswirkungen auf die Umwelt betreffen. Außerdem drängt die Kommission die Mitgliedstaaten, ihre

Möglichkeiten in Bezug auf Modernisierung der Betriebe, Einhaltung der Normen und Agrarumweltmaßnahmen auszuschöpfen.

Die Vorschläge der Europäischen Kommission zur Minderung der Ammoniakemissionen sind noch zu vage. Konkrete Vorschläge, die gleichzeitig wirkungsvoll und realisierbar sind, wären die Einführung einer Stickstoffüberschussabgabe und die Förderung der Einhaltung der guten fachlichen Praxis (s. Kap. 11).

4.6.1.5 Fazit

299. Die Luftreinhaltestrategie stützt sich auf eine beeindruckende Datenbasis. Anhand von Emissions- und Belastungsdaten wurden verschiedene Szenarien quantifiziert und eine NKA durchgeführt. Da den recht hoch geschätzten Kosten der Minderungsmaßnahmen vor allem wegen der unvollständigen Erfassung ökologischer Gewinne eher niedrige Nutzen gegenübergestellt wurden, müssen die Ziele der thematischen Strategie als vergleichsweise wenig ambitioniert bezeichnet werden. Zum Schutz der Umwelt und der Gesundheit sind eigentlich anspruchsvollere Ziele notwendig. Dies muss bei den Verhandlungen zur NEC-Richtlinie bedacht werden: Die in der thematischen Strategie vorgeschlagenen Ziele sind nur Zwischenziele, sie reichen nicht aus, um die Ziele des sechsten Umweltaktionsprogramms zu gewährleisten.

Nach einer Analyse des Institute for European Environmental Policy (IEEP 2006, S. 18) werden die von der Kommission in der thematischen Strategie vorgeschlagenen Maßnahmen auch nicht ausreichen, um in Gebieten mit hoher Emissionsdichte die Grenzwerte der Luftqualitätsrahmenrichtlinie einzuhalten. Hierbei muss aber berücksichtigt werden, dass im MTFR-Szenario lokale Maßnahmen (z. B. Verkehrsbeschränkungen), strukturelle Maßnahmen (z. B. Brennstoffwechsel) und die Schifffahrt nicht enthalten sind. Außerdem werden die Synergieeffekte der CO_2-Minderungsziele nicht berücksichtigt. Damit würden die Kosten zur Erreichung der Ziele des MTFR-Szenarios überschätzt und in der Konsequenz ambitionierte Ziele als schwer erreichbar dargestellt (EEB et al. 2005).

Auf jeden Fall aber ist es ein Verdienst der Strategie, quantifizierte Ziele zu nennen, die wissenschaftlich fundiert und in transparenter Weise hergeleitet wurden. Neben dem Vorteil der akzeptorbezogenen Betrachtungsweise ermöglicht dies auch einen demokratischen Diskurs, und zwar zugleich in zwei Richtungen. Einerseits ist es relativ einfach, über die Zielerreichung und damit die Qualität der gewählten Instrumente zu entscheiden. Andererseits sind die Ziele selbst mit Blick auf das damit verbundene Schutzniveau einer kritischen Diskussion zugänglich (KOCH 2006). Allerdings sollte

zukünftig versucht werden, die Kosten ökologischer Schäden umfassender zu quantifizieren und in die NKA einzubeziehen.

4.6.2 Novellierung der Luftqualitätsrahmenrichtlinie und ihrer Tochterrichtlinien

4.6.2.1 Regelungsinhalt

300. Gleichzeitig mit der Luftreinhaltestrategie hatte die Kommission am 21. September 2005 einen Vorschlag für eine neue Luftqualitätsrichtlinie vorgelegt (Europäische Kommission 2005a). Die neue Richtlinie soll die alte Luftqualitätsrahmenrichtlinie (96/62/EG), die erste bis dritte Tochterrichtlinie (1999/30/EG; 2000/69/EG; 2002/3/EG) und eine Entscheidung der Kommission zum Informationsaustausch (97/101/EG) zusammenfassen und harmonisieren und einen neuen Grenz- bzw. Zielwert für $PM_{2,5}$ einführen. Die vierte Tochterrichtlinie (2004/107/EG) soll später hinzugefügt werden. Nach dem Kommissionsvorschlag sollen die bisher geltenden sowie die zum Januar 2010 in Kraft tretenden Grenz-, Alarm- und Zielwerte der Tochterrichtlinien im Prinzip erhalten bleiben – mit Ausnahme der ursprünglich vorgesehenen Absenkung des Jahresgrenzwertes für PM_{10} auf 20 $\mu g/m^3$, die jetzt entfallen soll. Wesentliche Neuerungen des Richtlinienvorschlags sind:

- Ein Jahresgrenzwert („concentration cap") für $PM_{2,5}$ von 25 $\mu g/m^3$, einzuhalten ab 2010 (Art. 15 Abs. 5 i. V. m. Annex XIV, C).
- Gap closure: Ein Reduktionsziel (rechtlich nicht verbindlich) für die durchschnittliche nationale urbane $PM_{2,5}$-Hintergrundbelastung. Ab einer $PM_{2,5}$-Belastung von 7 $\mu g/m^3$ (Referenzjahr 2010) soll diese bis 2020 um 20 % verringert werden (Art. 15 Abs. 1, i. V. m. Annex XIV A).
- Die technischen Vorgaben zur Messung der Luftbelastung werden spezifiziert (Art. 6 bis 8). Die Mitgliedstaaten werden verpflichtet, auch Messstellen zur Erfassung der Hintergrundbelastung einzurichten (Art. 6 Abs. 5).
- Es soll möglich werden, den Beitrag natürlicher Staubquellen (Seesalz, Saharastaub) und den Beitrag aus der Winterstreuung aus den Feinstaubmesswerten herauszurechnen (Art. 19).
- Möglichkeit der Verlängerung der Fristen für die Einhaltung der Grenzwerte (bis 31. Dezember 2009 für PM_{10} bzw. 5 Jahre für NO_2, Benzol und für den Jahresgrenzwert von $PM_{2,5}$) unter den Voraussetzungen des Art. 20 (z. B., dass ein Luftreinhalteplan erstellt wurde).

- Aktionspläne sollen nun auch bei Gefahr der Überschreitung von Grenz- oder Zielwerten zur Anwendung kommen (bisher nur bei Überschreitung der Alarmwerte), wobei die Planerstellung allerdings im Ermessen der Behörden stehen soll (Art. 22)

301. Nach langen Verhandlungen hat das Europäische Parlament schließlich am 11. Dezember 2007 einem Kompromissvorschlag zugestimmt (Europäisches Parlament 2008), der sich weitgehend an der gemeinsamen Position des Rates der EU-Minister vom März 2007 (Rat der Europäischen Union 2007) orientiert. Der Kompromissvorschlag enthält die oben genannten Neuerungen, mit folgenden Ausnahmen (s. Tab. 4-15): Der Jahresgrenzwert für $PM_{2,5}$ soll zunächst nur als unverbindlicher Zielwert eingeführt werden und erst 2015 durch einen verbindlichen Grenzwert von ebenfalls 25 µg/m^3 ersetzt werden. Auf Wunsch des EU-Parlamentes wurde ein zweiter Zielwert für $PM_{2,5}$ ergänzt (20 µg/m^3), der ab 2020 eingehalten werden soll. Das Reduktionsziel von 20 % für die urbane Hintergrundbelastung mit $PM_{2,5}$ wird von der Vorbelastung abhängig gemacht, sodass das 20 %-Reduktionsziel erst ab 18 µg/m^3 greift. Das Datum, auf das unter bestimmten Voraussetzungen die Frist für das Erreichen des PM_{10}-Immissionsgrenzwertes verlängert werden kann, ist von Ende 2009 auf drei Jahre nach Inkrafttreten der Richtlinie (2011) verschoben worden. Außerdem soll für den Fall der Überschreitung der Alarmwerte für SO_2, NO_2 und Ozon (Anhang XII) die Erstellung von Aktionsplänen wie im geltenden Recht nicht mehr im Ermessen der Behörde stehen. Vielmehr ist eine Pflicht zur Planerstellung vorgesehen, die im Falle einer Überschreitung des Ozon-Alarmwertes allerdings zusätzlich davon abhängig gemacht wird, dass ein signifikantes Potenzial zur Verminderung der Belastung besteht.

Die Änderungsanträge des Europäischen Parlamentes wurden am 14. April 2008 durch den Rat der Europäischen Union gebilligt. Nach der Veröffentlichung der Luftqualitätsrichtlinie im Amtsblatt der EU haben die Mitgliedstaaten zwei Jahre Zeit, um die neue Richtlinie umzusetzen.

Tabelle 4-15

Vergleich der Emissionsanforderungen für Feinstaub und NO_x des Kommissionsvorschlags für eine novellierte Luftqualitätsrichtlinie mit den Änderungsvorschlägen des Europäischen Parlaments und des Rates

Novellierte Luftqualitätsrichtlinie	Vorschlag der EU-Kommission	Gemeinsame Position des Rates (März 2007)	2. Lesung Europäisches Parlament (11.12.2007)
PM_{10}, Jahresmittel	40 µg/m^3 ab 2005,	bleibt	bleibt
PM_{10},Tagesmittel	50 µg/m^3 ab 2005	bleibt	bleibt
Mögliche Fristverlängerung	Bis 31. Dezember 2009	Bis 3 Jahre nach Inkraft-treten der Richtlinie	Bis 3 Jahre nach Inkraft-treten der Richtlinie
$PM_{2,5}$, Jahresmittel	25 µg/m^3, Grenzwert ab 2010	25 µg/m^3: Zielwert ab 2010, Grenzwert ab 2015	25 µg/m^3: Zielwert ab 2010, Grenzwert ab 2015; Zweiter Grenzwert (indikativ) ab 2020: 20 µg/m^3 (Prüfvorbehalt)
Mögliche Fristverlängerung	5 Jahre	entfällt	entfällt
Reduktion der urbanen $PM_{2,5}$ – Hintergrundbelastung bis 2020	20 %, wenn $PM_{2,5}$-Belastung > 7 µg/m^3 (Referenzjahr 2010)	(Belastungswert x 1,5)%, wenn $PM_{2,5}$ -Belastung 7 bis <13 µg/m^3, 20% wenn $PM_{2,5}$ -Belastung > 13 µg/m^3	10 % wenn $PM_{2,5}$ -Belastung 8,5 bis <13 µg/m^3, 15% wenn $PM_{2,5}$ -Belastung 13 bis < 18 µg/m^3, 20 % wenn $PM_{2,5}$ -Belastung 18 bis < 22 µg/m^3, ab 22 µg/m^3 soll auf 18 µg/m^3 reduziert werden
NO_2 ,Jahresmittel, mögliche Fristverlängerung	40 µg/m^3 ab 1. Januar 2010 5 Jahre	bleibt	bleibt

SRU/UG 2008/Tab. 4-15; Datenquelle: Europäische Kommission, 2005a ; Rat der Europäischen Union 2007 ; Europäisches Parlament 2008

4.6.2.2 Bewertung

Immissionsgrenzwerte

302. Es ist bedauerlich, dass die in der derzeit noch geltenden Luftqualitätsrahmenrichtlinie für 2010 vorgesehene Verschärfung des PM_{10}-Jahresmittelwertes auf 20 µg/m^3 von allen beteiligten Gremien fallen gelassen wurde. Unter Berücksichtigung der gesundheitlichen Vorsorge wäre auch die Absenkung des Jahresmittelwertes für NO_2 auf 20 µg/m^3 notwendig gewesen (SRU 2004, Tz. 547).

Insbesondere wegen der geplanten Möglichkeit, die Einhaltung der Immissionsgrenzwerte zu verschieben (Tz. 301), wird es aber durch die Revision der Rahmenrichtlinie vielmehr eine Abschwächung der Immissionsanforderungen geben. Die vom Europäischen Parlament ursprünglich vorgeschlagene Verschärfung des Jahresmittelwertes für PM_{10} auf 33 µg/m^3 (mit einer Erhöhung der erlaubten

Überschreitungstage auf 55 Tage) war auch nur auf den ersten Blick ambitioniert. Es ist bekannt, dass es eine starke Korrelation zwischen der jährlichen mittleren Konzentration und der Anzahl der Überschreitungstage für den Tagesmittelwert gibt. Umfangreiche Analysen zeigen, dass ein Tagesmittelwert von 50 µg/m^3 mit maximal 35 Überschreitungstagen mit einem Jahresmittelwert von 30 µg/m^3 korrespondiert (IEEP 2006). Das bedeutet, dass der bereits heute gültige Tagesmittelwert für PM_{10} von 50 µg/m^3 mit maximal 35 Überschreitungstagen schon zu einem Jahresmittelwert von 33 µg/m^3 führt.

303. Immerhin ist es gelungen, trotz heftiger Gegenstimmen, den Tagesmittelwert für PM_{10} beizubehalten. Auf einen 24-Stunden-Grenzwert sollte, aufgrund der bekannten Kurzzeitwirkungen von erhöhten Feinstaubkonzentrationen in der Luft, für einen adäquaten Gesundheitsschutz nicht verzichtet werden (s. SRU 2002, Tz. 559 ff.; 2004, Tz. 537). Ebenso bedeutsam ist aber auch der Langzeitwert. Die Ergebnisse epidemiologischer Studien zeigen eine annähernd lineare Expositions-Wirkungs-Beziehung (Tz. 249). Das bedeutet, dass nicht nur Konzentrationsspitzen, sondern auch eine niedrigere Dauerbelastung zu den ermittelten Gesundheitseffekten beiträgt und sogar aufgrund der längeren Dauer der Exposition wahrscheinlich im stärkeren Maße für die beobachteten Wirkungen verantwortlich ist. Daher ist es nötig, nicht nur die Spitzenbelastung zu vermindern, sondern vor allem die durchschnittliche Belastung. Diese Problematik wird im Richtlinienvorschlag mit der Einführung eines pauschalen Reduktionszieles („gap closure“, Tz. 306) aufgegriffen.

304. Die zusätzliche Einführung eines Grenzwertes für $PM_{2,5}$ in die neue Luftqualitätsrichtlinie ist unter dem Aspekt des effektiven Gesundheitsschutzes zu begrüßen. $PM_{2,5}$ ist der bessere Indikator für die gesundheitliche Belastung des Menschen durch Feinstaub. Zudem enthält diese Feinstaubfraktion im Vergleich zu PM_{10} einen höheren Anteil der anthropogenen Feinstaubfraktion (aus natürlichen Quellen entstehen eher die gröberen Partikel). Damit würden sich auch Minderungsmaßnahmen an anthropogenen Quellen deutlicher bei den Messungen der $PM_{2,5}$-Fraktion zeigen.

Messungen zeigen allerdings, dass der Anteil von $PM_{2,5}$ an PM_{10} ungefähr 60 % ausmacht (gilt für verkehrsreiche Gebiete, in ländlichen Gebieten ist der Anteil noch höher; IEEP 2006). Damit entspricht der vom Rat vorgeschlagene Jahresgrenzwert für $PM_{2,5}$ von 25 µg/m^3 (einzuhalten ab 2015) ungefähr dem PM_{10}-Jahresgrenzwert von 40 µg/m^3. Der vom EU-Parlament vorgeschlagene Grenzwert von 20 µg/m^3 (ebenfalls einzuhalten ab 2015) korreliert mit dem PM_{10}-Jahresgrenzwert von 33 µg/m^3. In jedem Fall werden also die PM_{10}-Grenzwerte die bestimmenden Werte sein.

305. Soweit es sich weiter bestätigen sollte, dass primär die Ultrafeinstäube ($PM_{0,1}$) in der Luft für die nachgewiesenen Gesundheitsbelastungen verantwortlich

sind, sollte in Zukunft angestrebt werden, die Massengrenzwerte für Feinstäube durch einen Partikelanzahlgrenzwert zu ergänzen oder sogar zu ersetzen. Bereits jetzt sollte in der Diskussion um die Grenzwerteinhaltung mitbeachtet werden, dass es für einen adäquaten Gesundheitsschutz nicht alleine darum geht, die Massenkonzentration herabzusetzen, sondern es insbesondere erforderlich ist, die aufgrund ihrer Größe, Struktur und Zusammensetzung besonders gesundheitsrelevanten Anteile an der Feinstaubbelastung wie ultrafeine Partikel aus Verbrennungsprozessen zu mindern. Da dieser Aspekt in der Diskussion um die zu ergreifenden Maßnahmen oftmals zu kurz kommt, ist es langfristig notwendig, Grenzwerte zu finden, welche im stärkeren Maße als bisher der eigentlichen Gesundheitsbelastung durch Feinstäube entsprechen.

Verringerung der nationalen urbanen Hintergrundbelastung von $PM_{2,5}$

306. Die Verringerung der urbanen Hintergrundbelastung von $PM_{2,5}$ um 20 % wird als gap closure bezeichnet. Das gap-closure-Konzept der Luftqualitätsrichtlinie unterscheidet sich vom gap-closure-Konzept der NEC-Richtlinie (Abschn. 4.6.3), in der mit gap closure gemeint ist, die Lücke zwischen dem Basisjahr (1990) und dem „no effect“-Level (in 2010) zu reduzieren (50 % gap closure = Schließen der Lücke um 50 %). Im Kommissionsvorschlag für eine Luftqualitätsrichtlinie handelt es sich dagegen um einen festgelegten Prozentsatz, mit dem die Lücke zwischen dem „business-as-usual“-Szenario und dem Maximum-Technically-Feasible-Reduction (MTFR)-Szenario (Tab. 4-12) weiter geschlossen werden soll. Dieser Ansatz des Kommissionsvorschlags wurde gewählt, weil er kosteneffizienter als der Grenzwertansatz ist (Europäische Kommission 2005d, S. 46 ff.)

Zur Bestimmung der durchschnittlichen nationalen $PM_{2,5}$-Hintergrundbelastung soll jeweils eine $PM_{2,5}$-Messstation pro eine Million Einwohner in Städten über 100 000 Einwohner eingerichtet werden. Diese Stationen sollen im urbanen Hintergrund liegen und die Exposition möglichst großer Teile der Bevölkerung repräsentieren. Der über die Jahre 2008 bis 2010 gemittelte Wert dieser Messstationen ergibt den Referenzwert für 2010. Das Reduktionsziel von 20 % sollte ursprünglich für alle ab einer urbanen Hintergrundbelastung von 7 $\mu g/m^3$ gelten (Europäische Kommission 2005a). Damit wird eine breitere Reduktion in der Fläche erreicht, die nicht nur die Spitzen wegnimmt und somit auch Auswirkungen auf mehr Menschen hat. Der Rat der Europäischen Union und das Europäische Parlament haben diesen Ansatz verwässert und vor allem verkompliziert, in dem sie gestufte Reduktionsziele vorgeschlagen haben (Tab. 4-15).

Abweichungsregeln

307. Viele der Maßnahmen, die zur Verringerung der Feinstaubbelastung durchgeführt werden sollen (z. B. strengere Grenzwerte für PKW und LKW und für Kleinfeuerungsanlagen) greifen erst in ein paar Jahren. Nach Ansicht des BMU wird für

Deutschland eine Fristverlängerung um circa 5 Jahre ausreichen, um die Einhaltung der geltenden Tageswerte an den meisten deutschen Messstellen zu erreichen (GÖRGEN und LAMBRECHT 2007). Eine Fristverlängerung – unter der Voraussetzung, dass ein Luftreinhalteplan erstellt wurde – ist auf jeden Fall einer Abschwächung der Grenzwerte vorzuziehen. Dies ist ärgerlich, da sie vor allem notwendig wird, weil die Verantwortlichen nicht rechtzeitig gehandelt haben. Die geplante Fristverlängerung wirkt sich bereits jetzt auf die Vertragsverletzungsverfahren der Kommission aus, denn diese werden in Bezug auf die Überschreitung der PM_{10}-Immissionsgrenzwerte wegen der laufenden Verhandlungen zunächst noch zurückgehalten (Pressemitteilung der Europäischen Kommission vom 17. Oktober 2007).

Natürliche Feinstaubquellen

308. In der neuen Luftqualitätsrichtlinie sollen als natürliche Quellen auch Seesalz und Saharastaub berücksichtigt werden dürfen, können also von den PM_{10}-Werten abgezogen werden. Die Bedeutung dieser Quellen ist für Deutschland nicht groß, aber zu benennen. Die Möglichkeiten, natürliche Schadstoffquellen aus der Berechnung herauszunehmen und die Zeitpunkte für die Einhaltung der Grenzwerte aufgrund von Sondersituationen hinauszuschieben, erscheinen berechtigt. Die jeweiligen Voraussetzungen sollten aber konkretisiert werden, um zu verhindern, dass die Regelungen ihre Funktionen als Ausnahmetatbestände verlieren und zu einer allgemeinen Aufweichung der Luftqualitätsvorgaben genutzt werden.

4.6.2.3 Fazit

309. Die Tatsache, dass in den meisten Ballungsgebieten Europas die Immissionsgrenzwerte für Feinstaub und für NO_2 nicht eingehalten werden können, hat dazu geführt, dass alle ambitionierten Vorgaben der derzeit noch geltenden Luftqualitätsrahmenrichtlinie, das heißt insbesondere die für 2010 vorgesehene Verschärfung des PM_{10}-Jahresmittelwertes auf 20 µg/m^3 und die Fristen für die Einhaltung der Immissionsgrenzwerte, nicht in die Novellierung der Luftqualitätsrahmenrichtlinie aufgenommen bzw. aufgeweicht worden sind. Dennoch ist die Fristverlängerung auf jeden Fall einer Abschwächung der Grenzwerte vorzuziehen. Ein wichtiger Fortschritt ist hingegen die Aufnahme eines Grenzwertes für $PM_{2,5}$ und die Vorgabe, flächendeckend die Belastung von Feinstaub in Ballungsgebieten zu reduzieren (gap closure). Die vorgesehene Verschärfung des $PM_{2,5}$ -Grenzwertes (s. Tab. 4-15) sollte auf jeden Fall spätestens 2020 durchgeführt werden.

Für einen adäquaten Gesundheitsschutz müssen zukünftig auch die besonders gesundheitsrelevanten Anteile an der Feinstaubbelastung, wie ultrafeine Partikel aus

Verbrennungsprozessen, gemindert werden. Sollte es sich bestätigen, dass primär die Ultrafeinstäube in der Luft für die nachgewiesenen Gesundheitseffekte verantwortlich sind, sollte in Zukunft angestrebt werden, die Massengrenzwerte für Feinstäube durch einen Partikelanzahlgrenzwert zu ergänzen oder sogar zu ersetzen.

4.6.3 Novellierung der NEC-Richtlinie

310. Die Revision der Richtlinie über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe (NEC-Richtlinie) ist in der thematischen Strategie vorgesehen. Im wesentlichen sollen neue Emissionshöchstmengen für 2020 vorgeschlagen werden und wahrscheinlich wird es auch eine Emissionshöchstmenge für $PM_{2,5}$ geben (ENDS Daily 28. März 2007). Die Wirkung der Emissionshöchstmengen der NEC-Richtlinie darf nicht unterschätzt werden, da die Mitgliedstaaten gezwungen sind, Emissionsdaten zu erheben, eine Ursachenanalyse zu betreiben und einen Emissionsminderungsplan aufzustellen. Nach einem Bericht der Europäischen Umweltagentur vom Dezember 2007 zeigt sich, dass nur elf Mitgliedstaaten erwarten, dass sie ihre für 2010 vorgegebenen nationalen Emissionshöchstmengen einhalten werden. 13 Mitgliedstaaten prognostizieren, dass sie für zumindest einen Schadstoff der NEC-Richtlinie die Emissionshöchstmenge nicht erreichen werden, wobei offensichtlich die Emissionshöchstmenge für NO_x die schwierigste Hürde darstellt (EEA 2007b).

311. Die Daten, die die Grundlage für die Verhandlungen zu den neuen Emissionshöchstmengen bilden, werden auf ähnliche Weise erhoben wie die Daten für die thematische Strategie (Tz. 286). Um die Synergieeffekte zwischen Maßnahmen zur Luftreinhaltung und zur Minderung von Treibhausgasen zu berücksichtigen, wurde das RAINS-Modell aber erweitert und berücksichtigt nun seit 2006 auch Minderungsmaßnahmen zur Reduzierung von CO_2, CH_4, N_2O und F-Gasen (GAINS – Greenhouse Gas and Air Pollution Interactions and Synergies, IIASA 2007). Statt der bisher in RAINS verwendeten Kostenkurven, die auf einen einzelnen Schadstoff bezogen waren, werden nun Kostenkurven in Bezug auf eine technologische Maßnahme berechnet. Damit kann die Effektivität von Emissionsminderungsmaßnahmen, die sich gleichzeitig auf verschiedene Schadstoffe auswirken, besser geschätzt werden. Bei der Schätzung der Kosten werden länder- und sektorspezifische Umstände (z. B. Verteilung der Anlagengröße, Brennstoffqualität, Energie- und Arbeitskosten) berücksichtigt (AMANN et al. 2007). GAINS bildet bereits die Grundlage für die Verhandlungen zur Revision der NEC-Richtlinie.

Bei den Expertengesprächen zur Überarbeitung der NEC-Richtlinie wurde kritisiert, dass die Mitgliedstaaten von einem zukünftigen Energieverbrauch ausgehen, der nicht

berücksichtigt, dass sich die Staaten eigentlich zu einer 20 %-Reduktion der CO_2–Emissionen bis 2020 verpflichtet haben. Die Annahme hoher zukünftiger Emissionen kann eine anspruchsvolle Zielsetzung verhindern (ÅGREN 2007). Inzwischen wird für die Verhandlungen eine neue Datenbasis („Baseline“) erstellt, die auch das oben genannte CO_2-Minderungsziel berücksichtigen soll. Allerdings sind dadurch auch die Beratungen auf mindestens Februar 2008 verschoben worden (ENDS Daily 31. Mai 2007) – ursprünglich wollte die Kommission bereits im Juli 2007 neue Emissionshöchstmengen für 2020 vorschlagen.

312. Die Erarbeitung der gemeinsamen Datenbasis hat eine hohe Bedeutung für die Mitgliedstaaten. Entsprechend schwierig und damit auch zeitaufwändig gestaltet sich schon allein die Bereitstellung und Generierung der Eingangsdaten. Zudem kann es über die zu verwendenden Eingangsdaten (z. B. die Energieszenarien) Uneinigkeit geben. Für eine langfristige und integrierte Politik zur Verminderung der Luftverschmutzung ist es jedoch unerlässlich, diese gemeinsame Datenbasis aufzubauen. Sie wird auch die Akzeptanz darauf aufbauender Ziele und Empfehlungen zu Minderungsmaßnahmen erhöhen. Der notwendige Dialog mit den Mitgliedstaaten und die Möglichkeiten interessierter Kreise, sich an dem Prozess zu beteiligen, um die Qualität der Eingabedaten zu verbessern, sind gegeben – in der Praxis sind die Ergebnisse aber wegen des notwendigen großen methodischen Vorwissens und der erforderlichen zeitintensiven Einarbeitung nur für wenige Eingeweihte transparent und nachvollziehbar.

Eine solide Datenbasis ist auch für die nationalen Verhandlungen notwendig. Beispielsweise wurden bei den Verhandlungen zur NEC-Richtlinie 2001 von Deutschland die eigenen SO_2-Emissionen zu hoch prognostiziert. Daraufhin verhandelte die deutsche Seite mit viel Energie, um den ursprünglich von der Europäische Kommission vorgeschlagenen Emissionshöchstwert für SO_2 von 463 t auf 550 t zu erhöhen. Inzwischen ist klar, dass gerade die SO_2-Werte übererfüllt werden, während es unerwartet große Probleme mit den NO_x-Emissionen gibt (vgl. Tab. 4-6), deren Höhe damals unterschätzt wurde. Eine Ursache hierfür war, dass die Testzyklen für Kfz nicht die Realität abgebildet haben, sodass die im Prüfstand gemessenen NO_x-Emissionen aus Kfz niedriger waren als die realen Emissionen auf der Straße. Notwendig ist daher ein Emissionsrechenwesen, dass es ermöglicht, die auf EU-Ebene gesammelten und weiterverarbeiteten Daten zu überprüfen und gegebenenfalls verbessern zu können. Es wäre dazu hilfreich, wenn auch in Deutschland eigene Prognosen erstellt und diskutiert würden.

313. Die Bundesregierung sollte darauf hinwirken, dass mindestens die Ziele der thematischen Strategie als neue Emissionshöchstmengen für 2020 eingeführt werden. Bereits während der Verhandlungen zur thematischen Strategie sind anspruchsvollere

Ziele verhindert worden (Tz. 285), nun gilt es darauf zu achten, dass wenigstens diese Umweltzwischenziele umgesetzt werden.

4.6.4 Revision der IVU-Richtlinie

4.6.4.1 Umsetzungsdefizite bei der IVU-Richtlinie

Europa

314. Trotz bedeutender Emissionsreduktionen in den letzten Jahren sind europäische Industrieanlagen immer noch eine wesentliche Emissionsquelle für Luftschadstoffe (s. Tab. 4-3). Seit 1999 müssen bei der Genehmigung von Industrieanlagen in der EU die Anforderungen der Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU-Richtlinie 96/61/EG) beachtet werden. Alle Anlagen, die im Anhang I der Richtlinie aufgeführt sind, benötigen eine behördliche Genehmigung des jeweiligen Mitgliedstaates. Die Genehmigung soll auf der Grundlage eines medienübergreifenden Konzeptes erstellt und mit der Pflicht für die Betreiber zur Anwendung der BVT verknüpft werden. Sowohl Emissionen in Luft, Wasser und Boden als auch abfallwirtschaftliche Aspekte, Ressourcen- und Energieeffizienz sowie die Vorbeugung von Unfällen sollen dabei berücksichtigt werden. Ziel ist es, ein hohes und in Europa einheitliches, harmonisiertes Schutzniveau für die Umwelt insgesamt zu erreichen. Für bestehende Anlagen wurde eine Übergangsfrist bis zum 30. Oktober 2007 eingeräumt.

Neben dieser sektorübergreifenden Pflicht, den Stand der Technik einzuhalten, werden bestimmte emissionsrelevante Industrieanlagen durch sektorspezifische Regelungen begrenzt. Dazu zählen die Großfeuerungsanlagenrichtlinie (2001/80/EG), die Abfallverbrennungsanlagenrichtlinie (2000/76/EG), die Lösemittelrichtlinie (1999/13/EG) und die Deponierichtlinie (1999/31/EG), in denen – zum Teil differenziert nach Schadstoff, Brennstoffart, Alt- und Neuanlage etc. – sektorbezogene Grenzwerte vorgeschrieben werden. Die Mitgliedstaaten dürfen in ihren nationalen Regelungen strengere Standards vorschreiben.

315. Die Analyse der praktischen Umsetzung des europäischen Industrieanlagenrechts und seiner bisher erreichten und für die Zukunft erwarteten Emissionsminderungen zeigt jedoch für die EU, dass wesentliche Umsetzungsdefizite existieren. Zunächst war die IVU-RL mit erheblichen Verzögerungen in die jeweilige nationale Gesetzgebung umgesetzt worden. Dabei haben die Mitgliedstaaten verschiedene Ansätze zur Umsetzung der Richtlinie benutzt und es gibt eine große Diversität in der Umsetzungspraxis (z. B. bei der Koordinierung zwischen den Behörden, der Festlegung der Genehmigungsstandards, der Periodizität der

Erneuerung einer Genehmigung, der Frequenz der Inspektionen, der Möglichkeit der Selbst-Überwachung, s. Europäische Kommission 2005c). In einer Studie vom Februar 2007 (ENTEC 2007) wurde der Stand der Umsetzung der IVU-Richtlinie in Bezug auf die Erteilung oder Überprüfung von Anlagengenehmigungen nach den Maßstäben der IVU-Richtlinie untersucht. Es wurden Daten der Mitgliedstaaten ausgewertet, die den Zeitraum bis Mitte oder Ende 2005 und teilweise auch bis Mitte 2006 umfassten. Die Ergebnisse der Studie zeigen, dass für den betrachteten Zeitraum in der EU insgesamt nur etwa 50 % der Anlagen, die unter die IVU-Richtlinie fallen, eine mit den Anforderungen der IVU-Richtlinie konforme Genehmigung hatten. Dabei war der Umsetzungsgrad zwischen den Mitgliedstaaten unterschiedlich: Zu den 5 Ländern mit dem höchsten Anteil an entsprechenden Genehmigungen im Vergleich zu den von der IVU-Richtlinie betroffenen Anlagen zählten Luxemburg, Dänemark, Belgien, Deutschland und Ungarn, wobei Deutschland bis Mitte 2005 83 % seiner Anlagengenehmigungen auf ihre IVU-Kompatibilität überprüft hatte. Zu den Ländern mit dem niedrigsten Umsetzungsgrad gehörten Griechenland, Malta, Polen, Portugal, Slowenien und Spanien. Daten aus Schweden und Italien waren nicht verfügbar oder unvollständig. Deutschland gehörte zu den Ländern, die die meisten Anlagengenehmigungen erteilt oder überprüft hatten, war allerdings mit Frankreich, Italien, Polen, Spanien und Großbritannien auch bei den Ländern, die noch jeweils über 1 000 Anlagen auf ihre IVU-Kompatibilität überprüfen mussten (ENTEC 2007).

Im Oktober 2007 berichtete die Europäische Kommission erneut zur Umsetzung der IVU-Richtlinie und stellte fest, dass auch bis Mitte 2006 EU-weit nur ungefähr 50 % der genehmigungsbedürftigen Anlagen eine mit den Anforderungen der IVU-Richtlinie konforme Genehmigung hatten. Auch wenn seitdem weitere entsprechende Genehmigungen erteilt worden wären, sei es offensichtlich, dass die bisherigen Anstrengungen nicht ausreichend seien, um für alle Mitgliedstaaten die Fristen der Richtlinie einzuhalten. In Anbetracht der weiteren Emissionsminderungen, die entsprechend der thematischen Strategie Luftreinhaltung auch im Bereich der Industrieanlagen notwendig seien, sei dieses Vollzugsdefizit inakzeptabel (Europäische Kommission 2007a). Daher sieht es die Kommission als ihre Hauptaufgabe an, sicherzustellen, dass die Umsetzung und der Vollzug der IVU-Richtlinie in den Mitgliedstaaten vollständig und sicher erfolgen. Dazu plant sie einen verstärkten Informationsaustausch, Besuche und Fortbildungen bei den zuständigen Behörden, schließt aber auch Vertragsverletzungsverfahren nicht aus. Zudem will die Kommission ihre Untersuchungen zum Genehmigungsprozess in den einzelnen Mitgliedstaaten weiterführen, eine stärkere Verkopplung der Genehmigungsanforderungen mit den BVT-Referenzdokumenten (Tz. 317 f.) schaffen und die Mitgliedstaaten bei der Reduzierung unnötiger administrativer Hürden unterstützen (Europäische Kommission

2007a; 2007d). Parallel zu diesem Aktionsplan hat die Kommission einen Vorschlag zur Revision der IVU-Richtlinie vorgelegt (Abschn. 4.6.4.2).

Deutschland

316. In Deutschland sind die Anforderungen der IVU-Richtlinie mit dem Artikelgesetz (Gesetz zur Umsetzung der UVP-Änderungsrichtlinie, der IVU-Richtlinie und weiterer EG-Richtlinien zum Umweltschutz vom 27. Juli 2001, BGBl. Nr. 40 vom 2. August 2001, S.1950 ff.) umgesetzt worden. Um eine bundeseinheitliche und gleichmäßige Durchführung der Genehmigungsverfahren sicherzustellen, wurden in untergesetzlichen Vorschriften generelle und einheitliche Emissionsgrenzwerte entsprechend dem Stand der Technik festgelegt. Der Stand der Technik entspricht den in der IVU-Richtlinie definierten BVT. Bei Fortentwicklung des Standes der Technik muss geprüft werden, ob eine Überarbeitung der bundeseinheitlichen Emissionsgrenzwerte notwendig ist. Die oben genannten Sektorrichtlinien sind über die Abfallverbrennungsverordnung (17. BImSchV), die Lösemittelverordnung (31. BImSchV), die Abfallablagerungsverordnung (AbfAblV), die Deponieverordnung (DepV) und die Großfeuerungsanlagenverordnung (13. BImSchV) in deutsches Recht umgesetzt worden.

Für bestehende Anlagen enthalten sowohl das BImSchG § 67 (5) als auch die untergesetzlichen Regelwerke die Pflicht, die Anforderungen der IVU-Richtlinie bis zum 30. Oktober 2007 einzuhalten. Deutschland hatte bis Mitte 2005 immerhin über dreiviertel seiner IVU-Anlagen auf ihre Kompatibilität mit der IVU-Richtlinie überprüft (Tz. 315). Damit gehörte Deutschland zu den Mitgliedstaaten mit den höchsten Anteilen an IVU-Anlagen, die eine IVU-konforme Genehmigung besitzen. Der aktuelle Stand der Überprüfung der Genehmigungen aller IVU-Anlagen in Deutschland wird zurzeit noch im Rahmen einer Abfrage der Europäischen Kommission erhoben. Ohne Zweifel hat Deutschland von seiner jahrzehntelangen Erfahrung bei der Genehmigung von Anlagen und einem relativ anspruchsvollen Niveau bei den bereits erteilten Genehmigungen profitiert. Hilfreich ist aber sicher auch, dass in Deutschland die emissionsbezogenen Genehmigungsanforderungen nicht individuell-konkret im jeweiligen Genehmigungsverfahren für die spezifische Anlage entwickelt und festgelegt, sondern nach generell-abstrakten Emissionsgrenzwerten (sogenannte „General Binding Rules“, Tz. 317) bestimmt werden. Zudem wurden die materiellen Anforderungen im untergesetzlichen Regelwerk konkret mit der Umsetzungsfrist bis 30. Oktober 2007 verknüpft. Allerdings gefährdet der Abbau des Vollzugs in den Länderbehörden diesen Erfolg. Um europatauglich zu bleiben, ist eine Verstärkung des Vollzugs dringend notwendig (vgl. SRU 2007).

4.6.4.2 Vorschlag der Kommission für die Revision der IVU-Richtlinie

317. Die Emissionen wichtiger Luftschadstoffe müssen in der EU weiter gemindert werden. Die Zielverfehlung ist zurzeit besonders eklatant für die Schadstoffe Feinstaub und NO_x (Abschn. 4.6.3). Dabei ist offensichtlich, dass im Industrieanlagenbereich die Emissionsminderungspotenziale nicht vollständig ausgeschöpft werden, teils wegen fehlender Anwendung der IVU-Richtlinie bei Altanlagen (Tz. 315), teils weil in Genehmigungen Emissionsgrenzwerte festgelegt wurden, die sich nicht an den BVT orientieren, wie sie in den europäischen BVT-Referenzdokumenten beschrieben werden. In ihrer Mitteilung über eine bessere Politik für Industrieemissionen (Europäische Kommission 2007d) kommt die Europäische Kommission zu dem Schluss, dass die Grundprinzipien der IVU-Richtlinie, insbesondere der auf den BVT basierende integrierte Ansatz, eine vernünftige Grundlage für die weitere Entwicklung der EU-Gesetzgebung zu industriellen Emissionen sei. Allerdings hält die Kommission eine Revision der IVU-Richtlinie für notwendig, um die Anwendung bzw. den Vollzug der Richtlinie in den Mitgliedstaaten zu vereinfachen, aber auch zu stärken und damit das Umweltentlastungspotenzial der Richtlinie besser auszuschöpfen. Dazu hat die Europäische Kommission am 21. Dezember 2007 einen Vorschlag für eine Richtlinie zu Industrieemissionen veröffentlicht (Europäische Kommission 2007b). Dieser Vorschlag umfasst unter anderem die folgenden wesentlichen Neuerungen:

- In der neuen Richtlinie sollen die Großfeuerungsanlagenrichtlinie (Feuerungsanlagen ab 50 MW), die Abfallverbrennungsanlagenrichtlinie, die Lösemittelrichtlinie und drei Richtlinien zu Titandioxidabfall (RL 78/176/EWG, 82/883/EWG, 92/112/EWG) zusammengefasst werden.
- Art. 14 neu definiert Inhalt und Status der im Rahmen des europäischen Informationsaustauschs zu BVT (Art. 16 alt) erstellten BVT-Referenzdokumente (BAT Reference Documents (BREF) oder: BVT-Merkblätter) und es wird deutlich hervorgehoben, dass diese BVT-Merkblätter die Referenz für die Festlegung der Genehmigungsauflagen sein sollen (Art. 15).
- Die in den Genehmigungen festzulegenden Emissionsgrenzwerte sollen die in den BREF beschriebenen Emissionswerte grundsätzlich nicht überschreiten (Art. 16 (2) neu und Art. 18 (2) neu). Gleichwohl sind Abschwächungen der Grenzwerte bei bestimmten Gegebenheiten vor Ort erlaubt (insbesondere wegen örtlicher Umweltbedingungen) (Art. 16 (3) neu). Letzteres gilt allerdings nicht für den Fall, dass statt individuell-konkreter Genehmigungsauflagen die emissionsbezogenen Anforderungen für bestimmte Anlagentypen in allgemein bindenden Vorschriften festgelegt werden („General binding rules“, Art. 18 neu).

- Die in den Anhängen zur neuen Richtlinie aufgeführten Grenzwerte für Großfeuerungsanlagen, Abfallverbrennungsanlagen etc. sind Mindestanforderungen (Art. 11 neu). Gleichzeitig sind die im Entwurf enthaltenen Grenzwerte für Großfeuerungsanlagen ab 2016 verschärft worden (Anhang V).
- Art. 25 legt Mindestanforderungen an die Überwachung von Anlagen fest: Unter anderem sollen Inspektionen vor Ort in der Regel einmal im Jahr durchgeführt werden, es sei denn, die Überwachungsprogramme berücksichtigen in einer systematischen Bewertung die unterschiedlichen Umweltrisiken der einzelnen Anlage.
- Der Katalog der Anlagen, die unter die IVU-Richtlinie fallen (Anhang I der Richtlinie), wird um einige zusätzliche Aktivitäten erweitert, zum Beispiel um die mittleren Feuerungsanlagen mit einer thermischen Leistung von 20 bis 50 MW.

318. Grundsätzlich ist es zu begrüßen, dass in dem Vorschlag der Europäische Kommission zur Revision der IVU-Richtlinie verschiedene EU-rechtliche Anforderungen an Industrieanlagen nunmehr in einer Richtlinie vereint werden. Richtig sind auch die Änderungsvorschläge der Kommission, die die Anwendung der BVT bei der Anlagengenehmigung stärken. Bereits unter der jetzigen IVU-Richtlinie gilt, dass die BVT-Merkblätter als Referenz für die nationale Bestimmung der BVT verwendet werden sollen. Diese Anforderung war aber im Anhang IV der IVU-Richtlinie als ein Anstrich unter mehreren nicht hervorgehoben.

Auch die Forderung der Europäische Kommission, dass die in den Genehmigungen festgelegten Emissionsgrenzwerte die Emissionswerte der BREF nicht überschreiten sollen, ist im Prinzip zu begrüßen, weil damit die EU-weite Harmonisierung der Emissionsstandards bei Industrieanlagen gefördert wird. Aber es ergibt sich folgendes Problem: Die Erarbeitung der BREF findet über einen informatorischen Austausch statt. Dabei werden die in den BREF enthaltenen Emissionswerte für einen bestimmten Stand der Technik mit Bedacht als „emission level“ (Emissionswert) und nicht als „emission limit“ (Emissionsgrenzwert) bezeichnet. Einerseits trägt dies der Tatsache Rechnung, dass in der Regel bei der Festlegung von Grenzwerten aus technischen Gründen ein Sicherheitsabstand zu den an sich erforderlichen Emissionswerten hinzugerechnet werden muss. Andererseits war es nur so möglich, im Rahmen des Informationsaustauschs eine Einigung auf eher anspruchsvolle BVT über verschiedene Interessensgruppen hinweg zu erreichen. Wenn nun, wie von der Europäische Kommission vorgeschlagen, die Emissionsgrenzwerte der Genehmigungen nicht mehr die Emissionswerte der BVT-Leitlinien überschreiten dürfen, macht sie aus den „emission levels“ faktisch „emission limits“. Der bisherige ertragreiche Informationsaustausch zu den BVT müsste diese Änderung berücksichtigen und der rein fachliche Austausch wäre sicherlich behindert.

Daher sollte auf den Vorschlag der Europäische Kommission, dass die in den Genehmigungen festgelegten Emissionsgrenzwerte die Emissionswerte der BREF nicht überschreiten sollen, verzichtet werden, um den EU-weiten, vorrangig fachlichen Informationsaustausch zu BVT zu erhalten. Soweit die Europäische Kommission darüber hinaus EU-einheitliche Emissionsgrenzwerte für weitere Industrieanlagen festlegen will, sollte dies über den normalen EU-Rechtsetzungsprozess oder über das Komitologieverfahren mit Letztverantwortlichkeit bei Rat und Parlament geschehen. Die BVT-Merkblätter sollten dabei als Orientierung dienen.

Die von der Kommission vorgeschlagenen Mindestanforderungen an die Überwachungsintensität werden die Anlagenüberwachung in Mitgliedstaaten mit schwachen Überwachungsanforderungen verbessern. Sehr sinnvoll ist auch die Aufnahme der mittleren Feuerungsanlagen in den Anhang I. Zunehmend hat sich die Bedeutung dieses Sektors vor allem für die Feinstaubemissionen erwiesen, sodass eine europaweite Regelung hierzu überfällig ist. In Deutschland sind diese Anlagen in der TA Luft bereits geregelt, ändern wird sich lediglich der Grad der Öffentlichkeitsbeteiligung. Allerdings sind einige emissionsrelevante Anlagen (Rinderhaltungsanlagen, Aquakulturen) nicht in den Anhang I aufgenommen worden.

4.6.4.3 Zu einem Emissionshandel für NO_x und SO_2

319. Die Möglichkeit, über den Handel mit den Treibhausgasen hinaus auch einen Emissionshandel für andere Schadstoffe einzuführen, war in einem Arbeitsentwurf zur Novellierung der IVU-Richtlinie vom Oktober 2007 erwogen worden. Diese Emissionshandelsoption sollte den Mitgliedstaaten alternativ oder komplementär zu den Emissionsgrenzwerten für NO_x und SO_2 in den Genehmigungen zur Auswahl stehen. Für alle anderen Schadstoffe sollte nach wie vor das BVT-Konzept gelten. Im aktuellen Entwurf der Kommission vom Dezember 2007 ist ein entsprechender Passus nicht mehr vorhanden. Dennoch behält sich die Kommission vor, weiterhin an einem möglichen EU-Emissionshandelssystem für NO_x und SO_2 zu arbeiten (Europäische Kommission 2007d).

Eine Diskussion um den Emissionshandel mit NO_x und SO_2 in Europa kann auf eine langjährige wissenschaftliche Forschung und praktische Erfahrungen aufbauen. Der Emissionshandel gilt generell als effektives und Kosten sparendes Instrument der Luftreinhaltung, mit dem sich vor allem langfristige Innovationseffekte initiieren lassen (TIETENBERG 2006). Ein Emissionshandel könnte helfen, die bislang noch mangelnde Umsetzung bei Altanlagen zu verbessern und dazu notwendige Innovationsanreize auszulösen. Altanlagen werden in der IVU-Richtlinie generell privilegiert behandelt. Obgleich die elfjährige Übergangsfrist für Altanlagen 2007 auslief, gelten für Anlagen, die bis spätestens 2012 außer Betrieb gehen, weiterhin

Sonderregelungen. Mit dieser großzügigen Behandlung von Altanlagen ist unter Umständen eine Verringerung der Innovationsdynamik verbunden, da Altanlagen verringerte Anreize zu zusätzlichen Emissionsminderungen haben. Außerdem kann dies zu einer tendenziellen Abschottung der Gütermärkte für etablierte Hersteller führen. Da Betreiber neuer Anlagen die Mehrbelastung der Altanlagen im Regelfall kompensieren müssen, werden die Marktzutrittskosten künstlich erhöht. Innovationsanreize entstehen nur für potenzielle Wettbewerber. Generell führt dieses Konzept nicht zu einer Minimierung der gesamtwirtschaftlichen Vermeidungskosten, da diejenigen Unternehmen, die aufgrund relativ umweltintensiver Produktionsverfahren vergleichsweise niedrige Vermeidungskosten aufweisen, die geringsten Anreize für zusätzliche Minderungsmaßnahmen haben. Unternehmen mit anspruchsvoller Umwelttechnik, für die weitere Minderungsmaßnahmen sehr teuer sind, müssen dagegen höhere Reinigungsleistungen realisieren. Beim Emissionshandel löst dagegen die Handelbarkeit der Emissionsrechte bei allen Anlagen Anreize zu Emissionsminderungen aus. Insbesondere Altanlagen mit niedrigen Minderungskosten profitieren von Vermeidungsmaßnahmen und dem sich daraus ergebenen Mehrerlös aus dem Verkauf der Emissionsrechte.

320. Das BVT-Konzept hat sich allerdings in der europäischen Luftreinhaltepolitik grundsätzlich bewährt und bietet die Voraussetzung für einen komplementären Emissionshandel. So lässt eine an Emissionsstandards orientierte Gestaltungsalternative des Emissionshandels, das sogenannte Rate-Based-Trading, eine Integration in die gegenwärtige Luftreinhaltepolitik der EU prinzipiell zu. Bei diesem System werden keine absoluten Emissionsmengen, sondern spezifische Emissionsminderungen gehandelt, so dass die Einhaltung der gemäß BVT geforderten Grenzwerte für ein Unternehmen durch eigene Maßnahmen oder durch den Zukauf von Minderungszertifikaten anderer Emittenten realisierbar ist. Ein solches System haben die Niederlande bereits 2005 für NO_x eingeführt. Hier werden Emissionsrechte gehandelt, die eine rechnerische Minderung gegenüber einem spezifischen Emissionsstandard einer Anlage verbriefen (Emissionsmenge pro Brennstoffverbrauch). Damit dieses System mit der IVU-Richtlinie kompatibel ist, müssen diese Abweichungen innerhalb der Bandbreite der BVT liegen. Da die Emissionszertifikate (so genannte „Credits“) jederzeit am Markt verkäuflich sind, bietet dieses Instrument für alle beteiligten Anlagen nicht erst zum Zeitpunkt der Fortschreibung des BVT, sondern permanent einen Anreiz zur Minderung der Emissionen. Wie bei ordnungsrechtlichen Grenzwerten gibt es auch bei diesem Emissionshandelssystem keine absolute Emissionsobergrenze über alle Anlagen. Allerdings können die spezifischen Emissionsstandards eng an den Emissionshöchstmengen der NEC-Richtlinie orientiert werden. Des Weiteren kann bei den klassischen Luftschadstoffen SO_2 und NO_x bei dem gegenwärtigen Stand der

Luftreinhaltung davon ausgegangen werden, dass die Kosten zusätzlicher Vermeidungsmaßnahmen stärker steigen als deren Nutzen. In dieser Situation dürften starre absolute Emissionsobergrenzen bei Veränderungen der Vermeidungskosten höhere Effizienzverluste nach sich ziehen als Instrumente, bei denen eine gewisse Variation der Gesamtemissionen möglich ist (MCKIBBIN und WILCOXEN 2002, S. 62 ff.).

Insbesondere vor dem Hintergrund einer kostengünstigeren Umsetzung der EU-Luftreinhalteziele und der damit verbundenen Möglichkeit, weitere Spielräume für anspruchsvollere Zielpfade zu öffnen, könnte der Emissionshandel mit SO_2 und NO_x, obgleich in der praktischen Umsetzung nicht ohne Herausforderungen, sinnvoll sein. Dabei sollte auf ein an die Grenzwerte des BVT ansetzendes „Rate-Based-Trading“ gesetzt werden. Ein solches System reguliert die Emissionen über spezifische Standards und erlaubt damit eine gute Integration in das bestehende regulative Umfeld und eine bessere Anpassung an veränderte Rahmenbedingungen (z. B. technische oder wirtschaftliche Situation) als ein Emissionshandel mit absoluten Emissionsgrenzwerten. Mit dieser Spielart des Emissionshandels können auch die diffusen Emissionen des Luftschadstoffs reguliert werden.

Ein derartiges Emissionshandelssystem bietet verschiedene Möglichkeiten den spezifischen Anforderungen einer durch räumliche und zeitliche Differenzierung von Emissionsbelastungen geprägten Umweltsituation gerecht zu werden. Zur Vermeidung der Konzentration von Schadstofffrachten (sog. Hot Spots) und zur Verbesserung der Wirtschaftlichkeit der Luftreinhaltung sind verschiedene Modifikationen des Instruments denkbar. Eine Bindung des Handels an die Einhaltung von Mindestumgebungsluftstandards (regulatory tiering), zonale Handelssysteme oder die Berücksichtigung der Luftbelastungssituation über Handelskoeffizienten sind Beispiele, die entweder bereits erfolgreich praktiziert werden oder auf Basis von Simulationen eine Verbesserung der Performance von Emissionshandelssystemen erwarten lassen (TIETENBERG 2006, S. 89 ff, MARTIN et al. 2007). Die praktischen Erfahrungen mit der amerikanischen Luftreinhaltepolitik (EPA 2007) und die noch ausstehende Evaluierung der ersten Phase des niederländischen NO_x-Handels sollten als Bewertungsmaßstab einer umfassenderen Anwendung des Emissionshandels im Bereich der klassischen Luftschadstoffe herangezogen werden.

4.6.4.4 Fazit

321. Die Stärkung des BVT-Konzeptes für Anlagen ist ein wichtiger Schritt, um die Emissionen bei Anlagen kontinuierlich und dauerhaft zu senken. Dieses Ziel der IVU-Richtlinie muss auch bei einer Novellierung der Richtlinie unterstützt und bekräftigt werden. Das BVT-Konzept hat den Vorteil, dass es nicht nur die Emissionen einzelner

Schadstoffe mit Qualitätsziel reduziert, sondern auf integrierte Weise gleichzeitig auch viele andere Schadstoffe gemindert werden. Darüber hinaus kann nur über verbindliche Emissionsstandards der Schadstoffferntransport wirksam begrenzt werden.

Die Anstrengungen der Europäischen Kommission, die teils ungenügende Umsetzung und den teilweise defizitären Vollzug der IVU-Richtlinie in den Mitgliedstaaten zu verbessern, sind daher zu begrüßen. Bei nicht ausreichender Umsetzung der IVU-Richtlinie müssen aber auch konsequent Vertragsverletzungsverfahren eingeleitet werden. In Deutschland ist der Vollzug der IVU-Richtlinie bei Altanlagen im EU-Vergleich relativ gut. Allerdings gefährdet der Abbau der Vollzugskraft in den Länderbehörden diesen Erfolg. Um europatauglich zu bleiben, ist eine Verstärkung des Vollzugs dringend notwendig.

Zur Verbesserung des Vollzugs der IVU-Richtlinie ist es auch richtig, dass die Europäische Kommission für die Revision der Richtlinie Änderungen vorschlägt, die die Aufwertung der BVT-Merkblätter als Grundlage für die Grenzwertfestsetzung im Genehmigungsverfahren vorsehen. Allerdings sollte aus dem Informationsaustausch zur BVT kein Gesetzgebungsverfahren gemacht werden. Die EU-weite Festlegung von Mindestanforderungen für Industrieanlagen – die grundsätzlich sehr zu begrüßen ist – sollte über das normale Gesetzgebungsverfahren oder über das Komitologieverfahren mit Letztverantwortlichkeit bei Rat und Parlament erfolgen. Der Änderungsvorschlag der Kommission, dass die bei der Genehmigung festgelegten Grenzwerte die Emissionswerte der BREF nicht überschreiten dürfen, sollte durch die Regelung eines entsprechenden Normsetzungsverfahrens ersetzt werden.

322. Falls innerhalb der EU ein Emissionshandel für Luftschadstoffe eingeführt würde, sollte dieser auf Basis der BVT-Grenzwerte als Handel mit Gutschriften für spezifische Emissionsminderungen implementiert werden. Ein solches System reguliert die Emissionen über spezifische Standards und erlaubt damit eine bessere Anpassung an veränderte Bedingungen (z. B. technische oder wirtschaftliche Veränderungen) als der in dieser Hinsicht starre Cap-and-Trade-Ansatz. Allerdings sollten bestimmte Rahmenbedingungen des Emissionshandels mit Luftschadstoffen festgelegt werden, die verhindern, dass es zu räumlichen und zeitlichen Überschreitungen von Immissionsgrenzwerten kommt.

4.7 Zusammenfassung und Empfehlungen

323. Nach wie vor werden in Deutschland und in Europa die Immissionsgrenzwerte und die Aufnahmekapazitäten von Ökosystemen für einige relevante Luftschadstoffe (Feinstaub, NO_x, Ozon) überschritten. Die Zwischenziele der EU, nämlich über die Einhaltung von nationalen Emissionshöchstmengen die

Versauerung und Eutrophierung und die Ozonbelastung von Ökosystemen zu reduzieren, können nicht eingehalten werden. Mit dieser Situation sind die Mitgliedstaaten weit davon entfernt, das Ziel des sechsten Umweltaktionsprogrammes zu erfüllen, nämlich eine Luftqualität zu erreichen, die zu keinen signifikanten schädlichen Auswirkungen für Mensch und Umwelt mehr führt.

324. Um die Luftbelastungen in den städtischen Ballungsgebieten zu mindern, wurden für viele deutsche Städte Luftreinhaltepläne aufgestellt. Dort sind die Emissionen des Straßenverkehrs eine der wichtigsten Ursachen für die Überschreitungen der NO_2- und Feinstaubgrenzwerte. Für diesen Sektor haben Schätzungen gezeigt, dass einzelne Minderungsmaßnahmen nur zu wenigen Prozent zur Immissionsminderung beitragen, wirkungsvoller ist in jedem Fall ein Bündel an Maßnahmen. Trotz der in den Luftreinhalte- und Aktionsplänen aufgeführten Maßnahmen wird es in vielen Ballungsgebieten in den nächsten Jahren nicht gelingen, die Immissionsgrenzwerte für NO_2 und PM_{10} zu unterschreiten. In etlichen Plänen ist das zur Verfügung stehende Arsenal an Maßnahmen nicht ausgeschöpft worden. Zur Verringerung der NO_2- und PM_{10}-Belastung in den städtischen Ballungsgebieten sind aber verschiedene, untereinander koordinierte und großräumige Maßnahmen notwendig, die langfristig auf eine Verkehrsvermeidung zielen. Dazu ist eine integrierte, verkehrsträgerübergreifende Verkehrsplanung unabdingbar. Die Anstrengungen der Städte und Gemeinden, die Immissionsbelastungen vor Ort zu mindern, müssen aber durch bundes- und EU-weite quellenbezogene Emissionsreduktionen, die zur Reduktion der Hintergrundbelastung in den Überschreitungsgebieten beitragen, unterstützt werden. Nur durch das Zusammenwirken anspruchsvoller Maßnahmen auf den kommunalen, nationalen und europäischen Ebenen kann es gelingen, die Immissionsbelastungen deutlich zu senken.

325. Zur Reduzierung der weiträumigen Hintergrundbelastung sind Maßnahmen von Bedeutung, die großräumig die Emissionen an NO_x, Feinstaub und NH_3 mindern, zum Beispiel strengere Abgasstandards für Kfz, Verschärfung der Emissionsgrenzwerte für emissionsrelevante stationäre Anlagen oder Emissionsminderungen in der Landwirtschaft. Neben strengen Abgasstandards für Kfz ist die Nachrüstung von Dieselfahrzeugen mit Partikelfiltern bedeutsam für die flächendeckende Minderung der Feinstaubemissionen. Die Förderung muss aber auf den Einbau effektiver Filter achten. Die Verminderung der Hintergrundbelastung in Deutschland ist auch notwendig, um die Ziele der Richtlinie über Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe (NEC-Richtlinie) einhalten zu können. Die Vorschläge der Bundesregierung zur Minderung der Emissionen aus Verbrennungsanlagen und aus kleinen Feuerungsanlagen schöpfen aber mögliche Minderungspotenziale bzw. Altanlagenregelungen nur unzureichend aus. Im Bereich

der landwirtschaftlichen Anlagen ist eher eine Abschwächung von immissionsschutzrechtlichen Anforderungen zu beobachten.

326. Vor dem Hintergrund der zu hohen Belastungen durch Luftschadstoffe hat die Kommission eine neue thematische Strategie zur Luftreinhaltung veröffentlicht. Anhand von Emissions- und Belastungsdaten wurden verschiedene Szenarien quantifiziert und eine NKA durchgeführt. Da den recht hoch geschätzten Kosten der Minderungsmaßnahmen, vor allem wegen der unvollständigen Erfassung ökologischer Gewinne, eher niedrige Nutzen gegenübergestellt wurden, müssen die Ziele der thematischen Strategie als vergleichsweise wenig ambitioniert bezeichnet werden. Auch die Immissionsstandards der Luftqualitätsrahmenrichtlinie werden durch die geplante Revision eher aufgeweicht als gestärkt. Ein wichtiger Fortschritt ist dagegen die Aufnahme eines Grenzwertes für $PM_{2,5}$ und die Vorgabe, flächendeckend die Belastung von Feinstaub in Ballungsgebieten zu reduzieren (Gap closure). Zukünftig müssen aber auch die besonders gesundheitsrelevanten Anteile an der Feinstaubbelastung (Ultrafeinstäube) gemindert werden. Dazu ist es sinnvoll, statt der Massengrenzwerte für Feinstäube einen Partikelanzahlgrenzwert einzuführen.

Zudem fehlen in der thematischen Strategie Vorschläge zu konkreten Maßnahmen, die es ermöglichen könnten, die Luftreinhalteziele zu erreichen. Es werden zwar immerhin alle Sektoren benannt, die zur Luftverschmutzung beitragen, die Forderungen nach neuen Maßnahmen, zum Beispiel für bisher noch nicht regulierte Quellen, bleiben aber vage. Die Strategie konzentriert sich vielmehr darauf, die bestehenden Luftreinhalteregelungen zu überarbeiten. Dabei kann das Problem der Hintergrundbelastung nur gemeinschaftlich gelöst werden. Die Aktivitäten der EU sind notwendig, um EU-weit einen einheitlichen Stand der Technik für Anlagen und für mobile Quellen zu definieren. In Bezug auf Kfz wurde aber die Fortschreibung der PKW- und LKW-Standards einerseits jahrelang verschoben, andererseits sind die Standards nicht ambitioniert genug, um möglichst bald eine deutliche Emissionsminderung beim Straßenverkehr zu erreichen. Auch die bisher ungeregelten Emissionen aus der Schifffahrt müssen dringend normiert werden. Ähnliche Abgasstandards wie bei LKW sind im Prinzip möglich und würden die NO_x, SO_2 und Feinstaubemissionen drastisch verringern. Außerdem fehlen auch auf europäischer Ebene Initiativen zur Minderung der Emissionen aus der Landwirtschaft.

Bei den stationären Anlagen bleibt ein großes Problem die Umsetzung im Altanlagenbereich. Die Umsetzung der IVU-Richtlinie verläuft nur langsam und sehr divers in den verschiedenen Mitgliedstaaten. Eine relativ einheitliche Regelung in Europa ist noch nicht erreicht. Gleichzeitig sind IVU-Anlagen aber eine wesentliche Quelle für NO_x und Feinstaubemissionen. Die Stärkung des BVT-Konzeptes für Anlagen ist ein wichtiger Schritt, um die Emissionen bei Anlagen kontinuierlich und

dauerhaft zu senken. Dieses Ziel der IVU-Richtlinie muss auch bei der Revision der Richtlinie unterstützt werden.

327. Dennoch ist es ein Verdienst der Strategie, quantifizierte Ziele zu nennen, die wissenschaftlich fundiert und in transparenter Weise hergeleitet wurden. Die Kommission fördert damit die Transparenz ihrer politischen Zielfindung und ermöglicht es, das Ausmaß der Zielverfehlungen zu erkennen. Zukünftig sollte aber im Rahmen der Folgenabschätzung eine umfassendere Quantifizierung der Kosten ökologischer Schäden angestrebt werden. Eine wirkungsvolle qualitätszielorientierte Politik muss anspruchsvolle, dem Gesundheits- und Umweltschutz gerecht werdende Ziele setzen und diese gleichzeitig mit entsprechenden emissionsmindernden Maßnahmen verknüpfen. Hierfür ist es sicherlich nachteilig, dass die Verantwortung für wichtige Maßnahmen zur Minderung der Luftbelastung (z. B. Abgasnormen für Kfz, Maßnahmen in der Landwirtschaft) in der Europäischen Kommission nicht in der Hand der Generaldirektion Umwelt liegt, sondern bei anderen Generaldirektionen, was immer wieder zu erheblichen Verzögerungen und Abschwächungen hinter dem technisch Möglichen geführt hat. Die Erstellung von Qualitätszielen und von entsprechenden Maßnahmen an der Quelle sollten besser in eine Hand gelegt werden.

328. Mit einigen Anstrengungen wird in Deutschland die Deckungslücke zu den Emissionshöchstmengen für 2010 vielleicht knapp geschlossen werden. Das Defizit zu den Zielen der thematischen Strategie bis 2020 wird aber viel größer sein. So richtig es also ist, sich jetzt auf die aktuellen Probleme zu konzentrieren (Minderung von NO_x, NH_3 und Feinstaub), so bedeutsam ist es, mittel- und langfristig die Minderung der anderen Schadstoffe (SO_2 und NMVOC) nicht aus den Augen zu verlieren. Hier müssen bereits jetzt vorausschauend Regelungen geschaffen werden, die weitere Emissionsminderungen ermöglichen. Die Tatsache, dass jede der Handlungsebenen in der Luftreinhaltepolitik – in Deutschland beispielsweise die kommunale Ebene, die Bundesländer, der Bund und die Europäische Kommission – einen Beitrag zur Minderung der Luftbelastung leisten muss, gleichzeitig aber auf die Aktivitäten und Maßnahmen der anderen Akteursebene angewiesen ist, führt leider häufig dazu, dass sich die Akteure aller drei Handlungsebenen gegenseitig die Verantwortung zuschieben und ihr Nicht-Handeln mit fehlenden Aktivitäten der Anderen begründen.

329. Um die aktuelle Belastung durch NO_x, NH_3, Feinstaub und Ozon zu mindern und zur langfristigen Verbesserung der Luftqualität empfiehlt der SRU:

- Die Luftreinhalteplanung der Städte und Gemeinden muss fortgeführt und verbessert werden (u. a. genauere Ursachenanalyse, Quantifizierung der Maßnahmen, Verkehrsvermeidung).
- Verkehrsplanung muss über kurzfristige Maßnahmen hinausgehen, langfristig werden strukturelle Entwicklungen und eine integrierte Verkehrsplanung benötigt.

Dazu wäre die Einführung einer integrierten kommunalen Gesamtverkehrsplanung notwendig.

- Die für die Luftreinhalteplanung zuständigen Behörden müssen die Befugnis bekommen, zur Einhaltung der Immissionsgrenzwerte in die planerischen Belange anderer Behörden eingreifen zu können.
- Förderung der Nachrüstung von PKW und LKW mit wirkungsvollen Partikelfiltern.
- Anspruchsvolle Standards auch für bestehende Großfeuerungs- und Abfallverbrennungsanlagen in Deutschland.
- Keine weitere Abschwächung der Übergangsregelungen für Altanlagen im Verordnungsvorschlag für eine novellierte Kleinfeuerungsanlagenverordnung.
- Emissionsmindernde Maßnahmen in der Landwirtschaft in Deutschland und in der EU (u. a. Stickstoffüberschussabgabe).
- Langfristig sollte der Feinstaubgrenzwert ($PM_{2,5}$) der revidierten Luftqualitätsrichtlinie verschärft werden und die Massengrenzwerte für Feinstäube sollten durch einen Partikelanzahlgrenzwert ergänzt oder sogar ersetzt werden.
- Die Ziele der thematischen Strategie sollten in neue Emissionshöchstmengen der NEC-Richtlinie umgesetzt werden, dies würde auch eine Erweiterung der NEC-Richtlinie in Bezug auf Feinstaub bedeuten.
- Rasche Verabschiedung der Vorschläge zur Verschärfung der Feinstaub- und NO_x-Grenzwerte für schwere Nutzfahrzeuge (Euro VI).
- Die Umsetzung der IVU-Richtlinie bei den Altanlagen muss verbessert werden. Dazu sollten der Informationsaustausch und die Kontrolle vor Ort verstärkt werden, bei nicht ausreichender Umsetzung müssen aber konsequent Vertragsverletzungsverfahren eingeleitet werden.
- Bei der Revision der IVU-Richtlinie sollte der Vorschlag der Europäische Kommission, dass die bei der Genehmigung von Anlagen festgelegten Emissionsgrenzwerte nicht schwächer sein dürfen, als die in den BVT-Merkblättern empfohlenen Emissionswerte, durch die Einführung eines angemessenen Normsetzungsverfahren ersetzt werden, in dem die BVT-Merkblätter eine maßgebliche Rolle spielen müssen.
- Ein Emissionshandel für Luftschadstoffe sollte nur aufbauend auf dem BVT-Konzept eingeführt werden.

5 Naturschutz

Botschaften

Naturschutz und Landschaftspflege leisten für die Gesellschaft essenzielle Beiträge zur Erhaltung und Wiederherstellung der Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes im besiedelten wie im nicht besiedelten Bereich. Dabei zeichnet sich der Naturschutz durch eine integrierende Sichtweise aus, die unter anderem die Funktionen von Böden, Gewässern, Flora und Fauna als Schutzziele berücksichtigt. Bei entsprechendem politischen Willen und Ressourceneinsatz muss der Naturschutz nicht in der Defensive verharren, sondern kann beachtliche Erfolge erzielen, wie in der jüngeren Vergangenheit insbesondere im Bereich der Etablierung des Europäischen Netzes NATURA 2000 und der Sicherung des nationalen Naturerbes. Gemessen an dem Handlungsbedarf angesichts des hohen Nutzungsdrucks in der Landschaft sind diese Erfolg versprechenden Ansätze jedoch keinesfalls ausreichend für eine dauerhafte Sicherung aller Funktionen des Naturhaushaltes. Besondere Probleme bereiten nach wie vor die überhöhten Nährstoffeinträge in empfindliche Ökosysteme, der stark zunehmende Grünlandumbruch mit seinen gravierenden Wirkungen für Treibhausgasemissionen, Wasser, Flora und Fauna, der wachsende Nutzungsdruck auf Waldökosysteme, die Flächeninanspruchnahme und die Zerschneidung von Lebensräumen sowie geringe Schutzgebietsgrößen und Biotopvernetzungsgrade. In der Folge sind viele Leistungen des Naturhaushaltes und insbesondere die Biodiversität auf allen Ebenen (genetische, Arten-, Ökosystemvielfalt) stark gefährdet. Zusätzlich stellen neue, zum Teil schwer kalkulierbare Zukunftsentwicklungen wie der Klimawandel und die Veränderungen von Sektorpolitiken, insbesondere der Agrarpolitik, den Naturschutz vor neue Herausforderungen. Dieses zieht gesteigerte Anforderungen an die strategische Ausrichtung, die Prognosefähigkeit und die Handlungskapazitäten des administrativen Naturschutzes nach sich. Die Bundesregierung hat mit der Nachhaltigkeits- und insbesondere der Biodiversitätsstrategie richtungweisende Ziele gesetzt, die Orientierung geben und Antworten auf die oben genannten Herausforderungen vorzeichnen. Es kommt jetzt darauf an, Wege zu finden, diese Ziele auch tatsächlich umzusetzen. Hingewiesen werden muss auch auf die Risiken, die mit dem Begriff der Biodiversität verbunden sind: Erhebliche Kommunikationsanstrengungen sind notwendig, um die Komplexität der unter Biodiversität gefassten diversen Inhalte erfolgreich zu vermitteln und zu verhindern, dass der Naturschutz auf den Artenschutz reduziert wird. Die Umsetzung stellt ein Problem und eine große Herausforderung für den Naturschutz dar, insbesondere aufgrund

- der unzureichenden Finanzierung und Verwaltungskapazitäten des Naturschutzes,

- der föderalen Rechtszersplitterung und des geringen Stellenwertes des Naturschutzes in manchen Bundesländern,
- der geringen Erreichbarkeit der umsetzungsentscheidenden Kommunen und Landnutzer durch Ziele des Bundes,
- konfliktträchtiger Sektorpolitiken (Verkehr, Bau, Landwirtschaft),
- mangelnder Mitwirkungs- und Klagemöglichkeiten von Bürgern sowie
- einer trotz erster positiver Ansätze des FFH-Monitorings (FFH – Fauna-Flora-Habitat) noch immer weitgehend zersplitterten und höchst defizitären Umweltbeobachtung und Umweltinformation.

Der Naturschutz wird durch diese Hemmnisse an einer Lösung der genannten Probleme gehindert, auch droht ein teilweiser oder gänzlicher Verlust mühsam errungener Erfolge (z. B. durch qualitative Erosion insbesondere vieler wertvoller und sogar geschützter Gebiete, die nicht dem Netz NATURA 2000 angehören).

Mit dem neuen Umweltgesetzbuch (UGB) sollte die Bundesregierung nun wesentliche Voraussetzungen für einen erfolgreicheren Naturschutz schaffen. Dazu ist es notwendig, im zukünftigen UGB, aber auch in untergesetzlichen Vorschriften bundesweit einheitlich und konkret die Ziele, Grundsätze und Instrumente des Naturschutzes festzulegen. Ein kontraproduktiver Stillstand der sachlich erforderlichen Rechtsetzung oder gar ein Rückfall hinter das bestehende Rahmenrecht darf keinesfalls eintreten. Vielmehr sind die Kernvoraussetzungen eines wirksamen Naturschutzes rechtlich abzusichern. Dazu zählen insbesondere

- der Ausbau der Ansätze für die FFH-Beobachtung zu einer umfassenden Beobachtung von Natur und Landschaft durch Schaffung einer belastbaren Datenbasis über Zustand und Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes und der Biodiversität,
- die Eingriffsregelung durch Beibehaltung des Vorrangs der materiellen Kompensation,
- die Landschaftsplanung durch Beibehaltung der Planungspflicht auf allen politischen Entscheidungsebenen,
- die Verbesserung der Schnittstellen zwischen Naturschutz-, Boden- und Wasserrecht durch die Verpflichtung zu multifunktionaler Maßnahmenentwicklung und abgestimmtem Instrumenteneinsatz in den Fachgesetzen und
- ein umfassendes Verbandsklagerecht.

Die Instrumente des Naturschutzrechtes können überdies einen wirksamen Beitrag zu Minderungs- und Anpassungsmaßnahmen als Reaktion auf den Klimawandel leisten

und sollten dementsprechend im neuen UGB ausgestaltet werden.

Essenziell ist auch die Verbesserung der finanziellen Basis durch eine Erhöhung und effiziente Verausgabung der Agrarumweltmittel und die Verbesserung der steuerrechtlichen Voraussetzungen für Spenden und Stiftungen. Die Kapazitäten der Naturschutzverwaltungen müssen den umfangreichen Aufgaben angepasst werden. Durch umfassende Informations-, Partizipations- und Klagemöglichkeiten sowie eine an die konkrete Naturschutzarbeit gekoppelte Umweltbildung sollte die Mitwirkung der Bürger gefördert werden.

5.1 Einleitung

330. Insgesamt genügt die Organisation des Zusammenwirkens zwischen der Nutzung und dem Erhalt der natürlichen Lebensgrundlagen noch nicht den Ansprüchen an eine nachhaltige Entwicklung (s. SRU 2002a, Tz. 51 ff.). Das vorhandene Naturkapital wird – trotz der Fortschritte in bestimmten Handlungsfeldern – stetig reduziert. Dies offenbart sich insbesondere an dem anhaltenden Rückgang der Biodiversität, aber auch an Funktionsdefiziten der Landschaft für die Erholung, für den Wasserrückhalt in der Fläche oder für den klimatischen Ausgleich. Eine Verbesserung der Situation würde eine konsequente Umsetzung eines multifunktionalen und flächendeckenden Naturschutzes notwendig machen, wie er in den Zielen des Bundesnaturschutzgesetzes, der Nachhaltigkeitsstrategie und der Biodiversitätsstrategie angelegt ist. Demgegenüber stehen aber vor allem Umsetzungsprobleme des Naturschutzes, die aus einer mangelnden Integration in andere Sektorpolitiken, unzureichenden finanziellen und personellen Kapazitäten sowie einer verbesserungsbedürftigen Rechtskonkretisierung auf Bundesebene herrühren.

Wie selten zuvor stehen Natur und Landschaft überdies vor Zukunftsherausforderungen, die offenkundig neue Strategien und Maßnahmen im Rahmen integrierter Schutz- und Nutzungspolitiken notwendig machen werden. Insbesondere die Veränderungen in der Landwirtschaftspolitik, aber auch der Klimawandel, stellen den Naturschutz vor neue Aufgaben. Als Reaktion auf den Klimawandel gilt es, sowohl Potenziale des Naturschutzes zu aktivieren, um Treibhausgasemissionen zu vermindern, als auch Anpassungsmöglichkeiten der Ökosysteme zu unterstützen. Letzteres wird in höherem Maße als bisher eine überregionale und europäische Betrachtungsweise sowie gegebenenfalls die Dynamisierung räumlich-statischer Schutz- und Entwicklungsziele erfordern. Es ist angesichts dieser Herausforderungen besonders wichtig, den Blick nicht nur auf die Veränderungen von Natur und Landschaft in der Vergangenheit und deren Ursachen zu richten, sondern auch den Versuch zu unternehmen, Entwicklungstendenzen und

Zukunftsaussichten zu berücksichtigen – bei allen Unsicherheiten, die damit in einem komplexen Handlungsfeld wie dem Naturschutz verbunden sind. Naturschutzpolitik wird in bisher unbekanntem Ausmaß Mechanismen entwickeln müssen, um mit Risiken und Prognoseunsicherheiten umzugehen.

Nach einer Darstellung des derzeitigen Zustandes und der Funktionsfähigkeit von Natur und Landschaft werden deshalb im Folgenden auch mögliche zukunftsrelevante Entwicklungen der Belastungen sowie denkbare Reaktionen von Natur und Landschaft beschrieben. Trotz der großen Unsicherheiten eines solchen Unterfangens, die im Naturschutz durch eine schlechte Datensituation verstärkt werden, hält der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) es für notwendig Entwicklungstendenzen zu illustrieren, um frühzeitige vorsorgende Reaktionen und gezielte Zukunftsforschung anzuregen.

Im Anschluss wird der Frage nachgegangen, welche geistesgeschichtlichen und politisch-institutionellen Eigenheiten den Naturschutz gegenüber anderen Sektorpolitiken auszeichnen. Die strategischen Ziele der Bundesregierung werden in einem folgenden Abschnitt darauf hin beurteilt, ob sie als Antwort auf die beschriebenen Probleme sowie auf die internationalen Verpflichtungen zur Erhaltung der Biodiversität taugen. Am Beispiel des Standes der Entwicklung des Netzes NATURA 2000 wird die derzeitige Umsetzung dieser Ziele betrachtet. Es zeigt sich, dass selbst eine zwingende europäische Verpflichtung 15 Jahre nach Beginn der Umsetzungsphase zwar teilweise zu beträchtlichen Fortschritten geführt hat, in vielen Bundesländern aber noch mit erheblichen Vollzugsdefiziten behaftet ist. Mit den gleichen oder schwierigeren Umsetzungsproblemen wird auch der nun in Angriff genommene weiter gehende Biotopverbund, der Gebiete von bundesweiter bis lokaler Bedeutung vernetzen soll, konfrontiert werden. In den darauf folgenden Kapiteln werden Lösungsmöglichkeiten insbesondere durch eine bundeseinheitliche Konkretisierung des Naturschutzrechts im Umweltgesetzbuch aufgezeigt, die sich an der best practice in den Ländern orientiert. Weitere Empfehlungen richten sich auf die Verbesserung der Umsetzungsbedingungen durch Kapazitätsbildung im Naturschutz und Mitwirkung der Bürger.

5.2 Zustand und Perspektiven von Natur und Landschaft

5.2.1 Zustand der Leistungs- und Funktionsfähigkeit von Natur und Landschaft

331. Maßstab für die Beurteilung des Zustandes von Natur und Landschaft sind die Leistungen und Funktionen des Naturhaushalts. Diese werden nicht von einzelnen

Umweltmedien allein, sondern in ihrem Zusammenspiel erbracht. Natürliche Ökosysteme und Prozesse können viele Funktionen besonders gut unterstützen (vgl. z. B. EICHNER und TSCHIRHART 2007). Auch bringt die Störung natürlicher Zusammenhänge häufig unvorhergesehene Risiken mit sich. Für die Leistungs- und Funktionsfähigkeit der Landschaft ist aber nicht einzig entscheidend, ob die Ökosysteme möglichst naturbelassen sind. Viele Leistungen selbst im Bereich der Biodiversität sind von der eingreifenden Hand des Menschen abhängig. Veränderungen des Naturhaushaltes und des Landschaftsbildes durch den Menschen sind deshalb keineswegs grundsätzlich negativ zu beurteilen, solange die Funktionsfähigkeit von Natur und Landschaft nicht beeinträchtigt oder sogar wiederhergestellt bzw. verbessert wird (vgl. SRU 2002a, Tz. 46). Biodiversität wird heute allgemein aufgefasst als „die Variabilität unter lebenden Organismen jeglicher Herkunft [...] und die ökologischen Komplexe, zu denen sie gehören; dies umfasst die Vielfalt innerhalb der Arten und zwischen den Arten und die Vielfalt der Ökosysteme“ (Art. 2 des Übereinkommens über die biologische Vielfalt).

332. Auch wenn man diesen auf das langfristige Wohl des Menschen gerichteten Maßstab anlegt, sind die jüngsten Entwicklungen im Naturschutz nicht positiv zu beurteilen. Die abnehmenden Ressourcen des Naturschutzes wurden überwiegend auf den Aufbau des Netzes NATURA 2000 konzentriert, wodurch in diesem Feld partielle Fortschritte erreicht wurden. Demgegenüber steht aber eine anhaltende Gesamtbelastung der Landschaft.

Auf der Erfolgsseite ist zu verbuchen, dass im Jahre 2007 die Meldung der FFH-Schutzgebiete für das europäische Netzwerk NATURA 2000 abgeschlossen werden konnte (s. Tz. 405). Nach Abschluss der Sicherung dieser Gebiete werden rund 14 % der deutschen Landfläche Bestandteil von NATURA 2000 sein. Mit 51 % bilden Wälder mit allen ihren Entwicklungs- und Nutzungsformen den Hauptanteil dieser Schutzgebiete. Aus der deutschen Perspektive stände aber der Schutz der Binnengewässer und Grünlandbiotope im Vordergrund, die hierzulande besonders gefährdet sind. Es ist also auch nach Abschluss der Sicherung der NATURA 2000 Gebiete in 2010 bzw. 2014 dringend notwendig, weitere Schutzgebiete in Deutschland auszuweisen. Im Bereich der Erhaltung des nationalen Naturerbes wurden ebenfalls wichtige Schritte eingeleitet. Die als Erbe der Wiedervereinigung in Staatsbesitz befindlichen bedeutsamen Biotope und Landschaften werden derzeit für den Naturschutz gesichert, wenngleich die Herkunft der dafür neu aufzubringenden Finanzmittel noch nicht abschließend geklärt ist. Die im Immissionsschutz erzielten Fortschritte verringerten insgesamt die Belastung der Ökosysteme. So haben zurückgehende NO_x-Emissionen zu einer Verringerung der Deposition des luftgetragenen Stickstoffs von 1990 bis 2005 um 27 % geführt (vgl. Tz. 246). Die verbleibenden Belastungen sind aber weiterhin zu hoch für naturnahe Ökosysteme.

Durch die Zielvorgaben der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) haben die Fließgewässerrenaturierung und der Grundwasserschutz neue Impulse erhalten. Auch wenn die Agrarumweltmaßnahmen nicht so effektiv waren wie ursprünglich erwartet (s. Abschn. 11.4.3), konnten insbesondere Maßnahmen des Vertragsnaturschutzes auf kleinen Flächenanteilen deutliche Erfolge erzielen. Die Lebensbedingungen für einige Arten wurden durch spezielle Hilfsmaßnahmen sogar verbessert, zum Beispiel für Fischotter, Biber, Seeadler und Weißstorch (SUDFELDT et al. 2007; REUTHER 2002).

333. Die erfolgreichen Schutzanstrengungen bei einzelnen Arten und auf kleinen Flächen dürfen allerdings nicht darüber hinwegtäuschen, dass der Verlust der Biodiversität weiter fortschreitet. Die Anteile der in Deutschland einheimischen, bestandsgefährdeten Farn- und Blütenpflanzen (26,8 %), Tierarten (36 %) und Lebensräume (72,5 %) liegen im europäischen Vergleich in der Gruppe der höchsten Gefährdungsraten (BMU 2007b, S. 17; RIECKEN et al. 2006; BfN 2007). Auch der Indikator für die Artenvielfalt aus der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung liegt derzeit nur bei circa 74 % des Zielwertes für 2015 (BMU 2007b, S. 124), sodass eine Zielerreichung ohne zusätzliche Anstrengungen kaum möglich sein wird. Die Gefährdung der Biodiversität in Deutschland erstreckt sich nicht nur auf die terrestrischen, sondern auch auf die aquatischen Ökosysteme. Bei marinen Ökosystemen ist die Übernutzung der Ressourcen durch die Fischerei der bedeutendste Grund für fortschreitende Verluste der Artenvielfalt. Die Überfischung hat ein Ausmaß erreicht, das infrage stellt, ob sich die Bestände einzelner Arten, zum Beispiel des Dorsches, auch bei einem absoluten Fangverbot überhaupt regenerieren könnten (vgl. Abschn. 7.5.2.1).

5.2.1.1 Veränderung der Belastungen

334. Die Beeinträchtigungen von Natur und Landschaft entstehen überwiegend durch das Zusammenwirken unterschiedlicher Ursachen. Nachfolgend werden die wichtigsten Trends der Belastungsentwicklung beschrieben.

Nähr- und Schadstoffbelastungen

335. Die Einträge von Nähr- und Schadstoffen haben zwar in der Frachtmenge einzelner Stoffe abgenommen, führen allerdings weiterhin vielfach zu einer kritischen Belastung empfindlicher aquatischer, mariner und terrestrischer Ökosysteme (NAGEL et al. 2004; Millennium Ecosystem Assessment 2005; BECK et al. 2006). In Bezug auf die Versauerung und Eutrophierung von Nicht-Agrarflächen sind insbesondere die luftgetragenen Stickstoffverbindungen von großer Bedeutung (Tz. 246 f.). Stickstoff ist in empfindlichen Ökosystemen ein Schadstoff, dessen Wirkungsspektrum von der Artenverschiebung bis hin zu direkten Schäden an den Pflanzen reicht. Der

weitgehend geschlossene natürliche Stickstoffzyklus ist seit der Industrialisierung durch zusätzliche Einträge von NO_x aus Verbrennungsvorgängen und NH_3 aus der Stickstoffdüngung überlagert. Es wird soviel zusätzlicher Stickstoff in Form von NO_x oder NH_3 in die Umwelt eingebracht, dass die Bodenbakterien diese Stickstoffverbindungen nicht mehr denitrifizieren können. Dadurch kommt es zu Versauerung, Eutrophierung, Klimaerwärmung, Nitratbelastung im Grundwasser, Ozonbildung, Gesundheitsbeeinträchtigungen durch NO_2 etc. (vgl. Tz. 246-248, 494, 497, 545).

Die Belastbarkeitsgrenzen der Ökosysteme gegenüber den Einträgen von Luftschadstoffen werden als sogenannte Critical Loads standortabhängig festgelegt (NAGEL et al. 2004; s. Kasten „Critical Loads für Versauerung und Eutrophierung“). Auf empfindlichen Standorten kann die Belastungsgrenze für Stickstoff (N) schon bei einem Eintrag von 5 kg N pro Hektar und Jahr liegen. 28 % der Fläche des Bundesgebietes weisen in Bezug auf Stickstoff eine besonders empfindliche Vegetation oder besonders empfindliche Böden auf (NAGEL et al. 2004). In Europa besteht auf 71 % der Fläche ein Eutrophierungsrisiko (HETTELINGH et al. 2007), in Deutschland wurden 2004 auf über 98 % der untersuchten Flächen die Critical Loads für die Eutrophierung überschritten (Abb. 5-1). Dieser Prozentsatz hat sich seit 1990 kaum reduziert, allerdings ist der Anteil der Flächen mit den höchsten Überschreitungen in diesem Zeitraum deutlich zurückgegangen (UBA 2005, S. 261).

Critical Loads für Versauerung und Eutrophierung

„Ein Maß für das Risiko der schädlichen Wirkung von Stickstoffeinträgen auf empfindliche Ökosysteme wie Wald, Heiden und Moore sind die Critical Loads für Eutrophierung. In der Massenbilanz zur Berechnung der Critical Loads für den eutrophierenden Stickstoffeintrag in Waldböden werden die Stickstoffeinträge den Prozessen gegenübergestellt, die Stickstoff im Ökosystem Wald binden oder unschädlich entfernen. Berücksichtigt werden dabei die Holzernte, die langfristige Bindung von Stickstoff in der Humusschicht, die Denitrifikation sowie der unbedenkliche Austrag über das Sickerwasser.

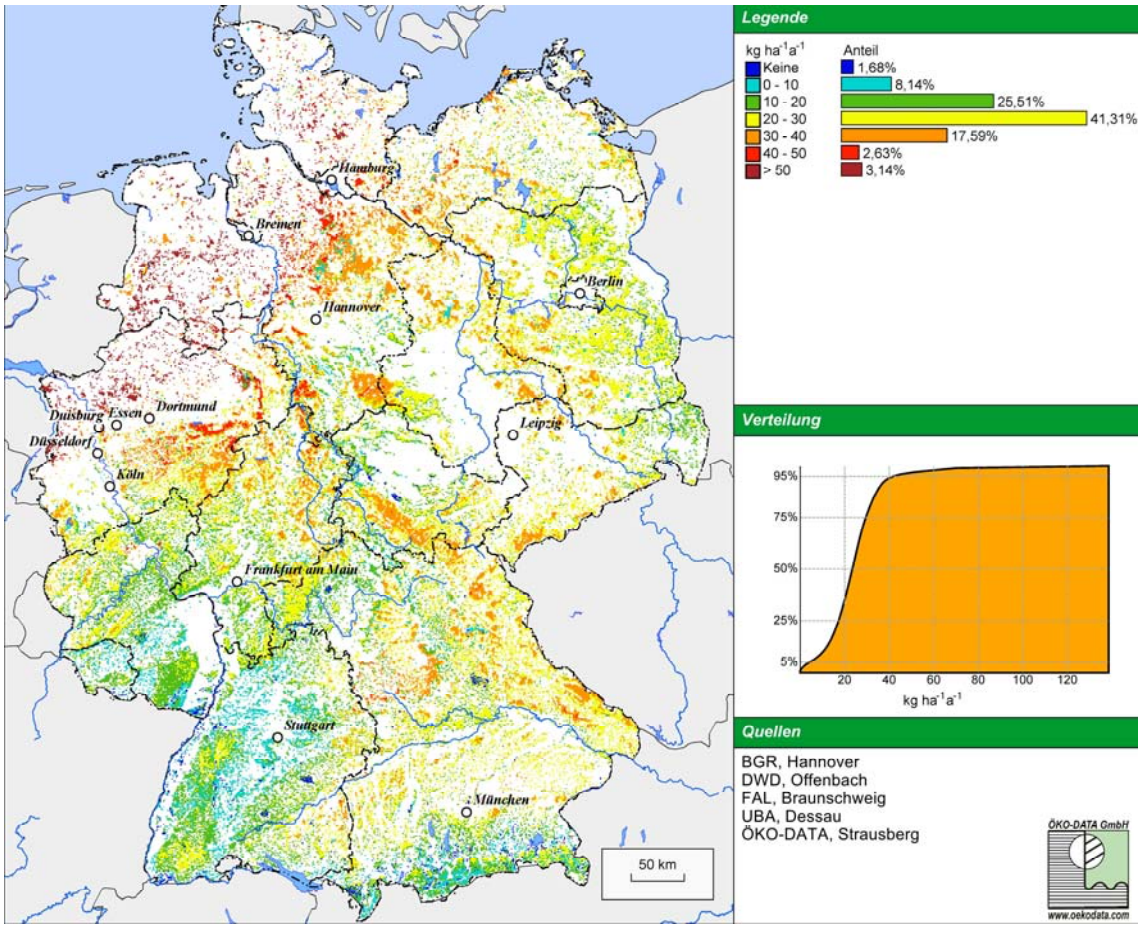
Nach dem Critical-Loads-Ansatz wird die Belastung der Ökosysteme mit aktuellen luftgetragenen Schadstoffen unter Zuhilfenahme von geografischen Informationssystemen räumlich differenziert dargestellt. […] Die Höhe der jeweils tolerierbaren Konzentration oder Deposition richtet sich allein nach den Eigenschaften des betrachteten Ökosystems. Bei langfristigen Gesamt-Depositionsraten unterhalb von Critical Loads treten nach bisherigem Wissen keine Wirkungen auf Struktur und Funktion von Ökosystemen auf. Es kann jedoch Jahrzehnte dauern, bis Ökosysteme auf Critical-Loads-Überschreitungen reagieren,

und selbst bei nachfolgender Unterschreitung von Critical Loads mehrere Jahrhunderte bis zur Erholung auf vorindustrielles Niveau“ (UBA 2005).

Critical Loads für die Versauerung geben analog das Risikopotenzial für die schädliche Wirkung von versauernden Schwefel- und Stickstoffeinträgen auf empfindliche Ökosysteme an.

Abbildung 5-1

Überschreitung der Critical-Load-Funktion durch Stickstoffeinträge, Bezugsjahr 2004



Quelle: NAGEL et al. 2008

336. Die Belastungen sind auf eine Vielzahl von Verursachern zurückzuführen. Zu ihnen gehören Feuerungsanlagen, Industrie, Verkehr (vgl. Tz. 254) und insbesondere die Landwirtschaft (vgl. Tz. 966, 1003 f.). Durch Bodenerosion können neben Nährstoffen (insb. Nitrat und Phosphor) auch andere Schadstoffe (Cadmium, Kupfer, etc.; s. Abschn. 6.2.2.2, Tz. 915) von Äckern in empfindliche Ökosysteme gelangen. Eine Düngung, die den Entzug durch die Pflanzen übersteigt, führt überdies zu Gewässerbelastungen.

Grünlandumbruch

337. Die Intensivierung der Grünlandnutzung hin zu Verfahren mit häufigem Pflegeumbruch sowie der sich aktuell verstärkende Grünlandumbruch für die ackerbauliche Nutzung führen zum einen dazu, dass aus dem Boden als Kohlenstoffspeicher eine klimarelevante Kohlenstoffquelle wird (vgl. Tz. 226; SRU 2007a, Tz. 21). Zum anderen geht mit dem Grünlandumbruch der Verlust vieler weiterer Funktionen wie Erosionsschutz, Grundwasserschutz, Erhalt wertvoller Habitate und Erholungsqualitäten einher.

Allein zwischen 2005 und 2006 gingen in Deutschland 47 000 ha Grünland verloren (Deutscher Bundestag 2007a). Die Grünlandbilanz überschreitet zwar bisher noch nicht die im Rahmen der Cross Compliance vorgegebenen Schwellenwerte, sodass die Länder noch nicht tätig werden müssen (vgl. Tab. 5-1). Die ökologischen Auswirkungen sind unabhängig davon aber erheblich. Aufgrund des erheblichen Zuwachses der Energiepflanzenerzeugung ist zukünftig von weiteren Grünlandverlusten auszugehen.

Tabelle 5-1

Veränderungen des Grünlandanteils in den Bundesländern 2003 bis 2007

Bundesland	2003	Veränderung 2003 bis 2007
Mecklenburg-Vorpommern	20,32 %	-4,8 %
Schleswig-Holstein/Hamburg	34,95 %	-4,6 %
Nordrhein-Westfalen	29,90 %	-4,2 %
Niedersachsen/Bremen	29,02 %	-3,5 %
Sachsen-Anhalt	14,81 %	-3,2 %
Rheinland-Pfalz	37,57 %	-3,2 %
Brandenburg/Berlin	21,99 %	-2,6 %
Baden-Württemberg	39,69 %	-1,2 %
Sachsen	20,91 %	-1,1 %
Saarland	51,12 %	-1,1 %*
Thüringen	22,39 %	-0,8 %
Bayern	35,67 %	-0,7 %
Hessen	36,92 %	+1,7 %

* vorläufige Zahl

SRU/UG 2008/Tab. 5-1; Datenquelle: Deutscher Bundestag 2007a; Pressemitteilung C. Behm vom 15. Januar 2008

Bei den umgebrochenen Grünlandflächen handelt es sich häufig um Flächen mit hoher Bedeutung für den Naturschutz. Dies gilt insbesondere, wenn der Grünlandumbruch auf Flächen innerhalb von NATURA 2000-Gebieten stattfindet (vgl. NABU 2007b; NEHLS 2007). Regional kann der Grünlandverlust sogar bei über 10 % liegen.

Kumulierte Ursachen-Wirkungsgefüge können die negativen Effekte verstärken. So ist zum Beispiel im faktischen Vogelschutzgebiet Eiderstedt in Schleswig-Holstein nicht nur der Grünlandanteil um 9 % gesunken (von 69 % im Jahr 2000 auf 62,8 % im Jahr 2007), gleichzeitig wurden auch die Entwässerungsmaßnahmen zur Verbesserung der Bewirtschaftungsbedingungen verstärkt. Der Brutbestand der Trauerseeschwalbe ist daraufhin 2007 auf einen historischen Tiefstand gefallen (NEHLS 2007).

Aufgabe der obligatorischen Flächenstilllegung

338. Das Aussetzen der obligatorischen Flächenstilllegung für das Jahr 2008 wird die Flächenkonkurrenz zwischen landwirtschaftlicher Nutzung und Naturschutz weiter verschärfen. Von den insgesamt circa 1 Mio. ha Stilllegungsfläche in Deutschland werden bereits jetzt 400 000 ha für den Anbau nachwachsender Rohstoffe genutzt; für die Nahrungsmittelproduktion werden 2008 vermutlich bis zu 200 000 ha zusätzlich in die Produktion gehen. Das Festlegen konkreter Flächenanteile für den Naturschutz stößt angesichts steigender Weltmarktpreise und des Biomassebooms auf Ablehnung (Pressemitteilungen des Deutschen Bauernverbandes vom 27. September 2007 und 8. November 2007). Dies wird dazu beitragen, dass die Stickstoff- und Pflanzenschutzmittelausträge von landwirtschaftlichen Flächen nicht zurückgehen werden und auch die Überlebenschancen für Arten der Feldflur wie Feldhase, Rebhuhn oder Feldhamster, deren gefährdete Bestände von der Stilllegungsregelung derzeit noch profitieren (vgl. NABU 2007c), sinken werden.

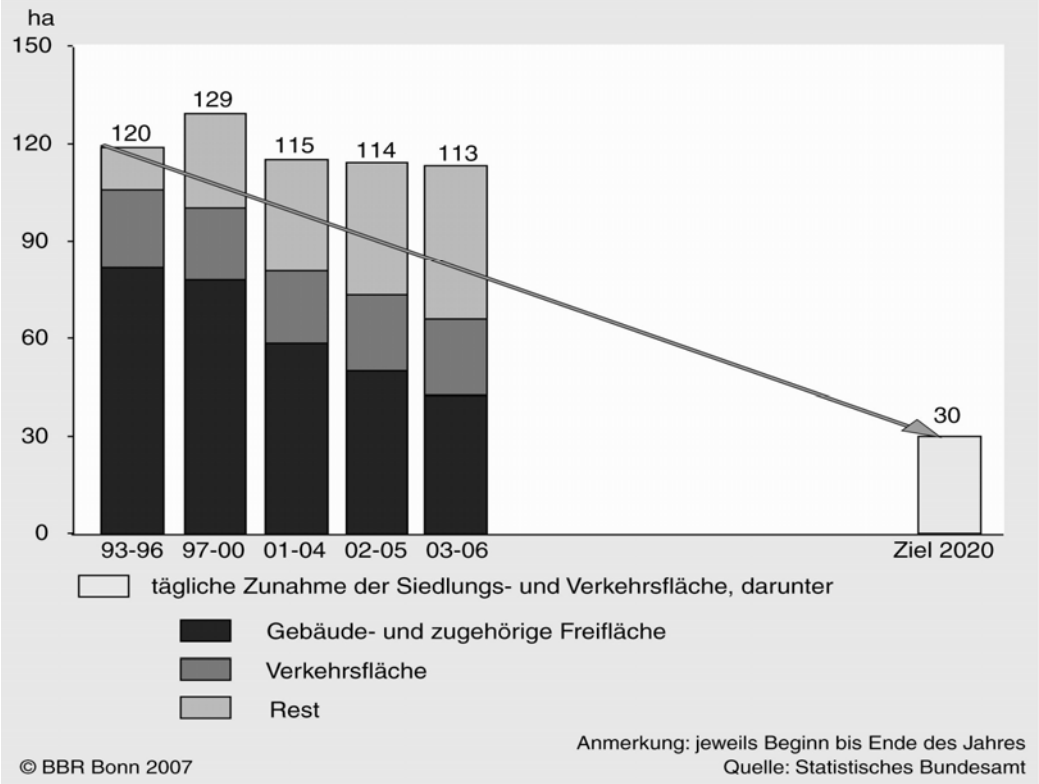
Zerschneidung und Flächeninanspruchnahme

339. Durch die Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr sind alle Funktionen des Naturhaushaltes und insbesondere die Biodiversität sowie die Bodenfunktionen betroffen (vgl. SRU 2004b, Kap. 3.5). Letztere werden vor allem durch eine Versiegelung der Flächen dauerhaft beeinträchtigt oder gehen vollständig verloren (EEA 2006; SRU 2004b, Tz. 204). Neben dem Bau von Verkehrswegen trägt auch die Besiedlung zu einer Fragmentierung der Landschaft bei (COMPAS 2007; SRU 2002a, Tz. 400).

Die Daten des Statistischen Bundesamtes und des Bundesamtes für Bauwesen und Raumordnung (BBR) zeigen derzeit keinen eindeutigen Trend zur Verminderung der Flächeninanspruchnahme (BBR 2007). Die Umwandlung von Freiflächen in Wohn-, Verkehrs-, Freizeit und Gewerbeflächen hält nahezu unvermindert an, auch wenn konjunkturbedingt in den letzten Jahren ein leichter Rückgang zu verzeichnen war (vgl. Abb. 5-2).

Abbildung 5-2

Tägliche Veränderung der Siedlungs- und Verkehrsfläche nach Art der Inanspruchnahme 1993 bis 2006 (im gleitenden Vierjahresmittel)



Quelle: Schriftliche Mitteilung des BBR, 13. Februar 2008

Die Zuordnung der einzelnen Nutzungskategorien wird jedoch in den Bundesländern unterschiedlich vorgenommen. Seit dem Jahr 2001 ist es dadurch mehrfach zu Fehlinterpretationen und Abweichungen bei der Flächenstatistik gekommen, die unter anderem zu einer Unterschätzung der Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsfläche um 6 ha (2001/2002) bzw. sogar 14 ha (2003) pro Tag führten. Diese statistischen Fehler wurden inzwischen zwar korrigiert, allerdings zeigte eine weitere Auswertung des Umweltbundesamtes (UBA) auf Grundlage der von den Ländern erhobenen Daten, dass derzeit aufgrund der Einstufung von ehemaligen Truppenübungsplätzen und Tagebauflächen als Erholungsflächen die statistische Flächeninanspruchnahme über der realen (derzeit circa 95 ha pro Tag) liegt (schriftliche Mitteilung des UBA, 21. November 2007; vgl. auch BBR 2007). Diese Abweichungen deuten darauf hin, dass das derzeitige Monitoring des Flächenverbrauchs auf Länderebene mit nicht standardisierten Erfassungskriterien der generellen Bedeutung des Themas nicht angemessen, sondern defizitär ist.

Die Ursachen für den derzeitigen Rückgang der Flächeninanspruchnahme sind nicht auf das Handeln von Bund, Ländern und Kommunen zurückzuführen, sondern sind in der rückläufigen Bevölkerungsentwicklung in den neuen Bundesländern und der

mangelnden Nachfrage im Bausektor begründet (Statistisches Bundesamt 2006; 2005). Ein Indikator dafür, dass weiterhin dringender politischer Handlungsbedarf besteht, ist das ungebrochene Wachstum der Verkehrsflächen, das darin begründet liegt, dass die entsprechenden Investitionen des öffentlichen Sektors konstant geblieben sind (schriftliche Mitteilung des UBA, 21. November 2007).

340. Eine qualitative Betrachtung der Flächeninanspruchnahme differenziert unterschiedliche Nutzungsarten, da der Verlust der Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts mit der jeweiligen Nutzungsänderung variieren kann. Zumindest die Leistungsfähigkeit für den Hochwasserschutz oder den bioklimatischen Ausgleich, für bestimmte Erholungsformen und im eingeschränkten Maße für bestimmte Tier- und Pflanzenarten könnten auf Erholungsflächen zum Beispiel im Innenbereich bei entsprechender Planung erhalten bleiben. Allerdings kann das städtische Grün auch bei naturschutzgerechter Ausgestaltung in seinen Funktionen für Natur und Landschaft nicht mit Freilandgebieten gleichgesetzt werden. Störungen durch Lärm etc. sind in urbanen Räumen unvermeidbar, die Nährstofffrachten in der Regel hoch und ein Verbund mit anderen Lebensräumen nur schwer realisierbar. So zeigen Fallstudien, dass mobile Bürger sich in der Regel lieber in der freien Landschaft als in Grünanlagen erholen (BRENKEN et al. 2003) oder dass natürlich anmutende Flächen bevorzugt wurden (KAPLAN 2007). Der Großteil der gefährdeten Arten ist zudem auf größere Wald-, Flur- und Gewässerbereiche angewiesen und anspruchsvoller Grundwasserschutz ist im besiedelten Bereich nur schwer ausführbar.

341. Um das 30-ha-Ziel im Jahr 2020 erreichen zu können, wäre ab sofort jedes Jahr eine durchschnittliche Rückführung des Flächenverbrauchswertes um 6,5 ha/d notwendig. Die Umsetzung dieses Ziels liegt allerdings primär im Handlungsfeld der kommunalen Ebene. Dort schlägt sich dieses nationale Nachhaltigkeitsziel bislang nicht deutlich im Handeln nieder. Eine Übertragung des 30-ha-Ziels auf den Maßstab einzelner Kommunen zum Beispiel in der Landschaftsplanung oder der Umweltprüfung zur Bauleitplanung erfolgt bisher nicht. Positiv ist hervorzuheben, dass im Berichtszeitraum Fehlanreize wie zum Beispiel die Eigenheimzulage oder die Entfernungspauschale abgeschafft bzw. neu geregelt wurden. Die erneute Diskussion um die Entfernungspauschale, ausgelöst durch einen Beschluss des Bundesfinanzhofes vom 23. August 2007 (VI B 42/07), der die Verfassungsmäßigkeit der Entfernungspauschalen-Neuregelung infrage stellt, ist jedoch ein deutlicher Indikator für die mangelnde Integration umweltrelevanter Inhalte in andere Politiksektoren. Die vielen Argumente, die für die völlige Abschaffung der Entfernungspauschale sprechen, bleiben unberücksichtigt: Insbesondere führt die Entfernungspauschale zu einer indirekten Subventionierung des flächenintensiven Bauens auf in der Regel kostengünstigen Bauflächen weit entfernt vom Arbeitsplatz oder den Haltepunkten des öffentlichen Verkehrs und damit zu erhöhter

Flächeninanspruchnahme, aber auch zu erhöhtem Kfz-Verkehrsaufkommen mit den bekannten Folgewirkungen. Das Ziel einer bedarfsangepassten Mobilität für die Bevölkerung wird damit nicht erreicht (vgl. SRU 2005b, Abschn. 10.2.1). Ein Urteil des Bundesverfassungsgerichtes (BVerfG) zur Entfernungspauschale wird für das Jahr 2008 erwartet.

342. Auch bei den Beeinträchtigungen durch die Zerschneidung der Landschaft kann keine Entwarnung gegeben werden (vgl. SRU 2005b). Insgesamt finden sich in Deutschland noch 562 unzerschnittene verkehrsarme Räume (UZVR; weniger als 1 000 Kfz pro 24 Stunden), die nicht durch stark befahrene Straßen zerschnitten sind. Trotz der Stilllegung einzelner Bahnstrecken hat die Anzahl der UZVR in den vergangenen Jahren nicht zugenommen. Stattdessen gestaltet sich die aktuelle Erhebung für das Bezugsjahr 2005 als schwierig, weil nicht aus allen Bundesländern flächendeckende Daten der Kreisstraßenzählungen vorlagen, die für die Kategorisierung als UZVR aber erforderlich wären (vgl. BMU 2007b, S. 129; schriftliche Mitteilung des BfN, 21. Dezember 2007). Viele größere, wandernde Säugetierarten – zum Beispiel Luchs, Wolf, Wildkatze, Rothirsch oder Fischotter – werden zu Opfern des Verkehrs. Zur Erhaltung der Populationen wandernder Tierarten und zur Verhinderung einer weiteren Habitatfragmentierung sollte die Vermeidung der Landschaftszerschneidung Leitziel einer nachhaltigen Verkehrspolitik sein. Insbesondere die Errichtung von Querungshilfen und Grünbrücken kann eine sinnvolle Maßnahme darstellen, Wanderkorridore für verschiedene Tierarten wiederherzustellen (NABU 2007a; BMU 2007b). Die Datenlage über das Wanderverhalten anderer Artengruppen (z. B. Wirbellose), über den Ausbaustand wiedervernetzender Maßnahmen und zukünftiger landschaftszerschneidender Vorhaben ist unzureichend (vgl. Deutscher Bundestag 2007b).

5.2.1.2 Auswirkungen auf die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts

343. Verschiedene Ökosystemtypen in Deutschland weisen erhebliche Funktionsdefizite auf (s. a. Gesamtbewertung für Deutschland im Millenium Ecosystem Assessment in BECK et al. 2006, S. 88 ff.). Die Biodiversität ist in besonderem Maß von den Veränderungen des Naturhaushaltes betroffen, da Tiere und Pflanzen häufig am Ende von Wirkungsketten stehen und von nahezu allen Umweltbelastungen betroffen sind. Im Folgenden werden die Leistungsverluste ausgewählter Ökosystemtypen beschrieben, die in der Regel auf mehrere der zuvor beschriebenen Belastungen zurückzuführen sind. Die ökosystemare Betrachtung verdeutlicht die kumulativen Wirkungen der Belastungen im Gesamtsystem. Grundsätzlich ist zu beachten, dass das Ausmaß der Gefährdungen in Deutschland derzeit möglicherweise noch unterschätzt wird, da die Umweltbeobachtung bezüglich der

Funktionsveränderungen der Ökosysteme nicht systematisch und einheitlich durchgeführt wird und nur unzureichende und sehr heterogene Daten verfügbar sind. (Tz. 396; vgl. SRU 2004b, Tz. 124, 171 ff.). Die Situation ist hier erheblich defizitärer als zum Beispiel im Bereich der Messung von Schadstoffen. In diesem Abschnitt wird auf die derzeit bereits deutlichen Folgen des Klimawandels lediglich in Bezug auf die Meeresökosysteme und die Alpen eingegangen, da sie in diesen Ökosystemen gegenwärtig besonders augenfällig auftreten. Die erwarteten Folgen des Klimawandels werden in Kapitel 2 (Tz. 219 ff.) behandelt.

Agrarlandschaft/Offenland

344. Die meisten Agrarlandschaften in Deutschland sind durch Konflikte zwischen einer intensiven landwirtschaftlichen Nutzung der Naturressourcen und dem Anspruch auf Erhaltung der vielfältigen Funktionen des Offenlandes gekennzeichnet. Zwar können Fortschritte verzeichnet werden in Großschutzgebieten (z. B. dem Nationalpark Eifel), in extensiv genutzten grünlandreichen Gebieten (von OHEIMB et al. 2004), auf Flächen mit Vertragsnaturschutz oder gewässerschonender Bewirtschaftung (ORÉADE-BRÈCHE 2005) oder durch die Zunahme des ökologischen Landbaus (HÖTKER et al. 2004). Auch hat die agrarpolitisch motivierte Flächenstilllegung, wenngleich nie als ökologisches Instrument konzipiert, Rückzugsräume zum Beispiel für Feldhasen, Rehe und Rebhühner geschaffen (vgl. Tz. 974, 999). Auf der überwiegenden Fläche außerhalb und zum Teil sogar innerhalb von Schutzgebieten sind jedoch erhebliche Funktionsbeeinträchtigungen zu erkennen.

Die für das Offenland typische Biodiversität ist besonders stark bedroht. Schon heute sind über 10 % der Pflanzenarten in Deutschland durch die Landwirtschaft direkt gefährdet, insbesondere durch den Verlust von Grünlandtypen (SCHUMACHER 2005). Der starke Einfluss der intensiven Landwirtschaft hat dazu geführt, dass in Europa in den vergangenen 25 Jahren die Individuen-Zahl der auf Feld und Wiesen lebenden Vogelarten um 44 % abgenommen hat, während der Rückgang der Waldvogelarten nur 9 % betrug und die allgemein verbreiteten Vogelarten nur um 14 % abnahmen (EBCC 2007).

Die derzeit beobachtete Intensivierung der Landwirtschaft führt zu einer weiteren Einschränkung der Lebensbedingungen der Mehrzahl der Arten. Nur wenige Ubiquisten (Organismen ohne besondere Bindung an Standort oder Lebensraum) können profitieren. Die als Bestäuber wichtige Artengruppe der Wildbienen ging in der jüngeren Vergangenheit um bis zu 80 % in ihrer Artenvielfalt zurück. Ursache sind vor allem die Verminderung der Pflanzenvielfalt durch intensive Nutzung und das Verschwinden von kleinteiligen, komplexen Landschaften (KLEIN et al. 2007; BIESMEIJER et al. 2006).

Grundsätzlich ist im Agrarsektor eine zunehmende Konkurrenz zwischen der intensiven Energiepflanzenerzeugung und der Nahrungsmittelproduktion, aber auch zu den Zielen des Naturschutzes gegeben, da nur ein begrenztes Flächenpotenzial innerhalb Deutschlands zur Verfügung steht (SRU 2007a, Tz. 8 ff.). Die Gefährdung des als Lebensraum aber auch als Kohlenstoffspeicher für das Klima – insbesondere auf Moorböden – wichtigen Grünlands ist dafür ein Beispiel. So können zum Beispiel unter Berücksichtigung des gegebenen Innovationspotenzials mit den in Deutschland verfügbaren Flächen rund 10 % des Primärenergiebedarfes über Bioenergieträger aus nationaler Produktion gedeckt werden. Die auf nationaler oder europäischer Ebene festgelegten Ziele sind nur über Importe abzudecken; eine Prioritätensetzung erneuerbarer Energien zulasten der Funktionen des Naturhaushaltes sollte nicht akzeptiert werden (SRU 2007a, Tz. 16; vgl. Tz. 226, 338, 360, 1023).

Wald

345. Wälder nehmen gegenwärtig ein Drittel der Gesamtfläche Deutschlands ein. Naturnahe Wälder erbringen besonders hohe Leistungen für den Gewässerschutz, die Speicherung von Treibhausgasen, die Erholung und die Biodiversität. Die Schädigung der Waldbäume durch Luftverunreinigungen ist insgesamt und auch im Jahre 2006 gegenüber den Vorjahren leicht zurückgegangen – noch immer aber sind 68 % der Bäume durch Umwelteinflüsse geschädigt (BMELV 2006). 28 % der Waldfläche weisen eine deutliche Kronenverlichtung (Schadstufen 2 bis 4) auf, 1 % weniger als im Jahr zuvor. Davon sind die für den Naturschutz in der Regel weniger wertvollen Fichten und Kiefernbestände in geringerem Maß betroffen. Bei der Fichte zeigen 27 % der Fläche deutliche Kronenverlichtungen. Am geringsten ist der Anteil bei der Kiefer (18 %). Dagegen weist die Buche von allen Hauptbaumarten den höchsten Flächenanteil mit deutlichen Kronenverlichtungen auf (48 %) und hat damit die Eiche (44 %) abgelöst. Als Hauptursache für Waldschäden gelten Luftschadstoffe (Ozon, Stickstoffverbindungen, Altlasten von Schwefelverbindungen) aber auch der Klimawandel.

Allgemeine forstpolitische Zielsetzung ist es, den Anteil der Laubbäume, der Mischwälder und der naturnahen Waldbewirtschaftung zu erhöhen, um Risiken (wie z. B. eine Verschlechterung des Bodens, die Anfälligkeit gegenüber Schädlingen) zu vermeiden und die ökologische Stabilität dieser Wälder zu verbessern (BMELV 2004). Der Anteil der nach dem Prinzip eines „naturnahen“ oder „ökologischen Waldbaus“ bewirtschafteten staatlichen Flächen hat in den vergangenen Jahren zugenommen, die inhaltliche Ausgestaltung der Waldbaukonzepte variiert von Bundesland zu Bundesland (BAUMGARTEN und von TEUFFEL 2005). Hinzu kommen weitere Konzepte in den Privatforsten, die rund 44 % der gesamten Waldfläche Deutschlands ausmachen. Zentrales Ziel des naturnahen oder ökologischen Waldbaus ist der Ersatz

nicht standortgerechter Baumarten durch standorttypische Bäume sowie eine nachhaltige, schonende Bewirtschaftung zur Verbesserung der zahlreichen Funktionen des Waldes (BAUMGARTEN und von TEUFFEL 2005). Mit dem ökologischen Waldbau ist die Vermeidung von Kahlschlägen, die Erhöhung des Laubholzanteils – je nach Bundesland auf 40 bis 65 % –, das Belassen von Totholzanteilen in den Wäldern, die Erhöhung der Umtriebszeiten sowie die Entwicklung von mehrstufigen Wäldern mit Naturverjüngung verbunden. Mit Ausnahme der Erhöhung des Laubholzanteils sind die weiteren Elemente nicht mit quantitativen Zielen unterlegt. Somit bestehen bundesweit keine einheitlichen Mindeststandards über Totholzanteile oder Umtriebszeiten.

Gegenüber früheren Jahrzehnten konnte zwischenzeitlich eine Zunahme des Laubholzanteils erreicht werden, der aber unter Naturschutzgesichtspunkten noch nicht hoch genug ist. Noch immer stehen auf mehr als einem Fünftel der Waldfläche Nadelholz-Reinbestände (WINKEL et al. 2005; FRITZ 2006, S. 264 ff.). Auch die Umtriebszeiten sind sowohl für den Arten- und Biotopschutz als auch unter Klimaschutzgesichtspunkten bei einem Großteil der Bestände zu kurz. Ein Großteil der Wälder ist durch Straßen zerschnitten und dadurch in ihren Biotop- und Erholungsfunktionen beeinträchtigt (WINKEL et al. 2005, S. 52; FRITZ 2006; MÜLLER et al. 2007).

Meere und Küsten

346. Die heimischen Meere Nord- und Ostsee müssen weiterhin als stark beeinträchtigt gelten. Hinsichtlich der Stoffbelastung sind die immer noch hohen Nährstoffkonzentrationen – insbesondere Stickstoffverbindungen – in den Meeren problematisch, die insbesondere zur Eutrophierung der küstennahen Gewässer aber auch der Ostsee in ihrer Gesamtheit führen. Aufgrund der besonderen topographischen und hydrographischen Bedingungen der Ostsee kommt es durch die Eutrophierung zu einer deutlichen Sauerstoffzehrung in den tiefen Wasserschichten und es haben sich inzwischen Zonen ausgebildet, in denen nur noch wenig bis keinerlei Sauerstoff verfügbar ist (HELCOM 2006). Großflächig (auf etwa einem Sechstel der Fläche) sind in tiefen Wasserschichten der Ostsee die Sauerstoffkonzentrationen soweit abgesunken, dass dort in bodennahen Wasserschichten kaum noch Leben möglich ist. Des Weiteren ist eine stetige Zunahme der Wassertrübung und eine Zunahme besonders intensiver Algenblüten zu beobachten. Die zu hohen Nährstoffkonzentrationen stellen den Hauptfaktor für die Bedrohung der Biodiversität in der Ostsee dar (HELCOM 2003).

Bezüglich der Schadstoffeinträge wird seit einiger Zeit ein Rückgang bei den Schwermetallen beobachtet, trotzdem sind die Sedimente an bestimmten Standorten weiterhin hoch belastet. Unter bestimmten Voraussetzungen kann es zu einer

Remobilisierung der dortigen Schadstoffe kommen. Unverändert sind Organismen am Ende der Nahrungskette mit persistenten, bioakkumulierenden und toxischen (PBT-) Verbindungen wie zum Beispiel PCB und DDT belastet, was mit langfristigen Auswirkungen auf deren Viabilität (Entwicklungs-, Fortpflanzungs- und Lebensfähigkeit) in Verbindung gebracht wird. Zunehmend werden auch „neue“ persistente organische Schadstoffe in den verschiedenen Matrizes gefunden (LOEWE et al. 2006; HAARICH et al. 2005; SRU 2004a). Ein Indikator für die Ölbelastung sind die Funde von verölten Seevögeln. Sie weisen auf einen leichten Rückgang dieser Belastung in den letzten Jahren hin (CAMPHUYSEN et al. 2005). Auch Altlasten beeinträchtigen nach wie vor die Meere. Insbesondere gehen Gefährdungen von den nach dem Zweiten Weltkrieg im Skagerrak und der Ostsee versenkten Kampfmitteln aus, unter denen auch toxische Substanzen wie Arsenverbindungen zu finden sind. Es wird befürchtet, dass durch die stetig fortschreitende Verwitterung der Munition Schadstoffe in relevanten Mengen freigesetzt werden (Deutscher Bundestag 2006a).

Unvermindert ist ein Rückgang der Biomasse bei Nutzfischarten zu verzeichnen. So liegt inzwischen fast die Hälfte der wirtschaftlich wichtigsten Nordseefischbestände außerhalb sicherer biologischer Grenzen. In stark durch die Fischerei frequentierten Gebieten ist zusätzlich eine deutliche Abnahme besonders empfindlicher Nichtzielarten der kommerziellen Fischerei wie beispielsweise Haie und Rochen zu beobachten (ICES 2007; FRID et al. 2003; SRU 2004a).

Weitere Umweltprobleme, bei denen keine großen Entlastungen zu erkennen sind, betreffen den Eintrag von Müll, die Verlärmung, Belastungen durch die Erdöl- und Gasentnahmen und die Schädigung von benthischen Lebensgemeinschaften durch Sedimentverklappung sowie Kies- und Sandentnahme (BSH 2006) (vgl. auch Abschn. 7.5.2.4). Des Weiteren ist in der Zukunft durch den Bau von Offshore-Windkraftanlagen mit weiteren Eingriffen in die marinen Lebensräume zu rechnen.

Der zum Teil seit Ende des 19. Jahrhunderts dokumentierte Anstieg der jährlichen Durchschnittstemperatur oberflächennaher Wasserschichten in Nord- und Ostsee wird auch mit dem anthropogenen Klimawandel in Zusammenhang gebracht und führt unter anderem zu einer vermehrten Einwanderung wärmeliebender Arten, wobei sich gleichzeitig die Verbreitungsgrenzen von Arten, die an niedrigere Temperaturen angepasst sind, nach Norden verschieben. Dokumentiert wurde diese Entwicklung für sehr unterschiedliche Organismen, unter anderem auch für verschiedene Fischpopulationen (s. a. FRANKE und GUTOW 2004; PERRY et al. 2005; WILTSHIRE und MANLY 2004). Im Vergleich von terrestrischen zu marinen Säugetieren in Europa weisen letztere prozentual einen höheren Grad der Bedrohung auf (22 % von 27 Arten gegenüber 14 % von 204 Arten) (TEMPLE und TERRY 2007).

Alpen

347. Die Alpen sind die flächenmäßig kleinste naturräumliche Großregion Deutschlands, die aber dennoch sehr abwechslungsreiche Standortbedingungen und ein große Artenvielfalt aufweist (SCHMIDT et al. 2003). Die aktuellen Entwicklungen werden insbesondere durch den Rückzug der Landwirtschaft von vielen Almflächen, durch Veränderungen in der Waldbewirtschaftung und durch den Klimawandel bestimmt. Eine Einführung stärker an betriebswirtschaftlichen Gesichtspunkten orientierter Waldbewirtschaftungsformen hätte in den Alpen besonders gravierende Folgen für die vielfältigen Schutzfunktionen des Waldes. Neben Beeinträchtigungen durch Stickstoffimmissionen oder Landnutzungsänderungen wirkt sich die globale Erwärmung bereits heute in den Alpen aus. Zwischen 1850 und 1980 verloren die Alpengletscher zwischen 30 bis 40 % ihrer Fläche sowie die Hälfte ihrer Masse. Seit 1980 verloren sie weitere 10 bis 20 % ihres Eises. Alleine der heiße Sommer 2003 führte zu einem Verlust von 10 % der Gletschermasse (AGRAWALA 2007). Für den Lebensraumtyp der Gletscher wurde deshalb im Rahmen des NATURA 2000-Zustandsberichtes ein schlechter Zustand konstatiert (BMU 2007a)

Allgemeiner Rückgang der artbezogenen Biodiversität in Deutschland

348. Die Belastungen der Ökosysteme durch die verschiedenen Faktoren verursachen in der Summenwirkung einen Rückgang der lokalen oder ökosystemspezifischen Artenvielfalt in Deutschland. Der Rückgang naturnaher oder extensiv genutzter Bereiche betrifft beispielsweise einen Großteil der in Deutschland vorkommenden Farn- und Blütenpflanzen: 31 % von ihnen sind auf extensiv genutzte oder gepflegte Bereiche angewiesen (KORSCH und WESTHUS 2004 am Beispiel Thüringens). Viele früher weitverbreitete Arten weisen zudem eine rückläufige Population auf. Der Artenverlust und die zurückgehende Verbreitung der Arten werden von einer erheblichen Reduzierung der genetischen Vielfalt begleitet (Europäische Kommission 2006). Bei den niedrigeren Lebensformen finden außerdem noch unbekannte und dennoch potenziell bedeutsame Veränderungen statt. Es ist als Alarmzeichen zu werten, dass der Artenrückgang in Deutschland den durchschnittlichen Rückgang in Europa übersteigt. Deutschland trägt damit auch dazu bei, dass das europäische Ziel, den Artenschwund bis 2010 zum Stillstand zu bringen (s. Göteborg-Gipfel 2001), absehbar nicht erreicht werden wird (vgl. auch Ziel der Convention on Biological Diversity (CBD) 2002, Beschluss VI/26: signifikante Reduzierung des derzeitigen Verlustes biologischer Vielfalt auf globaler, regionaler und nationaler Ebene bis zum Jahr 2010).

5.2.2 Zusammenfassung und Empfehlungen

349. Trotz einzelner Teilerfolge bei der Reduktion von Umweltbelastungen stellt sich die Belastungslage des Naturhaushaltes noch immer als bedrohlich dar. Insbesondere der fortschreitende Rückgang der Biodiversität konnte bislang nicht wirkungsvoll aufgehalten werden. Bedeutende Ursachen für die gegenwärtige Belastungssituation sind

- Nähr- und Schadstoffbelastungen, insbesondere durch Stickstoffeinträge, die vielerorts zu einer Überschreitung der Critical Loads führen,
- der zunehmende Verlust von Grünland, der unter anderem durch steigende Preise bei Marktfrüchten und den verstärkten Ausbau der erneuerbaren Energien beschleunigt wird sowie
- die weiterhin hohe Flächeninanspruchnahme und die Zerschneidung von Lebensräumen.

Die unterschiedlichen Belastungen führen in der Regel in ihrem Zusammenwirken zu teilweise gravierenden Funktionsbeeinträchtigungen der Ökosysteme. Die Beeinträchtigung der Ökosysteme wird aufgrund einer defizitären und heterogenen Umweltbeobachtung in Deutschland gegebenenfalls noch unterschätzt. Eine Verstärkung der bestehenden Beeinträchtigungen ist zudem durch den eintretenden Klimawandel zu erwarten. Gleichzeitig wird sich ein Rückgang naturnaher Bestände nachteilig auf die Treibhausgasbilanz auswirken. Leistungsverluste sind in den folgenden Ökosystemen zu erwarten:

- Agrar- und Offenlandschaften: Die für diese Ökosysteme typische Biodiversität ist besonders bedroht; die Bestandsrückgänge vieler Artengruppen sind dramatisch.
- Wälder: Trotz eines leichten Rückgangs der Schädigungen durch Luftverunreinigungen ist der Anteil der geschädigten Bäume noch immer hoch, besonders betroffen sind Buche und Eiche. Der ökologische Waldbau sieht sich aufgrund gestiegener Rohstoffpreise zunehmendem Druck durch wirtschaftliche Interessen ausgesetzt.
- Meere und Küsten: Die Schadstofffrachten in Nord- und Ostsee sind unverändert hoch, die Bestände vieler Fischarten nehmen weiterhin dramatisch ab.
- Gebirge: Durch den Klimawandel haben die Gletscher der Alpen seit 1850 40 bis 60 % ihres Eises verloren, der Trend hat sich in den letzten Jahren beschleunigt.

350. Neben den anderen im Kapitel 11.2 dargestellten Belastungsursachen und deren Reduzierung sind zur Verbesserung des Zustandes des Naturhaushaltes insbesondere folgende Maßnahmen erforderlich:

Reduzierung der Stickstoffüberschüsse

351. Zur Reduzierung der Stickstoffüberschüsse auf landwirtschaftlichen Flächen erscheint – wie vom SRU bereits früher vorgeschlagen – eine Stickstoffüberschussabgabe als das effektivste Instrument (vgl. Tz. 298, 561). Die weniger effektive Stickstoffsteuer oder -abgabe kann als zweitbeste Lösung erwogen werden. Auch sie hat in anderen europäischen Ländern erfolgreich den Stickstoffeinsatz reduziert.

Flächeninanspruchnahme an den Ursachen bekämpfen

352. Auch für die Reduzierung der Flächeninanspruchnahme wurden bisher keine wirksamen Lösungen gefunden, da die Ursachen, die in der mangelnden Konformität der Interessen der Ziel- (Bund) und der Umsetzungsebene (Kommunen) liegen, abgesehen vom Abbau einzelner Anreize, nicht angegangen wurden. Kernbausteine der Vorschläge des SRU sind nach wie vor

- handelbare Flächenausweisungsrechte in Verbindung mit Planung für die Gemeinden (SRU 2004b, Tz. 214 ff., 782; von HAAREN und MICHAELIS 2005) und
- die Einführung eines ökologischen Finanzausgleichs (vgl. SRU 2002a, Tz. 183 ff.) in Verbindung mit einer gezielten Steuerung durch die Raumplanung.

Darüber hinaus könnte eine Weiterentwicklung der Landschaftsplanung dazu genutzt werden, die Umsetzung spezifischer Ziele wie zum Beispiel der Reduktion des Flächenverbrauchs und der Erhaltung oder Erweiterung des derzeitigen Anteils der unzerschnittenen verkehrsarmen Räume (von derzeit circa 20,6 % der Bundesfläche auf 25 %) instrumentell und methodisch abzusichern (vgl. BRUNS et al. 2005; PENN-BRESSEL 2005). Auch im Rahmen der Strategischen Umweltprüfung (SUP) sollte die Flächeninanspruchnahme nicht nur thematisiert, sondern auch durch eine Übertragung des 30-ha-Zieles auf die Situation der jeweiligen Kommune konkretisiert werden. Die Stärkung des Flächenspargedankens im Baugesetzbuch (BauGB) war durchaus ein Fortschritt, der aber in der Praxis durch umsetzungs- und vollzugsstärkende Maßnahmen unterfüttert werden muss. Da vor allem der Wohnungsbau und der Verkehrssektor für die anhaltende Flächeninanspruchnahme und die Zerschneidung von Lebensräumen verantwortlich sind, ist es dringend notwendig, die Nutzung von Brach- und Sanierungsflächen zu verbessern und Naturschutzbelange (z. B. Vernetzungskorridore bzw. Flächen für einen Biotopverbund (Abschn. 5.6.2)) verstärkt in die Verkehrsplanung zu integrieren. Es sollten Anreize oder konkrete quantitative Standards gesetzt werden, um den Flächenverbrauch dauerhaft zu reduzieren. Als Maßnahmen kommen innerhalb der Städte und Gemeinden zum Beispiel die Förderung der Revitalisierung von Altstandorten oder die Verpflichtung zur flächensparenden Siedlungsentwicklung sowie gemeindeübergreifende Kooperationen

oder die verstärkte Umnutzung von Brachland in Betracht. Diese Maßnahmen sind insbesondere dann essenziell, wenn die Einführung des Marktinstrumentes der handelbaren Flächenausweisungsrechte nicht gelingt.

Perspektivisch sollten die Veränderungen der Bevölkerungsentwicklung auch unter Flächengesichtspunkten verstärkt untersucht und Szenarien dazu entwickelt werden, wo und wie der Rückgang der Bevölkerungszahl positiv für eine Reduzierung der Flächeninanspruchnahme genutzt werden kann. Deren Monitoring sollte auf Ebene der Bundesländer unbedingt einheitlichen Kriterien unterworfen werden, um dessen Qualität zu verbessern.

Differenzierte Landnutzung verwirklichen

353. Außerhalb von Schutzgebieten gilt es im Sinne des Konzeptes der differenzierten Landnutzung (HABER 1998) die weitgehend standortunspezifischen Vorgaben der guten fachlichen Praxis der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft zu konkretisieren und ihre Umsetzung durch Beratung und Kontrollen besser zu unterstützen. Darüber hinaus sollten ausreichende Mittel für Agrarumweltmaßnahmen und Vertragsnaturschutz bereitgestellt werden, damit die Landnutzungen sich freiwillig an standortspezifische Empfindlichkeiten und Wertigkeiten der Arten und Biotope anpassen.

Auch in Bezug auf die Waldökosysteme sollte differenziert und bezogen auf Wertigkeiten und Empfindlichkeiten vorgegangen werden. Die Reduzierung der Belastung durch Luftschadstoffe (insbesondere Ozon und NO_x) ist deshalb noch stärker in die Immissionsschutzpolitik zu integrieren. Über die Abwehr externer Belastungen hinaus ist es für die Erhaltung der Waldfunktionen aber auch notwendig, „ökologischen Waldumbau“ und naturnahe Waldwirtschaft zu betreiben (FRITZ 2006; WINKEL et al. 2005). Insbesondere sollten je nach Ausgangslage und Habitattradition differenzierte Totholzanteile in den Wäldern (MÜLLER et al. 2007) angestrebt werden. Darüber hinaus sollten weitere quantitative Ziele, wie zum Beispiel der Anteil an Totalreservaten (z. B. 5 %, BFANL 1989), definiert werden. In Deutschland werden neben dem allgemeinen Begriff des ökologischen Waldumbaus derzeit Waldflächen in unterschiedlichen Standards zum Beispiel nach PEFC, FSC und Naturland zertifiziert. Um die Ziele des ökologischen Waldumbaus zu unterstützen, schlägt der SRU die Entwicklung eines einheitlichen EU-Ökowaldbau-Standards analog dem Bio-Label des Ökologischen Landbaus (EG-Verordnungen Nr. 2092/91, Nr. 1804/99 und Nr. 834/2007) vor. Dieses Label sollte einheitlich ein möglichst hohes Niveau festschreiben, wünschenswert wäre die Übernahme der FSC-Anforderungen.

5.3 Zukünftige Entwicklungen

354. Szenarien sind ein Instrument der strategischen Planung, um mögliche zukünftige Entwicklungen zu veranschaulichen. Aufgrund der Vielzahl von indirekten und direkten Treibern, die die Funktionen des Naturhaushaltes beeinträchtigen können, ist es wichtig, auch für den Naturschutz Zukunftsszenarien zu entwickeln, um etwaigen negativen Veränderungen frühzeitig begegnen zu können. Grundsätzlich lässt sich aufgrund des Klimawandels auch für den Naturschutzsektor ein verstärkter Prognosebedarf über längere Zeithorizonte konstatieren, dem allerdings erhebliche Vorhersageprobleme aufgrund von Datendefiziten und der sehr hohen Komplexität der zukünftigen Entwicklungen gegenüberstehen. Insbesondere ist der Naturschutz überdies stark durch die indirekten Auswirkungen des Klimawandels betroffen zum Beispiel durch Minderungsmaßnahmen (wie den Anbau von Energiepflanzen) oder Anpassungsmaßnahmen anderer Nutzungen (wie Bewässerung). Die Unsicherheiten der Prognosen nehmen dadurch zu. Deshalb besteht für Entscheidungsträger das Dilemma, dass viele Veränderungen nur mit erheblichen Unsicherheiten vorausgesagt werden können und dennoch aufgrund des damit verbundenen Risikos so ernst zu nehmen sind, dass ein Handeln erforderlich wird. Überdies tritt bei einer erfolgreichen vorsorgenden Strategie die befürchtete Veränderung gar nicht ein, sodass eine solche Politik nicht unmittelbar als Erfolg sichtbar wird („Kassandra-Phänomen“). Die öffentliche Vermittlung der Notwendigkeit von Veränderungen ist deshalb eine der wichtigsten Herausforderungen der künftigen Umweltpolitik (s. a. Kap. 5.8, Tz. 472).

Auf Grundlage der Ergebnisse verschiedener Szenariostudien (Meta-Ebene: z. B. Millenium Ecosystem Assessment oder IPCC-Report (IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change)) muss davon ausgegangen werden, dass ohne das Ergreifen weiterer Maßnahmen für den Zeithorizont bis 2050 mit gravierenden Funktionsverlusten der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes zu rechnen ist. Dies betrifft primär

- die Speicher- und Pufferungskapazitäten der Ökosysteme und
- einen drastischen Anstieg des Artensterbens.

Als Hauptursachen sind der Klimawandel, Ressourcenübernutzung, Schad- und Nährstoffeinträge sowie Fehlsteuerungen in Sektorpolitiken (z. B. Agrarpolitik) zu sehen (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Auf europäischer Ebene zeigen Szenarien der Europäischen Umweltagentur (EEA – European Environment Agency) wachsende Umweltprobleme insbesondere in den Bereichen Eutrophierung und Flächeninanspruchnahme bzw. Urbanisierung (EEA 2007a; 2007c). In Abhängigkeit von der Nutzungsentwicklung im ländlichen Raum – die schwer vorhergesagt werden kann – können sich negative (z. B. Verlust oder die Degradation von Ökosystemen) ebenso wie positive (z. B. Zunahme der Waldfläche) Auswirkungen auf den

Naturhaushalt ergeben. Das EEA-Projekt PRELUDE hat die Treiber dieser zukünftigen Entwicklungen identifiziert. Ein Großteil ist durch die Politik direkt beeinflussbar (vgl. EEA 2007d).

355. Im Folgenden sollen die für Natur und Landschaft risikoreichen Triebkräfte und Trends für Deutschland dargestellt werden, um auf diese Weise den potenziellen Bedarf nach Gegensteuerung zu skizzieren. Dabei werden solche Trends, die ungünstig auf die zukünftige Entwicklung des Naturschutzes wirken können, so beschrieben, wie sie sich ohne zusätzliches lenkendes Eingreifen durch die Politik ausprägen würden.

Zu den treibenden Kräften, die den Naturschutz in Deutschland mittel- und langfristig negativ beeinflussen werden, zählen:

- der Klimawandel und die damit verbundenen Veränderungen des Wasserhaushaltes, der temperaturabhängigen Prozesse in Ökosystemen und der Artenzusammensetzung,
- die Fortsetzung und Verstärkung einer EU-Agrarpolitik, die eine Verknappung der Finanzmittel für Agrarumweltmaßnahmen mit sich bringt, in Kombination mit einem weltweiten Trend zu steigenden Marktpreisen unter anderem durch zunehmende Konkurrenzen zwischen Nahrungsmittel- und Energiepflanzenanbau (vgl. SRU 2007a),
- eine Forstwirtschaft, die die Ziele des ökologischen Waldumbaus vernachlässigt zugunsten kurzfristiger hoher Holzerträge,
- ein durch Zunahme der Handelsströme und die Klimaerwärmung verstärktes Auftreten von invasiven gebietsfremden Arten sowie
- die Schwächung des institutionellen Rahmens für den Naturschutz, insbesondere die weiter abnehmenden finanziellen und personellen Handlungskapazitäten des Naturschutzes (vgl. SRU 2007b), kombiniert mit dem Abbau rechtlicher Standards.

Verstärkt werden diese Treiber durch weitere Faktoren wie zum Beispiel den demographischen Wandel (HEILAND et al. 2004; HEILAND 2007; WOLF und APPEL-KUMMER 2007), der zu strukturellen Veränderungen der Bevölkerung, der Infrastruktur und der Landnutzung führen wird, ressourcen- und entfernungsintensive Lebensstile und die weiterhin hohe Flächeninanspruchnahme (vgl. Tz. 339 f., 352). Nachfolgend werden die wichtigsten zu erwartenden Entwicklungen kurz dargestellt.

5.3.1 Klimawandel

356. Die Auswirkungen des Klimawandels auf die Ökosysteme sind bereits heute nachweisbar. Durch den Klimawandel könnten sich neben dem Temperaturanstieg

zukünftig die sommerlichen Niederschläge in Deutschland verringern. Am stärksten wird dieser Niederschlagsrückgang voraussichtlich im Nordosten und Südwesten ausgeprägt sein (UBA 2007). Hohe sommerliche Temperaturen würden überdies dazu führen, dass sich die Verdunstung deutlich erhöht (UBA 2007). Die Entwicklung könnte in Regionen, die schon heute Wassermangelgebiete darstellen – wie der Nordosten Deutschlands – ohne geeignete Anpassung zu Problemen führen. Häufigere Niedrigwasserstände vor allem im Sommer sind aufgrund eines niedrigen Sauerstoffgehaltes problematisch für die Biozönosen der Flussauen. Auf der anderen Seite kann die Zahl und Stärke von Winter- und Frühjahrsüberflutungen zunehmen, sollten die Winterniederschläge bis 2080 steigen sowie die Starkregenereignisse zunehmen (UBA 2006, S. 8; ZEBISCH et al. 2005). Da die Veränderungen der Sommer- und Winterniederschläge regional sehr unterschiedlich ausfallen können, werden diese seitens des Naturschutzes regional differenzierte Anpassungsstrategien erfordern. Eine witterungsbedingte Zunahme von Waldschäden, wie sie zum Beispiel bei Kiefer, Fichte oder Buche 2003/2004 deutlich festzustellen war (SEIDLING 2006), kann bei einem fortschreitenden Klimawandel zum Zusammenbrechen ganzer Bestände führen.

Das Risiko der Bodenerosion durch Wasser kann sich zum Beispiel aufgrund von vermehrt auftretenden Starkregenereignissen erhöhen. Längere Trockenperioden können die Empfindlichkeit von Böden gegenüber Winderosion verstärken (van KAMP et al. 2004, Vol. II). Die für das Land Brandenburg prognostizierte Erhöhung der Durchschnittstemperatur um etwa 1,4 °C mit längeren sommerlichen Trockenperioden und geringeren Niederschlägen senkt generell die Bodenfeuchte und verstärkt damit die Winderosionsgefahr (LAHMER 2006).

357. Die Auswirkungen des Klimawandels auf viele Tier- und Pflanzenarten sind bereits heute nachweisbar (z. B. HENNIGES et al. 2005; SCHABER und BADECK 2005; STREITFERT et al. 2005; MENZEL et al. 2006; BAIRLEIN und WINKEL 2001; HÜPPOP und WINKEL 2006; LUBW 2007). Während beispielsweise die Anzahl der rastenden Entenvögel in Mitteleuropa durch die Verlagerung von Überwinterungsgebieten zugenommen hat, leiden insbesondere Langstreckenzieher während des Zuges und in den Überwinterungsgebieten an klimatischen Veränderungen (SUDFELDT et al. 2007). Bei einer fortschreitenden Erwärmung ist mit einer weiteren Verschiebung von Artvorkommen zu rechnen (LEUSCHNER 2005; THOMAS et al. 2004; ROOT et al. 2003; WALTHER et al. 2002). Prognosen zufolge werden sich für viele der in Deutschland vorkommenden Tier- und Pflanzenarten die klimatisch geeigneten Lebensräume nach Norden und Osten, in höhere Lagen der Gebirge oder in Regionen mit günstigeren Feuchteverhältnissen verschieben (zusammenfassend KORN und EPPLE 2006; EEA 2004; BAKKENES et al. 2002; GITAY et al. 2002). 5 bis 30 % aller in Deutschland einheimischen Arten könnten in

den nächsten Jahrzehnten durch den Klimawandel aussterben (KORN und EPPLE 2006).

358. Globale Meta-Analysen gehen von einer durchschnittlichen Wanderungsgeschwindigkeit von Arten von 6,1 km polwärts bzw. 6,1 m hangaufwärts pro Dekade aus (PARMESAN und YOHE 2003). Voraussetzung für solche räumlichen Verschiebungen sind durchlässige Landschaften mit vielfältigen standörtlichen Angeboten für die Neubesiedlung. Diese raumstrukturellen Möglichkeiten sind derzeit nicht gegeben. Von den Auswirkungen des Klimawandels besonders betroffen werden die Alpen und die Meere sein aber auch Feuchtgebiete in Nordost- und Südwestdeutschland (BERRY et al. 2003; THUILLER 2004; CHAMAILLÉ-JAMMES et al. 2006). An der Küste zum Beispiel wird der Anstieg des Meeresspiegels zum Verschwinden ganzer Biotoptypen im Vordeichland führen. Hier und insbesondere auf den Inseln wird dadurch auch der Tourismus beeinträchtigt werden (WBGU 2006).

Für die pflanzliche Biodiversität ist in den meisten Regionen vor allem die Verfügbarkeit von Wasser ein ausschlaggebender Faktor (KREFT und JETZ 2007). Wenn durch den Klimawandel Regionen deutlich trockener werden und überdies die Nutzungskonkurrenzen zwischen Wasserwirtschaft, Landwirtschaft und Naturschutz um Grundwasservorkommen schärfer werden, kann dies dazu führen, dass Feuchtgebiete trocken fallen und die an hohe Grundwasserstände angepassten Arten verschwinden. Dadurch nimmt nicht nur die Artenvielfalt ab, sondern es könnte die Vegetationsdecke ausgedünnt werden, was den Wasserhaushalt weiter negativ beeinflussen würde. Ferner hätte das Trockenfallen insbesondere von Mooren eine erhebliche Freisetzung von CO_2 und Lachgas zur Folge und würde so wiederum zur Verstärkung des Klimawandels selbst beitragen (vgl. Tz. 226 f.). Da sich aber die Niederschlagsverteilung und damit auch der Wasserhaushalt regional ändern, wäre es unzulässig, vereinfachend anzunehmen, dass sich die heutigen Biozönosen beispielsweise gleichsam „komplett“ nach Norden verschieben. Stattdessen ist davon auszugehen, dass die geänderte Ausbreitung einzelner Arten in Reaktion auf den Klimawandel zu einer Verschiebung von Vegetationsmustern und Nahrungsketten führt, was sich bis auf die Ebene der biogeochemischen Kreisläufe auswirken wird.

Das Auftreten invasiver Arten wird durch den Klimawandel weiter beschleunigt. Durch Verdrängungseffekte können sich negative Auswirkungen für die Biodiversität ergeben. Die Ausbreitung der Pazifischen Auster im Wattenmeer beispielsweise drängt heimische Muschelarten zurück und entzieht Zugvögeln somit deren angestammte Nahrungsgrundlage (SUDFELDT et al. 2007). Problematisch sind auch Auswirkungen auf die Landwirtschaft, wenn sich vormals nicht heimische Schädlinge auf Dauer etablieren können. So wurde 2007 erstmalig der Westliche Maiswurzelbohrer (*Diabrotica virgifera virgefera*) in Süddeutschland nachgewiesen, dessen Auftreten in

Zukunft massive Schäden (mindestens 25 Mio. Euro pro Jahr) und einen erhöhten Einsatz von Insektiziden zur Folge haben könnte (BBA 2004).

359. Mögliche Auswirkungen des Klimawandels auf ein Ökosystem werden hier anhand des Beispiels Wald, über den eine Vielzahl von Studien vorliegt, illustriert (vgl. DOYLE und RISTOW 2006; DUDLEY 1998; HANSEN et al. 2001; NOSS 2001; LEEMANS und EICKHOUT 2004).

Wald und Klimawandel

- Der Klimawandel kann folgende Auswirkungen auf Waldökosysteme haben:
- Verstärktes Auftreten von Störungen:

Der Klimawandel wird das Ausmaß und die Häufigkeit von Störungen durch extreme Wetterereignisse wie Stürme, die wahrscheinliche Zunahme von Waldbränden, Veränderungen in den Schädlingsbefallsmustern aber auch kleinere Veränderungen (Jahreszeitenlängen, Niederschlagsereignisse und lokale Temperaturen) erhöhen. Dies wird den geringen Flächenanteil von Altbeständen in den bestehenden Wäldern weiter reduzieren und die zunehmende Verjüngung der Baumbestände verstärken. Dies hat weitreichende Folgen für die Biodiversität, da die Vorkommen vieler der heute gefährdeten Arten an Altholzbestände gebunden sind. Der Klimawandel wird somit neben die bereits gegenwärtig wirkenden Formen anthropogener Störungen wie Fragmentierung und Veränderungen der Struktur von Waldökosystemen treten, wobei die Wechselwirkungen bisher unbekannt sind.

- Vereinheitlichung:
  Viele Baumarten und andere Waldpflanzen mit langsamem Wachstum und einer späten Reproduktionszeit können sich nur langsam in günstigere Gebiete ausbreiten. Stattdessen werden zunächst schnell wachsende Arten, kurzlebige Generalisten und invasive Arten gefördert. Das Ergebnis wird eine Beschleunigung des Trends eines Wechsels von artenreichen zu artenarmen Wäldern sein.
- Arealverschiebung:
  Bei zunehmender Erwärmung werden sich Baumarten hangaufwärts ausbreiten, während gleichzeitige Trockenheit den gegenteiligen Effekt haben könnte; klein- und großklimatische Rückkoppelungseffekte können durch die Vegetationsbedeckung selbst entstehen.
- Aussterben:
  Einige der empfindlichsten Waldhabitate inklusive der in ihnen vorkommenden Reliktarten, für die solche Habitate Randbereiche ihrer sogenannten ökologischen

Nische darstellen, könnten besonders betroffen sein. Dabei kann im Einzelfall vom Verschwinden ganzer kältegeprägter Waldtypen wie auch einzelner Arten ausgegangen werden.

- Die Relevanz der einzelnen Punkte kann unterschiedlich hoch sein. Die dargestellten Wirkungen werden vermutlich in vielen Punkten für andere Vegetationseinheiten ähnlich sein. Für diese sind sie jedoch aufgrund der schlechteren Datenlage schwerer zu prognostizieren.

5.3.2 Landwirtschaft

360. Aufgrund des großen Anteils an der Gesamtfläche Deutschlands (circa 53 %) spielt die Landwirtschaft für die zukünftige Entwicklung des Naturschutzes eine Schlüsselrolle. Die wichtigste Voraussetzung für eine stärkere Umweltorientierung der Landwirtschaft – die ausreichende Honorierung ökologischer Leistungen – hat sich mit der neuen EU-Haushaltsperiode ab 2007 gegenüber den vorangegangenen Jahren verschlechtert. Es ist derzeit ungewiss, ob die zukünftige europäische und nationale Agrarpolitik stärker an umweltrelevanten Zielen ausgerichtet sein wird. Die Chancen, dass die erste Säule stark zurückgenommen oder aufgegeben wird, war jedoch noch nie so groß. Aufgrund der Preissteigerungen für Agrarerzeugnisse sinkt die Legitimierbarkeit der ersten Säule derzeit rapide. Mit der Zwischenbewertung im Jahre 2009 könnten schon neue Schwerpunktsetzungen eingeleitet werden. Erst ab dem Jahre 2013 wäre aber eine grundlegende Änderung möglich. Tabelle 5-2 weist anhand einer Gegenüberstellung zweier möglicher Szenarien der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) auf für den Naturschutz relevante agrarpolitische Treiber hin.

Tabelle 5-2

Charakteristika und Einflussfaktoren zweier möglicher Szenarien der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP)

	Szenario Status Quo	Szenario Liberalisierung
Für den Naturschutz relevante Faktoren	Entwicklung gemäß der Luxemburger Beschlüsse (vom Juni 2003) bis 2013	umfassende Liberalisierung bei zunehmender Globalisierung des Handels
Direktzahlungen	entkoppelte Auszahlung in Form der Betriebsprämie; bis 2013 weitgehend garantiert, danach abnehmend aufgrund Osterweiterung	Aufgabe sämtlicher Direktzahlungen
Einhaltung von Cross Compliance	Pflicht bei Bezug von Direktzahlungen	Wegfall Cross Compliance; Mindestregeln der guten fachlichen Praxis
Haushaltsmittel für Agrarumweltmaßnahmen	Für EU 15 abnehmend aufgrund Finanzbedarf Osterweiterung	Agrarumweltzahlungen als Green Box (WTO) Maßnahme können weiterhin bestehen; potenziell höheres Budget aufgrund Einsparungen in erster Säule
Direkte und indirekte Unterstützung des Anbaus nachhaltiger Rohstoffe	Fortbestand in der derzeitigen Fassung	Keine Unterstützung (Abschwächung des Trends zu Preissteigerungen)
Preisentwicklung für Schaf- und Rindfleischprodukte	Steigend, jedoch Konkurrenz, Weltmarktprodukte gefährden Betriebszweig	Steigend, jedoch Konkurrenz, Weltmarktprodukte gefährden Betriebszweig
Quelle: Luxemburger Beschlüsse vom Juni 2003; SRU 2004b; von HAAREN et al. 2007		

Die Szenarien unterscheiden sich aus Naturschutzperspektive in ihrer Wirkung im Wesentlichen darin, dass im Liberalisierungsszenario theoretisch ein höheres EU-Budget für Agrarumweltmaßnahmen bereitgestellt werden könnte. Es fallen allerdings die zusätzlichen Anreize und Kontrollen zur Einhaltung der guten fachlichen Praxis weg. Der landwirtschaftliche Strukturwandel würde sich überdies vermutlich weiter verschärfen (GAY et al. 2004). Steigende Weltmarktpreise führen in beiden Szenarien zu einer erhöhten Nachfrage nach Produktionsfläche. Im Liberalisierungsszenario würden allerdings bei einem Wegfall aller – auch der indirekten – Unterstützungen der Energiepflanzproduktion geringere Preissteigerungen und ein geringerer Anreiz zum Anbau von Energiepflanzen bestehen. Grundsätzlich ist vor allem die für den Naturschutz wichtige Erhaltung des Grünlandes und hier namentlich extensiver Nutzungsformen in beiden Szenarien gefährdet, wenn nicht durch hoheitlichen Schutz oder Förderprogramme nachgesteuert wird. Auf ackerbaulich nutzbaren bzw. meliorierbaren Standorten, die keinen naturschutzrechtlichen Schutzstatus genießen, ist ein verstärkter Grünlandumbruch im Szenario Status Quo bis hin zu der durch Cross Compliance gesetzten landesweiten effektiven Grenze von 10 % der derzeitigen

Grünlandflächen zu erwarten. Erst ab dieser Grenze müssen Direktzahlungsempfänger verpflichtet werden Neuansaaten vorzunehmen (s. genauere Darstellung der Regelungen zu Cross Compliance in Kap. 11.3). Auch im Szenario Liberalisierung gibt es einen Trend zum Grünlandumbruch, allerdings vermindert, da der Anbau von Biomasse nicht gefördert würde. Dem zu erwartenden Grünlandumbruch muss mit entsprechenden Regelungen der guten fachlichen Praxis entgegengewirkt werden. Durch die direkte und indirekte Förderung des Anbaus nachwachsender Rohstoffe sowie durch gestiegene Erlöse für Getreide und Mais bestehen große finanzielle Anreize zur Konversion von Grünland- in Ackerflächen.

361. Auch die Abschaffung der Tierprämien (insbesondere Mutterkuh- und Mutterschafprämie) und der Milchquote wird den Trend zur Grünlandaufgabe verstärken. Die Milchvieh- und die Mutterkuhhaltung werden auf ungünstigen Standorten oder bei ungünstigen Betriebsstrukturen nicht mehr rentabel sein. Wird im Szenario Status Quo nicht bei den Schutzgebietsverordnungen nachgesteuert, kann der Grünlandumbruch auch in den Schutzgebieten voranschreiten, die eine Grünlanderhaltung nicht im Grundschutz festgeschrieben haben. Die Cross-Compliance-Regelungen sehen kein grundsätzliches, parzellenscharfes Umbruchverbot für Dauergrünland vor, das dieses verhindern könnte (vgl. Niedersächsisches Ministerium für den ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz 2007a, S. 13 f.). In landwirtschaftlichen Ungunstlagen ohne Agrarumweltmaßnahmen steigt überdies die Wahrscheinlichkeit, dass bestehendes Grünland nur noch im Rahmen einer Mindestpflege entsprechend der Cross-Compliance-Vorgaben gepflegt wird, da die direkten Anreize für extensive Tierhaltung (Mutterkuh- und Mutterschafprämie) aufgehoben worden sind. Wahrscheinlich ist in Ungunstlagen, die keine Erzeugung von Energiepflanzen zulassen, auch die verstärkte Entwicklung von Brachen, sofern das Grünland nicht der Mindestpflegeverpflichtung nach Cross-Compliance-Vorgaben unterliegt. Im Liberalisierungsszenario ist dieser Trend stärker. Das kann – je nach Standort – zu für die Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes günstigen oder ungünstigen Folgen führen. Insgesamt ist eine „Wildnisentwicklung“ auf geeigneten Flächen wie Flussauen, Gebirgen, in Waldgebieten sowie als Bestandteil eines Biotopverbundes durchaus erwünscht (z. B. 3 bis 5 % der Gesamtfläche der Bundesrepublik Deutschland; (vgl. SRU 2002a, Tab. 2-5: „Wildnis 2010“). Auch auf die Gewässerqualität und die Bodenfunktionen können sich Flächenstilllegungen positiv auswirken. Chancen dazu böten sich insbesondere dann, wenn es durch ein Angebot von im Rahmen der sogenannten Green Box zulässigen Agrarumweltmaßnahmen gelänge, die Stilllegungen nach naturschutzfachlichen Gesichtspunkten auf geeignete Flächen zu lenken. Die Erhaltung von Moor- und Heideflächen ist in beiden Szenarien ohne Agrarumweltmaßnahmen gefährdet. Die Aufhebung der Mutterschafprämie sowie die

Abwesenheit von Prämienansprüchen für solche Flächen, die nach deutscher Definition nicht zum Dauergrünland gehören, werden zu kritischen ökonomischen Rahmenbedingungen für eine Fortführung der Mutterschafhaltung führen (von HAAREN et al. 2007). Ebenfalls in beiden Szenarien ist (mit unterschiedlicher Geschwindigkeit) von einem Agrarstrukturwandel auszugehen, der die Vergrößerung der Bewirtschaftungsflächen bis zu ökonomisch optimalen Einheiten begünstigt und in der Folge vermutlich zu einer erheblichen Reduzierung von Landschaftselementen wie Rainen, Hecken und Feldgehölzen führen wird.

362. Drei Gründe sprechen im Szenario Status Quo für eine unzureichende Kapazität der Agrarumweltprogramme, den unerwünschten Auswirkungen entgegenwirken zu können. Erstens ist fraglich, ob das veranschlagte Fördervolumen für die Agrarumweltprogramme, insbesondere unter Berücksichtigung der in der Vergangenheit bis zu 49 %igen Abweichungsquote (vgl. REITER et al. 2005, S. 23) zur Sicherstellung einer naturschutzorientierten Landschaftsentwicklung ausreichen wird. Zweitens deckt die in der Praxis derzeit erfolgte Schwerpunktsetzung der Förderkulisse auf die NATURA 2000-Gebiete nur einen Bruchteil der Flächen mit Handlungsbedarf ab (z. B. Niedersächsisches Ministerium für den ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz 2006, S. 140; von HAAREN et al. 2007). Drittens besteht offensichtlich eine abnehmende Bereitschaft, an Agrarumweltmaßnahmen teilzunehmen (z. B. ein circa 20 %iger Rückgang an Vertragsnaturschutzflächen im Landkreis Wesermarsch; Hannoversche Allgemeine Zeitung vom 30. August 2007). Diese geringe Attraktivität des Vertragsnaturschutzes ist vor dem Hintergrund der geschilderten Treiber zwangsläufig, wenn nicht die Prämien für Agrarumweltmaßnahmen entsprechend den generell gestiegenen Deckungsbeiträgen angehoben werden (derzeitige Prämien s. z. B. Niedersächsisches Ministerium für den ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz 2007b; vgl. KAPHENGST et al. 2005).

5.3.3 Forstwirtschaft

363. Die zukünftige Entwicklung der deutschen Forstwirtschaft ist derzeit mit hohen Unsicherheiten verbunden. Während in der Vergangenheit erhebliche Anstrengungen beim ökologischen Waldumbau vorgenommen wurden, scheinen in der jüngeren Vergangenheit die Bemühungen um einen naturnahen Waldbau nachzulassen. Treiber dieser Trendwende, die die ökologischen Waldfunktionen gefährdet, sind die Privatisierung des Staatswaldes in einigen Bundesländern, die hohen Holzpreise und die gestiegene Nachfrage nach Schwachholz zur Energiegewinnung (SRU 2007a, Tz. 29). Die Integration der (im Unterschied zur Landwirtschaft nicht subventionierten) Forstwirtschaft in einen globalen Holzmarkt und die steigende Holznachfrage sorgen derzeit für einen rasanten Anstieg der Holzpreise.

Ähnlich wie in der Landwirtschaft führt die verstärkte Nachfrage nach erneuerbaren Energien auch in der Holzwirtschaft dazu, dass deren Zukunftsaussichten in ökonomischer Hinsicht deutlich besser sind als noch vor wenigen Jahren. Der Strukturwandel der Waldbewirtschaftung sorgt dafür, dass zum einen forstliche Dienstleistungen zunehmend ausgelagert werden und dass zum anderen neue Forst-Holz-Cluster entstehen, die verstärkt Holz nachfragen. In jüngerer Vergangenheit wurden in Deutschland, darunter auch in den neuen Bundesländern, zudem beträchtliche Sägewerk-Kapazitäten aufgebaut (30 %ige Erhöhung zwischen 2005 und 2008; MILLER 2007), die es aus Sicht der Unternehmen nun auszulasten gilt. Der Begriff von der „Mobilisierung der Waldholzpotenziale“ greift zunehmend um sich und findet sich bereits im Waldschadensbericht des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV 2006). Studien, die Szenarien für die gesamte Entwicklung der Waldwirtschaft aufstellen, sind zurzeit noch nicht vorhanden. Allerdings liegt eine Reihe von Szenarien zu Teilentwicklungen (klimatisch bedingte Waldschäden, Rohholzverfügbarkeit etc.) vor. Umfassende Szenarien für die Zeithorizonte 2020, 2050 und 2100 werden derzeit in einem BMBF-Forschungsprojekt (BMBF – Bundesministerium für Bildung und Forschung) erarbeitet (www.waldzukuenfte.de).

Nach einer Studie der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft kann das zukünftige Rohholzaufkommen bei erhöhter Nutzung, aber konstant bleibenden Vorräten im Privatwald sowie konstanter Nutzung und steigenden Vorräten im Landeswald auf 76 Mio. fm pro Jahr erhöht werden (DIETER et al. 2001). Das entspricht einer Steigerung um circa 11 Mio. fm. Diese Steigerung ist in Hinblick auf eine Substitution fossiler Brennstoffe wünschenswert. Eine Steigerung über dieses Ausmaß hinaus gerät jedoch in Konflikt zu den anderen Waldfunktionen. Zudem können Kalamitäten oder zum Beispiel die Anfälligkeit der Fichte gegenüber klimatischen Veränderungen zu hohen Zwangsnutzungen führen, sodass eine vorsorgende Orientierung am aktuellen regionalen Nutzungspotenzial eher zielführend scheint (vgl. WINKEL 2007).

5.3.4 Zunehmende Ausbreitung gebietsfremder Arten

364. Invasive gebietsfremde Arten (im Sinne von Art. 8h der CBD) sind Tier- und Pflanzenarten, die heimische Ökosysteme, Lebensräume oder Arten gefährden (vgl. SRU 2004b, Tz. 125-129). Ein Steuerungsinstrument des Naturschutzes ist die Ansiedlungsgenehmigung nach § 41 Abs. 2 Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG). Manche gebietsfremde Arten können zudem ökonomische (vor allem im Bereich des Pflanzenschutzes) oder gesundheitliche Schäden bzw. Gefahren verursachen (in der Diskussion ist zurzeit vor allem die stark allergene Beifuß-Ambrosie (*Ambrosia artemisifolia*)).

Vor dem Hintergrund des Klimawandels wird vermutet, dass sich der Anteil von gebietsfremden Arten, die sich in Deutschland etablieren können, erhöhen wird, unter anderem durch die Tatsache, dass die erhöhte Anzahl von Störungen in der Vegetationsdecke Einfallstore schaffen wird. Eine besondere Rolle bezüglich einer Indikatorfunktion für mögliche klimabedingte Artvorkommen in der zukünftigen Kulturlandschaft kommt vermutlich den Städten zu. Die wärmeren Innenstädte, die jetzt schon einen höheren Anteil an gebietsfremden – meist wärmeliebenden – Arten aufweisen als ihr Umland, werden wahrscheinlich zukünftig Ausbreitungszentren für gebietsfremde Arten sein (SUKOPP und WURZEL 1999). Ein weiteres Beispiel dafür, wie Klimawandel und das Aussetzen gebietsfremder Arten zusammenwirken können, ist die Ausbreitung des Ochsenfrosches (*Rana catesbeiana*) in einzelnen Gewässern Baden-Württembergs. Der Einfluss des aus Nordamerika stammenden Frosches auf die Gewässerökosysteme kann erheblich sein, da sich ausgewachsene Ochsenfrösche unter anderem von anderen Amphibienarten ernähren. So fehlen Kaulquappen der einheimischen Amphibienarten in den vom Ochsenfrosch besiedelten Laichgewässern fast völlig. Eine Klimaerwärmung fördert die Ausbreitung der Ochsenfrösche, da diese sich erst ab Wassertemperaturen zwischen 17 und 21 °C und bei einer Lufttemperatur von 28 °C fortpflanzen, ihre Laichperiode sich aber im Gegensatz zu den heimischen Arten bis weit in den Hochsommer ausdehnen kann (LAUFER und WAITZMANN 2001).

5.3.5 „Bürokratieabbau“ – Verlust von Handlungskapazitäten im Naturschutz

365. Viele Bundesländer haben im Rahmen von allgemeinen Verwaltungsreformen insbesondere die Kapazitäten im hauptamtlichen Naturschutz verringert (vgl. SRU 2007a). Der Abbau von Personal und finanziellen Kapazitäten führt dabei zu einem Vollzugs- und Akzeptanzdefizit. Insbesondere ein Kompetenz- und Personalabbau durch die Abschaffung der Mittelinstanzen, die Kommunalisierung von Umweltaufgaben und die Zusammenlegung von Landesbehörden führen dazu, dass sich die Rahmenbedingungen für den praktischen Naturschutz und die Umweltbeobachtung weiter verschlechtern (zusammenfassend SRU 2007b, Tz. 420 ff.). In der Verknüpfung mit dem Abbau rechtlicher Grundlagen oder der Aufweichung von Standards (UGB-Debatte, Bundesratsinitiative zur Zusammenlegung von Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) und Vogelschutzrichtlinie (Vogelschutz-RL)) droht dem Naturschutz eine weitere strukturelle Schwächung. Demgegenüber würden verbesserte Handlungskapazitäten benötigt, um auf die Zukunftsherausforderungen reagieren und langfristige, strategisch orientierte Konzepte entwickeln und umsetzen zu können.

5.3.6 Zusammenfassung und Empfehlungen

366. Entscheidende Bedeutung für die zukünftige Entwicklung des Naturhaushaltes haben der Klimawandel, die Landwirtschaft, insbesondere die zukünftige Ausrichtung der EU-Agrarpolitik, die Flächeninanspruchnahme und -zerschneidung sowie die Forstwirtschaft, insbesondere die Fortschritte des ökologischen Waldumbaus, der Abbau von Personalkapazitäten und die Unterfinanzierung der Naturschutzverwaltungen. Von zentraler Bedeutung ist dabei der Klimawandel, der auf jahreszeitlichen und regionalen Skalen zu großen Veränderungen der Temperaturen und der Niederschlagsmuster und -mengen sowie zu naturschutzrelevanten indirekten Wirkungen durch Minderungs- und Anpassungsmaßnahmen anderer Nutzungen führen wird. Im Wirkungszusammenhang mit den weiteren Triebkräften kann dies zu teilweise dramatischen Veränderungen der Ökosysteme und der Artenvielfalt führen, die in ihrem Umfang bislang kaum prognostizierbar sind. Während ein erheblicher Anteil der heimischen Arten (zwischen 5 und 30 %) alleine durch den Klimawandel vom Aussterben bedroht sein wird, werden neue invasive Arten die Zusammensetzung der Artenvielfalt stark verändern.

Daher besteht die Notwendigkeit, mit fortschreitenden Erkenntnissen verstärkt Szenarien zur zukünftigen Entwicklung des Naturhaushaltes zu entwickeln und auf dieser Basis geeignete Anpassungs- und Minderungsmaßnahmen des Naturschutzes abzuleiten. Schon jetzt ist jedoch deutlich, dass Anlass für ein unverzügliches Handeln auf politischer Ebene gegeben ist.

367. Für den Naturschutz ist eine starke Klimapolitik unumgänglich (vgl. Tz. 220, 228 f., 234). Ein weiterer Temperaturanstieg wird jedoch kaum zu verhindern sein. Um die Folgen des Klimawandels für die einheimischen Tier- und Pflanzenarten abzumildern, ist eine Berücksichtigung der Klimaänderungen in den Fachplanungen des Naturschutzes erforderlich. Insbesondere durch Maßnahmen zur Stabilisierung von klimasensitiven Ökosystemfunktionen und einem multifunktionalen Biotopverbund (vgl. Abschn. 5.6.2, Tz. 421) sollten Anpassungsreaktionen in Natur und Landschaft an den Klimawandel unterstützt und unerwünschte Veränderungen soweit möglich aufgehalten werden. Hierzu kann auch die Identifizierung und Erschließung von Ausweichflächen für bestimmte anpassungsfähige gefährdete Tier- und Pflanzenarten, wenn es zu Arealverschiebungen kommen sollte. Mit Naturschutzmaßnahmen wie zum Beispiel der Wiedervernässung von Mooren und der Erhaltung und Einführung extensiver Grünlandnutzung kann auch ein Beitrag zur Minderung der Treibhausgasemissionen geleistet werden, indem die Senken- und Speicherfunktion der Ökosysteme gestärkt und landnutzungsbedingte Treibhausgasemissionen durch angepasste Nutzungsformen gesenkt werden (Kap. 3.7). Die möglichen Synergien

zwischen Naturschutz und Klimaschutz sollten bei der Novellierung des UGB instrumentell verankert werden.

368. In der Waldbewirtschaftung sollten die Auswirkungen des Klimawandels verstärkt berücksichtigt werden, da Wälder – abhängig von der Bewirtschaftung – ganz besonders als Speicher bzw. Senken für Klimagase wirken, bei Abholzung aber auch zu besonders wirksamen Quellen werden können. Weitere Schäden durch Klimaveränderungen sind an Waldökosystemen zu befürchten. Der ökologische Waldumbau und insbesondere eine Verstärkung der Naturverjüngung scheinen am besten geeignet, um eine Anpassung an den Klimawandel zu unterstützen (FRITZ 2006). Dies würde unter anderem einen verstärkten Ersatz von standortfremden Nadel- durch Laubbäume in den Wäldern (SPERBER und HATZFELDT 2007) und eine naturnahe Altersstruktur umfassen. Zum Schutz der Artenvielfalt des Waldes ist besonders der Erhalt unzerschnittener und extensiv genutzter Waldgebiete notwendig.

369. Zur Reduzierung der Gefährdungen durch invasive gebietsfremde Arten sollten neben dem 3-stufigen Ansatz der CBD (Vorsorge, Frühwarnung, Maßnahmen zur Minderung der Auswirkungen) folgende Maßnahmen gehören:

- Monitoring des Vorkommens und der Verbreitung aller gebietsfremder bzw. insbesondere der (potenziell) invasiven Arten,
- die Verwendung gebietseigener Herkünfte bei Pflanzmaßnahmen in der freien Landschaft verbunden mit der Sicherstellung der Herkunft durch die Entwicklung eines Qualitäts- und Herkunftsnachweises.

370. Die Verwaltungen von Bund, Ländern und Kommunen stehen seit Jahrzehnten unter nahezu ständigem Reformdruck. Eine neue Welle von Einsparungen würde die erfolgreiche Arbeit der Umweltverwaltungen gefährden. Maßstab für notwendige Reformbemühungen muss das Anforderungsprofil für eine moderne Umweltverwaltung sein, die den Herausforderungen der Bewahrung der natürlichen Lebensgrundlagen auch angesichts der Europäisierung und Globalisierung und dem Auftreten von Umweltgefährdungen wie dem Klimawandel gewachsen ist. Integrative, sektorübergreifende und zukunftsfähige Konzeptentwicklungen sind dafür notwendig.

5.4 Geistesgeschichtliche und politisch-institutionelle Rahmenbedingungen der Naturschutzpolitik

371. Die Verringerung der biologischen Vielfalt und die fortschreitenden Funktionsverluste von Natur und Landschaft sind typische Beispiele für Umweltprobleme, die nicht im Gefolge wirtschaftlicher Entwicklungen gelöst werden

können sondern für deren Lösung – auch gemäß Art. 20a Grundgesetz (GG) – dem Staat eine besondere Verantwortung zukommt (s. a. SRU 2004b, Tz. 100; 2002a, Tz. 32 ff.). Um das Ausmaß dieser Verantwortung sachgerecht abschätzen und daraus konkreten Handlungsbedarf ableiten zu können, ist es erforderlich, sich geistesgeschichtliche und politisch-institutionelle Rahmenbedingungen zu verdeutlichen. Seit Max Webers Studien über den Einfluss der protestantischen Ethik auf das moderne Wirtschaftsleben (WEBER 1920) ist bekannt, dass gesellschaftliches Handeln nicht nur durch unmittelbar sichtbares interessengeleitetes Handeln, sondern auch durch ideelle Wirkkräfte geprägt ist. Viele Probleme des Naturschutzes können in diesem Sinne als Symptome verstanden werden, die von einer tiefer liegenden Struktur getragen und mitverursacht werden. Im Folgenden werden daher die wichtigsten kulturellen und politisch-institutionellen Hemmnisse einer weitreichenden Naturschutzpolitik kurz dargestellt. In Verbindung mit dem normativen Maßstab der dauerhaften Sicherung der Naturkapitalien einer Gesellschaft („starke“ Nachhaltigkeit gemäß SRU 2002c, Kap. 1) erlaubt dies einige Folgerungen für eine zukünftige Naturschutzpolitik, die Teil einer über sich selbst aufgeklärten, das heißt einer reflexiven Moderne (GIDDENS 1995; BECK 1986), sein könnten. Die verschiedenen Aspekte werden hier in einer Reihenfolge aufgelistet, obwohl die Form der Auflistung die Verflechtungen und Wechselwirkungen nicht adäquat wiedergibt.

5.4.1 Geistesgeschichtliche Hemmnisse des Naturschutzes

372. Die in Kapitel 5.2 dargestellten Belastungen von Natur und Landschaft resultieren in erster Linie aus wirtschaftlichen Nutzungen der natürlichen Umwelt, insbesondere in den Sektoren Land- und Forstwirtschaft sowie Bauen und Verkehr, welche einer betriebswirtschaftlichen Logik folgen, die Gesamtkosten für die Gesellschaft nicht berücksichtigen und somit häufig in einer nicht dauerhaft umweltgerechten Form ausgeübt werden. Solche Nutzungsformen und die ihnen implizit zugrunde gelegte Annahme eines grundsätzlichen Vorrangs wirtschaftlicher Interessen gegenüber Naturschutzinteressen beziehen ihre Legitimation zu einem nicht unerheblichen Teil aus einer geistesgeschichtlichen Tradition, die in der Beherrschung der Natur ein wichtiges Ziel menschlichen Handelns sah. Diese Auffassung geht bis auf den sogenannten Unterwerfungsauftrag des biblischen Schöpfungsberichtes zurück („[…] machet sie euch untertan und herrschet über sie“ (Gen 1, 26 ff.)). Wirkungsgeschichtlich bildet dieser Unterwerfungsauftrag eine maßgebliche Hintergrundüberzeugung sozialer Praxis (zum Zusammenhang dieses Verständnisses mit der sogenannten ökologischen Krise (vgl. WHITE 1967)). So wurden die technischen Großprojekte des 18. und 19. Jahrhunderts wie etwa die Trockenlegung des Oderbruches, die Begradigung des Rheines und der Hafenbau in Friesland über

die direkten wirtschaftlichen Vorteile hinaus immer wieder mit der Beauftragung des Menschen legitimiert, sich die Natur untertan zu machen (BLACKBOURNE 2006).

373. Die frühneuzeitliche Philosophie übernahm aus der christlichen Tradition die Vorstellung vom Menschen als Beherrscher und Besitzer der Natur. Dies gilt maßgeblich für René Descartes, für Francis Bacon und für die französische Aufklärung. Die Wirkung der Philosophie Bacons auf die Protagonisten der britischen Frühindustrialisierung und die zentrale Rolle der „Royal Society“ bei der immer engeren Verbindung von Wissenschaft, Technik und Industrie sind gut erforscht (MUSSON 1977). Nicht zu Unrecht wurde das Projekt der Moderne als „Bacon-Projekt“ bezeichnet (SCHÄFER 1993). Die Natur erscheint in diesem Bacon-Projekt als in sich wertloses Objekt wissenschaftlicher Beobachtung oder Gegenstand von Arbeit bzw. „Roh-Stoff“. Diese „Entzauberung der Welt“ (WEBER 1920) stellte eine notwendige Voraussetzung der Perfektion von Naturbeherrschung dar (statt vieler MERCHANT 1987).

374. Das Projekt der Moderne scheint eine nicht-objektivierende Einstellung gegenüber der äußeren Natur als unvernünftig auszuschließen (HABERMAS 1984, S. 508 ff.). Traditionen, die einen „schonenden“, „verstehenden“, „ehrfürchtigen“ Zugang zur äußeren Natur artikulierten (so etwa bei Franz von Assisi, Hildegard von Bingen, Nikolaus von Kues) werden dadurch an den Rand gedrängt bzw. vormodernen Weltbildern zugeordnet. Der Naturschutz steht daher immer wieder im Verdacht einer wertkonservativen, „romantischen“ Grundhaltung und einer irrationalen „Wiederverzauberung“ der Natur. Um diesen Verdacht zu entkräften, bemühte sich der Naturschutz seit den 1950er-Jahren um betont „objektive“ wissenschaftliche bzw. „ökologische“ Begründungen. Ein solcher latenter Szientismus/Naturalismus behindert ein Verständnis für die Aspekte des Naturschutzes, die nicht direkt auf „Lebensgrundlagen“, sondern auf ein gutes Leben bezogen sind. Die Auffassung, von Naturschutz als „angewandter Ökologie“ (so ERZ 1998; 1990) kann daher ein Verständnis dafür, dass Naturschutz auch eine Kulturaufgabe der modernen Gesellschaft darstellt, erschweren.

375. Seit etwa dem Jahre 1800 änderte sich das Grundmuster sozialer Ordnung von einer hierarchischen Stratifikation zu einer systemischen Ausdifferenzierung (LUHMANN 1984). Diese Änderung ist in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts im Wesentlichen abgeschlossen. Einzelne soziale Systeme spezialisieren sich auf bestimmte Funktionen; die Gesellschaft als Ganze wird dadurch „mittelpunktlos.“ Die sozialen Systeme können der Systemtheorie zufolge nur solche Informationen verarbeiten, die in dem für das jeweilige System spezifischen Code dargestellt werden (können). Alles, was nicht entsprechend codiert ist, wird nur als „Rauschen“ einer überkomplexen Umwelt wahrgenommen. Die äußere Natur kann innerhalb der Systeme nicht als Natur, sondern nur im Code der Systeme repräsentiert werden, also

als knapper Produktionsfaktor (Ökonomie), Wählerstimmen (Politik), wahre Behauptungen (Wissenschaft), Beeinträchtigung von Rechten (Recht) usw. Daher hat LUHMANN mit großem Nachdruck die Frage aufgeworfen, ob systemisch ausdifferenzierte Gesellschaften sich angemessen auf ökologische Probleme einstellen könnten (LUHMANN 1986).

376. In der zeitlichen Dimension stellen viele Prozesse der Naturzerstörung schleichende Probleme dar, welche sich durch ihre Langsamkeit der unmittelbaren Wahrnehmung entziehen. Die generellen Beschleunigungstendenzen moderner Gesellschaften (umfassend ROSA 2005) begünstigen Ziele, die auf immer kurzfristigeren Zeitskalen angesiedelt sind. Die erforderliche Langfristigkeit von Naturschutzmaßnahmen macht deren Erfolg kaum unmittelbar wahrnehmbar und erschwert dadurch ihre politische Legitimation gegenüber den augenfälligen Ergebnissen naturverbrauchender Wirtschaftsprozesse. Die Anmahnung der im Konzept von Nachhaltigkeit implizierten Langzeitverantwortung bleibt gegenüber den realen Akzelerationstendenzen moderner Gesellschaften eher wirkungsschwach.

377. Diese allgemeinen Vorstellungen über das Verhältnis von Mensch und Natur spiegeln sich auch in ökonomischen Denktraditionen wider. Während in der Ökonomie des 18. Jahrhunderts noch aller Wert ausgehend vom Produktionsfaktor Boden definiert wurde, setzte sich im 19. Jahrhundert allmählich die Auffassung durch, dass „Land“ ökonomisch als eine Kapitalform aufgefasst und damit Bodenrente als eine Form von Kapitalrendite angesehen werden könne (CLARK 1888). „In order to reduce all units to homogeneity, Clark would fund all the factors of production. Land and capital are reduced to an abstract mobile capital fund“ (HANEY 1949, S. 892). Daher geht Land als Boden in den homogenen Kapitalbestand einer Gesellschaft ein. Aus der „Trias“ von Boden, Arbeit und Kapital wird in der Neoklassik eine zweipolige Struktur aus Arbeit und Kapital. Die damit einhergehende „Naturvergessenheit“ der neoklassischen Ökonomik wurde theoretisch nur langsam korrigiert (in der Umweltökonomik) bzw. rückgängig gemacht (in der Ökologischen Ökonomik) (theoriengeschichtlich hierzu DÖRING et al. 2007).

378. W. W. ROSTOW hat das Ablaufschema wirtschaftlicher Prosperität, das er am Musterbeispiel Großbritanniens entwickelte, für weltweit vorbildhaft erklärt (ROSTOW 1960). Kern dieses Schemas sind dauerhaft hohe Wachstumsraten des Bruttoinlandsproduktes (BIP). Hohe Wachstumsraten gelten auch gegenwärtig immer noch als zentraler Indikator gesellschaftlicher Wohlfahrt und erfolgreicher Wirtschaftspolitik. Trotz vielfältiger Kritik an der Messgröße des BIP seit den 1970er-Jahren, die neuerdings auf EU-Ebene aktualisiert wird (z. B. während der Tagung Beyond GDP, 19.-20. November 2007, Brüssel), wurde diese Messgröße zum Kern der Lissabon-Strategie und findet sich auch in der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie als

Indikator einer nachhaltigen Entwicklung wieder (vgl. Tab. 1-5). Innerhalb dieses Wachstumsparadigmas stehen Politikoptionen unter Rechtfertigungsdruck, die einen „Wachstumsverlust“ implizieren könnten. Der Naturschutz ist hiervon besonders betroffen, da er im Gegensatz zum industriellen Umweltschutz oder zum Klimaschutz keine neuen Wirtschaftsbereiche etabliert und als Voraussetzung zum Beispiel des Tourismus noch zu wenig wahrgenommen wird.

379. Gängige Wohlstandsvorstellungen orientieren sich im Wesentlichen am Lebensstandard, das heißt den durch Geldeinkommen vermittelten Konsumoptionen. Lebensqualität, also die nur bedingt monetarisierbare Zufriedenheit mit den eigenen Lebensverhältnissen, wird gegenüber messbarem Lebensstandard vernachlässigt. Die vielfältigen auf Lebensqualität bezogenen („eudaimonistischen“) Werte des öffentlichen Gutes Natur (SRU 2002a, Tz. 15 ff.) werden, wenn überhaupt, nur ungenügend in Entscheidungen mit einbezogen und damit gegenüber den monetarisierbaren Nutzenpotenzialen von Natur vernachlässigt.

380. Es ist nicht zu erwarten, dass sich dieser geistesgeschichtliche Hintergrund kurzfristig grundlegend verändern lässt. Naturschutzpolitik sollte aber auch nicht übersehen, dass dieser Hintergrund in den einschlägigen wissenschaftlichen Disziplinen längst nicht mehr unangefochten dominiert, sondern dass sein Gefüge in Bewegung geraten ist. In Umweltökonomie und Ökologischer Ökonomie (HAMPICKE 1991; 1992), Umweltethik (KREBS 1997; OTT und GORKE 2000), Schöpfungstheologie (exegetisch NEUMANN-GORSOLKE 2004; systematisch EBACH 1986; SCHLITT 1992) und Nachhaltigkeitstheorie (OTT und DÖRING 2004; 2007) sind erhebliche Korrekturen und Modifikationen vorgeschlagen worden. Der oben beschriebene Hintergrund entspricht insofern nicht mehr den besten Einsichten einer reflexiven Moderne.

Zweifellos gibt es Möglichkeiten, vor diesem allmählich in Bewegung geratenden Hintergrund erfolgreiche Naturschutzpolitik zu betreiben. Die Nachhaltigkeitsstrategie stellt bei all ihren Unzulänglichkeiten (Tz. 51 ff.) einen vielversprechenden Ansatz dar. Ihre Untermauerung durch die Biodiversitätsstrategie, wie sie der SRU bereits 2002 und 2004 gefordert hat (SRU 2002a; 2004b), ist eine notwendige naturschutzpolitische Akzentuierung.

5.4.2 Politisch-institutionelle Hemmnisse des Naturschutzes

381. Die im vorigen Abschnitt dargestellten kulturellen und geistesgeschichtlichen Strukturen, die eine konsequente Naturschutzpolitik erschweren, setzen sich auch im politisch-institutionellen Bereich fort. Sie betreffen die unzureichende politische Thematisierbarkeit von Naturschutzanliegen, ihre geringe Durchsetzungsfähigkeit im

politischen Entscheidungsprozess und schließlich auch die besonderen Vollzugsprobleme im deutschen Föderalismus.

Unzureichende politische Thematisierbarkeit von Naturschutzbelangen

382. In vielen Bereichen des Umweltschutzes konnte in den vergangenen Jahrzehnten beobachtet werden, dass eine hohe Wirtschaftsleistung zwar einerseits mit weitreichenden Umweltbelastungen einhergeht, andererseits mit der Wirtschaftsleistung aber auch die umweltpolitische Handlungsfähigkeit und Problemlösungsfähigkeit stark zunehmen (JÄNICKE 1996b; RAYMOND 2004). Im Bereich des Naturschutzes sind die Möglichkeiten der technischen Kompensation von Umweltschäden hingegen stark begrenzt. Die Tatsache, dass politisch attraktive Win-Win-Lösungen nicht im selben Maße wie beim technischen Umweltschutz ersichtlich sind, führt dann dazu, dass Naturschutzthemen zwar in der öffentlichen Debatte präsent sind, bei der Selektion politischer Entscheidungsfragen jedoch regelmäßig hintangestellt werden. In Abwesenheit wirksamer politischer Regulierungen wirkt sich eine hohe Wirtschaftsleistung durch eine kontinuierliche Flächeninanspruchnahme und durch die oft zwar verlangsamte, aber dennoch fortlaufende Akkumulation von Schadstoffen in Böden, Gewässern und in der Nahrungskette überwiegend negativ auf die Umwelt aus (VOLKERY 2007).

Geringe Durchsetzungsfähigkeit im politischen Entscheidungsprozess

383. Die strukturellen Ursachen von Naturbeeinträchtigungen liegen größtenteils außerhalb des traditionellen Kompetenzbereiches der Umwelt- und Naturschutzpolitik. Agrar-, Verkehrs- und Bauministerien sehen ihre Aufgabe in erster Linie darin, die Produktionsbedingungen ihrer Klientelbranchen zu sichern und dabei insgesamt die Bedingungen für Wachstum und Beschäftigung in ihren Sektoren zu verbessern. Aus dieser Perspektive stellt der Naturschutz eine Form der Landnutzung dar, die mit Opportunitätskosten verbunden ist (HAMPICKE 1991). Naturschutz „kostet“ den Verzicht auf eine mögliche alternative Nutzung. Daher erscheint es „normal“, im politischen Abwägungsprozess zwischen alternativen Nutzungen dem Naturschutz eine Begründungslast aufzuerlegen, die dieser auf den jeweiligen Einzelfall bezogen nur schwer erbringen kann (OTT 1996).

Erschwerend kommt dabei hinzu, dass Umweltbelastungen häufig aus der „normalen“ Funktionsweise von Wirtschafts- oder Gesellschaftssektoren resultieren. Bei Sektoren, für die eine intensive Umweltbeanspruchung die Produktionsgrundlage ist, erfordert die Lösung von Umweltproblemen eine grundlegende Veränderung ihrer Funktionslogik, die von den jeweils zuständigen Fachressorts bislang nicht in Angriff genommen wurde (zur Landwirtschaftspolitik, vgl. Kap. 11.7). So sind es beispielsweise sowohl im Bereich der Agrar- als auch der Baupolitik bislang vornehmlich nicht umweltpolitisch

motivierte Faktoren, wie insbesondere ein wachsendes Haushaltsdefizit und die damit verbundene Notwendigkeit der Verringerung umweltschädlicher Subventionen, die einen Politikwandel bewirkt haben. An die Stelle solcher externen und zufälligen Veränderungen einzelner Faktoren und Instrumente sollte ein strategischer Politikansatz treten, der die Funktionslogiken nicht als Voraussetzung akzeptiert, sondern versucht sie zu verändern.

384. Eine zweite strukturelle Schwäche der Durchsetzbarkeit von Naturschutzbelangen betrifft die Abwägung von öffentlichen und privaten Belangen bei raumbedeutsamen Planungen. In dieser Abwägung wird der Nutzen einer natur- oder landschaftsbeeinträchtigenden Nutzung in der Regel sehr konkret in Euro und Arbeitsplätzen angegeben. Darüber hinaus stehen hinter größeren Planungen in der Regel privatwirtschaftliche Interessen von erheblichem wirtschaftlichem Gewicht und entsprechend hoher Organisations- und Durchsetzungsfähigkeit. Das öffentliche Interesse am Schutz von Natur und Landschaft ist demgegenüber diffuser und deutlich unspezifischer. Angesichts komplexer Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge ist es schwierig, den konkreten Beitrag eines einzelnen Projekts für den Fortbestand einer bestimmten Art zu bestimmen. Tendenziell begünstigen planerische Entscheidungen die konkreten und spezifischen gegenüber den diffusen und unspezifischen Interessen (SRU 2002a, Tz. 127).

385. Verstärkt wird die Durchsetzungsschwäche des Naturschutzes schließlich auch durch die von OLSON beschriebene „Logik“ kollektiven Handelns (OLSON 1968). Demzufolge sind aggregierte (ökonomische) Interessen politisch einflussreicher und durchsetzungskräftiger als diffus verstreute Interessen am Erhalt kollektiver Güter. So lassen sich etwa in Bezug auf die biologische Vielfalt keine Interessengruppen abgrenzen, die unmittelbar (ökonomisch) von einem Verlust biologischer Vielfalt negativ betroffenen sein würden, da die Wirkungen räumlich/zeitlich verschoben und oft nicht leicht vorherzusehen sind. Für den Erhalt des öffentlichen Gutes Biodiversität trägt „der Staat“ die über verschiedene Ressorts und Ebenen verteilte und daher zersplitterte Verantwortung (vgl. Tz. 400-403). In Systemen repräsentativer Demokratien kommt es dann, wenn Einflussnahmen von Lobbys auf die Legislative zur Routineangelegenheit werden, mit hoher Wahrscheinlichkeit zu einer Unterversorgung der Bevölkerung mit kollektiven Gütern. Trotz methodischer Schwierigkeiten in diesem Bereich liegen Zahlungsbereitschaftsanalysen vor, die deutlich darauf hinweisen, dass die Nachfrage nach Naturschutzmaßnahmen höher ist als das Angebot (HAMPICKE 1991; 2005). Daher ist die bisherige Naturschutzpolitik auch in ökonomischer Perspektive unzureichend.

Entscheidungsstrukturen im deutschen Föderalismus

386. Neben den bisher beschriebenen, allgemein für Umweltprobleme geltenden strukturellen Hindernissen wird die Durchsetzung von Belangen des Naturschutzes zudem durch die spezifischen Entscheidungsstrukturen des deutschen Föderalismus erschwert (VOLKERY 2007). Zwar liefern vergleichende Studien keine eindeutigen Belege für eine grundsätzlich geringere umweltpolitische Leistungsfähigkeit föderalistischer gegenüber unitarisch verfassten Staaten (JÄNICKE und WEIDNER 1997; WEIDNER und JÄNICKE 2002); die Handlungsautonomie staatlicher Akteure in föderalen Systemen ist jedoch häufig deutlich eingeschränkt. In vielen Bereichen der Umweltpolitik wird diese Einschränkung durch starke neo-korporatistische Verhandlungssysteme kompensiert (JÄNICKE 1996a). In Problembereichen, die wie der Naturschutz durch eine große Anzahl von Verursachern und das Fehlen einfacher technischer Standardlösungen gekennzeichnet sind, kann die geringe Handlungsautonomie staatlicher Umweltschutzbehörden dagegen nicht ausreichend kompensiert werden. Andererseits fehlt auf der Verursacherseite ein einheitlich agierender Verhandlungspartner. Grundsätzlich ist anzunehmen, dass der Naturschutz unter der föderalen Kompetenzaufsplitterung stärker leidet als andere Bereiche des Umweltschutzes (s. hierzu auch SRU 2007b).

5.4.3 Strategische Optionen des Naturschutzes

387. Angesichts dieser Grundkonstellation musste der Naturschutz seit seinen Anfängen im 19. Jahrhundert (zur Geschichte des Naturschutzes vgl. FROHN und SCHMOLL 2006; OTT et al. 1999) aus einer defensiven Position heraus agieren. Dabei hat er durchaus beachtliche Erfolge erzielt (DRL 2003). Der bedeutendste Erfolg war der Aufbau eines Schutzgebietssystems, welches in jüngster Vergangenheit durch NATURA 2000 eine Stärkung erfahren hat (vgl. SRU 2004b; 2002c; 2002a). Diese Erfolge wurden überwiegend gegen teils heftige Widerstände und Konflikte durchgesetzt (zu Akzeptanzproblemen des Naturschutzes vgl. SRU 2002a, Tz. 77-114). Im Rückblick wird man diese Erfolge des Naturschutzes – beispielsweise die 14 Nationalparke – nicht mehr missen mögen. Die Grenzen dieses Gebietssystems liegen nun aber hauptsächlich darin, dass es angesichts der neuen Herausforderungen, etwa durch den Klimawandel, zu statisch und insulär ist, um die Naturkapitalien einer Gesellschaft dauerhaft zu sichern, wie dies von der Konzeption von Nachhaltigkeit, die der SRU vertritt (SRU 2002c, Kap. 1), gefordert wird. Daher sollte der flächendeckende Naturschutzansatz im deutschen Naturschutzrecht konsequent weiter verfolgt werden. Konzeptionell ist hierbei an das System differenzierter Landnutzung zu erinnern (erstmals HABER 1971; vgl. SRU 2002a; OTT und DÖRING 2004). Hierin sieht der SRU vor dem Hintergrund des wachsenden Intensivierungsdrucks und des nach wie

vor hohen Flächenverbrauchs in den maßgeblichen Landnutzungssystemen eine entscheidende Aufgabe der Naturschutzpolitik für die kommenden Jahre.

Konzeptionell ist sowohl der Schutzgebietsansatz als auch das System differenzierter Landnutzung eingebettet in den übergreifenden Schutz der biologischen Vielfalt (hierzu siehe umfassend die Beiträge in POTTHAST 2007). Daher ist es zu begrüßen, dass die Bundesregierung eine Biodiversitätsstrategie in der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie verankert hat, wie dies der SRU bereits mehrfach gefordert hat (vgl. SRU 2002c; 2004b). Bei der Umsetzung dieser Strategie werden die geschilderten Hemmnisse und Widerstände in der Form von Naturschutzkonflikten erneut eine Rolle spielen. Daher besteht die Gefahr, dass die Biodiversitätsstrategie ohne weitere Umsetzungs- und Konkretisierungsschritte nur symbolische Umweltpolitik bleibt (zu dieser generellen Gefahr siehe die Beiträge in HANSJÜRGENS und LÜBBE-WOLF 2000). Insofern bedarf es einer Art „konzertierter Aktion“, das heißt einer Kapazitätsstrategie im Hinblick auf eine deutliche Aufwertung des Handlungsfeldes Naturschutz, um insbesondere vor dem Hintergrund der wachsenden und neuen fachlichen Anforderungen den zu erwartenden Widerständen begegnen zu können (vgl. Kap. 5.8). Ein solcher Ansatz sollte offensiv, entschieden und konfliktbereit verfolgt werden. Er kann nicht allein vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) geleistet werden, sondern erfordert eine sektorübergreifende Strategie. Diese Strategie sollte auf die neuen Erkenntnisse aus Umwelt- und ökologischer Ökonomie, Umweltethik, Schöpfungstheologie und Nachhaltigkeitstheorie (Tz. 380) zurückgreifen und dem Naturschutzthema dadurch einen neuen diskursiven Rahmen geben. In einem solchen Rahmen kann auch eine massenmedial vermittelbare, damit notwendig exemplarisch und symbolisch aufgeladene Form von Umweltkommunikation („die Rückkehr der Wölfe“, „der Lachs im Rhein“, „ein Hauch von Wildnis“) zulässig sein, um das Paradigma der Naturbeherrschung und der Vorstellung notwendiger Konflikte zwischen Naturschutz und ökonomischer Nutzung aufzubrechen und durch ein Verständnis der Abhängigkeit auch moderner Industriegesellschaften von ökosystemaren Dienstleistungen zu ersetzen.

Die Biodiversitätsstrategie stellt einen wichtigen Bestandteil einer solchen Strategie, aber selbstverständlich kein „Allheilmittel“ dar. Insbesondere die Umsetzung von NATURA 2000 und Biotopverbund, sowie die Festlegung von allgemeinen Prinzipien des Naturschutzes im UGB sind weitere notwendige Bestandteile einer solchen Kapazitätsstrategie. Sinnvoll ergänzt werden diese durch die Stärkung von Partizipation und Ehrenamt durch Natur- und Umweltbildung sowie durch die Erschließung neuer Finanzierungsquellen für den Naturschutz (vgl. Kap. 5.8).

In diesem Sinne stellt der SRU in den folgenden Kapiteln die Biodiversitätsstrategie selbst, die Umsetzung von NATURA 2000 und Biotopverbund, die Festlegung der allgemeinen Prinzipien des Naturschutzes im UGB und flankierende Lösungsansätze dar.

5.4.4 Zusammenfassung

388. Das gesellschaftliche Handeln, das vielen Problemen im Natur- und Landschaftsschutz zugrunde liegt, ist nicht nur durch unmittelbar sichtbare Interessen, sondern auch durch ideelle Wirkkräfte geprägt. Zu diesem geistesgeschichtlichen Hintergrund zählen etwa die aus dem biblischen Unterwerfungsauftrag durch Bacon in die Moderne übernommene Vorstellung von Natur als in sich wertloses, instrumentalisierbares Objekt, der Vorwurf gegenüber dem Naturschutz, eine wertkonservative, romantische und irrationale Grundhaltung einzunehmen, der Verlust des gesellschaftlichen „Mittelpunktes“ durch die Ausdifferenzierung einzelner gesellschaftlicher Subsysteme sowie bestimmte zeitliche und ökonomische Denkmuster. Dieser Hintergrund entspricht nicht mehr den besten Einsichten einer reflexiven Moderne und gerät in neuerer Zeit allmählich in Bewegung. Hier sollte Naturschutzpolitik ansetzen und versuchen, Bewegungen in eine bestimmte Richtung hin zu fördern und zu nutzen. Die überfällige naturschutzpolitische Akzentuierung der Nachhaltigkeitsstrategie durch die Biodiversitätsstrategie stellt einen diesbezüglich vielversprechenden Ansatz dar.

Im politisch-institutionellen Bereich wird eine konsequente Naturschutzpolitik durch die unzureichende politische Thematisierbarkeit von Naturschutzanliegen, ihre geringe Durchsetzungsfähigkeit im politischen Entscheidungsprozess und schließlich auch die besonderen Vollzugsprobleme im deutschen Föderalismus erschwert. Aufgrund der tendenziellen Schwäche staatlicher Naturschutzbehörden und gesellschaftlicher Naturschutzinteressen, die mit der ersten Stufe der Föderalismusreform von 2006 noch verschärft wurde, ist der Naturschutz auf eine Unterstützung durch andere Wirtschaftssektoren angewiesen. Auch hier eröffnet die Biodiversitätsstrategie neue Optionen.

389. In den folgenden Kapiteln werden die instrumentellen und strategischen Optionen einer künftigen Naturschutzpolitik dargestellt. Besonderes Augenmerk richtet sich dabei auf die Chancen und Restriktionen der nationalen Biodiversitätsstrategie, die instrumentellen Optionen des Naturschutzes, die Novellierung des BNatSchG im Rahmen des UGB-Prozesses, die Verbesserung der finanziellen und personellen Kapazitäten des Naturschutzes sowie die Verbesserung der gesellschaftlichen Akzeptanz von Maßnahmen zum Schutz der Natur.

5.5 Strategische Ziele der Bundesregierung

390. Auf die geschilderten und überwiegend schon seit langem sichtbar ungelösten Probleme des Naturschutzes reagierte die Bundesregierung im Hinblick auf die Zielebene bereits im Jahre 2002 mit einer nationalen Nachhaltigkeitsstrategie (Bundesregierung 2002; 2004). Diese enthält Ziele, die sowohl auf den Naturhaushalt als auch speziell die Biodiversität bezogen sind (SRU 2002b; 2002a; 2004b, Abschn. 3.1.3.3). Im Jahre 2007 wurde schließlich die nationale Biodiversitätsstrategie mit allen Ministerien abgestimmt und vom Bundeskabinett beschlossen (BMU 2007b). Sie soll das Übereinkommen über die biologische Vielfalt und die europäische Biodiversitätsstrategie (s. Tz. 393-395) umsetzen. Beide nationalen Strategien verfolgen einen integrativen Ansatz und kommen damit dem integrativen Ansatz der neueren Europäischen Konzepte nahe. Die Biodiversitätsstrategie bezieht sich dabei auf den gesamten Naturhaushalt. Damit liefert sie einen wesentlichen Beitrag auch zur Ergänzung der Nachhaltigkeitsstrategie. Diese Sichtweise – die im BNatSchG seit langem verankert ist – bildet die Voraussetzung für einen effizienten sektorübergreifenden Naturschutz.

Der Begriff Biodiversität wurde von Biologen entwickelt, um gegenüber der Politik auf den globalen Verlust an natürlicher Vielfalt aufmerksam zu machen (TAKACS 1996). Mit dem Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD) und national mit der Biodiversitätsstrategie wurde er zu einem fachpolitischen Begriff weiter entwickelt, der einen großen Teil der vom Naturschutz abgedeckten Inhalte umfasst, zusätzlich den gerechten Vorteilsausgleich bei der Nutzung genetischer Ressourcen abdeckt und eine erhebliche Schnittmenge mit dem für das Nachhaltigkeitsverständnis zentralen Begriff der Naturkapitalien aufweist (dazu s. SRU 2004b, Kap. 3.1.3; s. OTT und DÖRING 2004, Kap. 4). Ob der Begriff der Biodiversität geeignet ist, die ihm zugewiesenen Inhalte und Ziele sowie den raumbezogenen, umweltmedienübergreifenden Ansatz des Naturschutzes ausreichend zu transportieren, muss sich erweisen (HABER 2008; HOFFMANN et al. 2005).

Die neue nationale Strategie zur biologischen Vielfalt wird im Folgenden hinsichtlich ihrer Kapazitäten zur Umsetzung der globalen und europäischen Ziele und zur Lösung der nationalen Naturschutzprobleme sowie im Hinblick auf ihren Beitrag, strukturellen Ursachen von Naturverbrauch bzw. Naturzerstörung entgegenzuwirken (vgl. Kap. 5.2 und 5.3) bewertet. Auf die Ziele und Indikatoren der Nachhaltigkeitsstrategie wurde bereits ausführlich eingegangen (SRU 2002c, Kap. 1.1; 2004b, Abschn. 3.1.3.3). Die Ziele der Strategie zur biologischen Vielfalt können, soweit sie neu sind, noch nicht in den derzeitigen Instrumenten verankert sein. Sie sollten aber bei der Neugestaltung des UGB berücksichtigt werden.

5.5.1 Das Übereinkommen über die biologische Vielfalt und die europäische Biodiversitätsstrategie: Grundlage für eine Einordnung der nationalen Strategie

Das Übereinkommen über die biologische Vielfalt

391. Mit dem Übereinkommen über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity, CBD) wurde im Jahr 2002 das Ziel der signifikanten Reduzierung des derzeitigen Verlustes biologischer Vielfalt auf globaler, regionaler und nationaler Ebene bis zum Jahr 2010 verabschiedet (CBD 2002b; 2004). Die Biodiversität als „lebende Grundlage für eine nachhaltige Entwicklung“ (CBD 2002b) soll vor langfristigen oder permanenten qualitativen (bezogen auf gebietstypische Arten und Populationsgrößen) oder quantitativen Reduktionen ihrer Komponenten und ihres Potenzials für Güter und Dienstleistungen geschützt werden. Die Entwicklung der Biodiversität soll auf globaler, regionaler und nationaler Ebene gemessen werden (CBD 2004).

392. Für den Schutz der Pflanzen wurde im Jahre 2002 unter dem Dach der CBD die Globale Strategie zur Erhaltung der Pflanzen beschlossen (Global Strategy for Plant Conservation – GSPC (CBD 2002a; SCBD 2007)). Sie ist somit rechtlich verbindlich für Deutschland. Die Strategie soll einen Handlungsrahmen für Maßnahmen auf globaler, regionaler, nationaler und lokaler Ebene bieten. Ein Hauptziel ist es, 50 % aller für die pflanzliche Artenvielfalt bedeutenden Gebiete der Erde bis zum Jahr 2010 zu sichern (Übersicht der Ziele in Tab. 5-3). Die aus globaler Sicht formulierten Ziele lassen sich auf die EU- und nationale Ebene überführen und konkretisieren (vgl. Tz. 399). Sie haben den Vorteil, durch die konkreten prozentualen Angaben hinsichtlich ihrer Erfüllung überprüfbar zu sein. Die globale Strategie zur Erhaltung der Pflanzen diente auch als Modell für konkrete und quantifizierbare Zielvorgaben für die thematischen Arbeitsprogramme des Übereinkommens über die biologische Vielfalt, die entsprechend angepasst wurden.

Tabelle 5-3

Ziele der Globalen Strategie zur Erhaltung der Pflanzen (GSPC) für das Jahr 2010

A. Erfassung und Dokumentation der Pflanzenvielfalt
1. Allgemein verfügbare Arbeitsliste aller bekannten Pflanzenarten, als Schritt in Richtung eines vollständigen Florenwerks der Welt
2. Vorläufige Bewertung des Erhaltungszustandes aller bekannten Pflanzenarten auf nationaler, regionaler und internationaler Ebene
3. Entwicklung modellhafter Umsetzungsprotokolle (Muster-Anleitungen) für den Artenschutz bei Pflanzen und deren nachhaltige Nutzung, auf der Grundlage wissenschaftlicher Erkenntnis und praktischer Erfahrung
B. Erhaltung der Pflanzenvielfalt
4. Nachhaltiger Schutz von mindestens 10 % aller ökologischen Regionen der Erde
5. Gewährleistung des Schutzes von 50 % der für die Pflanzenvielfalt wichtigsten Gebiete
6. Bewirtschaftung von mindestens 30 % aller Produktionsflächen im Einklang mit der Erhaltung der Pflanzenvielfalt
7. In-situ-Erhaltung von 60 % der weltweit gefährdeten Arten
8. 60 % der gefährdeten Pflanzenarten in zugänglichen Ex-situ-Sammlungen enthalten, vorzugsweise im Herkunftsland, und 10 % davon in Wiederansiedlungs- und Wiederherstellungsprogramme einbezogen
9. Erhaltung von 70 % der genetischen Vielfalt der Nutzpflanzen und anderer sozio-ökonomisch besonders wertvoller Pflanzenarten, einschließlich des damit verbundenen indigenen und lokalen Wissens
10. Aufstellung von Management-Plänen für mindestens 100 der bedeutendsten gebietsfremden Arten, die Pflanzen, Pflanzengemeinschaften und deren Lebensräume und Ökosysteme gefährden
C. Nachhaltige Nutzung der Pflanzenvielfalt
11. Keine wild wachsende Pflanzenart durch internationalen Handel gefährdet
12. 30 % der Produkte auf pflanzlicher Basis stammen aus nachhaltig bewirtschafteten Quellen
13. Anhalten des Rückgangs pflanzlicher Ressourcen, des damit verbundenen indigenen und lokalen Wissens, der Erfindungen und Verfahrensweisen, die den Lebensunterhalt sowie die lokale Nahrungsmittelversorgung und Gesundheitsfürsorge nachhaltig unterstützen
D. Förderung von Bildung und Bewusstsein über Pflanzenvielfalt
14. Einbindung der Bedeutung der Pflanzenvielfalt und der Notwendigkeit ihrer Erhaltung in die Programme für Kommunikation, Wissensvermittlung und öffentliche Bewusstseinsbildung
E. Schaffung fachlicher Kapazitäten zur Erhaltung der Pflanzenvielfalt
15. Vermehrte Anzahl ausgebildeter Personen, die mit adäquater Ausstattung im Pflanzen-Artenschutz daran arbeiten, die Ziele der Strategie entsprechend den jeweiligen nationalen Bedürfnissen zu erreichen
16. Einrichtung und Stärkung von Netzwerken für botanischen Naturschutz auf nationaler, regionaler und internationaler Ebene
Quelle: SCBD 2007

Europäische Biodiversitätsstrategie

393. Die Europäische Gemeinschaft und alle Mitgliedstaaten der EU haben die CBD ratifiziert und sich damit verpflichtet, die oben genannten Strategien umzusetzen. 1998 wurde eine Strategie der europäischen Gemeinschaft zur Erhaltung der Artenvielfalt entwickelt und im Jahr 2001 durch Aktionspläne zur Erhaltung der biologischen Vielfalt in der Landwirtschafts-, Fischerei-, Umwelt- und Entwicklungspolitik der EU konkretisiert. Grundsätzliches Ziel ist dabei der Stopp des

Biodiversitätsschwundes bis zum Jahr 2010 („halting the loss of biodiversity by 2010“, Göteborg-Gipfel 2001). Unter dem Titel „Eindämmung des Verlustes der biologischen Vielfalt bis zum Jahr 2010 – und darüber hinaus“ hat die Europäische Kommission im Mai 2006 eine Überarbeitung der Biodiversitätsstrategie der europäischen Gemeinschaft vorgelegt (Europäische Kommission 2006). Zwei Bedrohungen für die biologische Vielfalt werden besonders herausgestellt: die Flächennutzung und Raumplanung sowie die zunehmenden Auswirkungen des Klimawandels. Die Kommission hat vier zentrale Politikbereiche, in denen Maßnahmen durchgeführt werden sollen, und zehn damit zusammenhängende vorrangige Ziele festgelegt (vgl. Tab. 5-4).

Tabelle 5-4

Zentrale Politikbereiche und damit zusammenhängende vorrangige Ziele der Biodiversitätsstrategie der Europäischen Kommission 2006

POLITIKBEREICH	vorrangige Ziele
Biologische Vielfalt in der EU	1. Schutz der wichtigsten Lebensräume und Arten der EU 2. Erhaltung und Wiederherstellung der biologischen Vielfalt und der Ökosystemleistungen in sonstigen Landstrichen der EU 3. Erhaltung und Wiederherstellung der biologischen Vielfalt und der Ökosystemleistungen in der sonstigen Meeresumwelt der EU 4. Stärkung der Vereinbarkeit der regionalen und territorialen Raumplanung mit der Erhaltung der biologischen Vielfalt in der EU 5. Verringerung der Auswirkungen von invasiven gebietsfremden Arten und gebietsfremdem Erbgut auf die biologische Vielfalt in der EU
Die EU und die weltweite biologische Vielfalt	6. Wesentliche Stärkung des internationalen Regierungshandelns im Sinne der biologischen Vielfalt und der Ökosystemleistungen 7. Wesentliche Stärkung der Förderung der biologischen Vielfalt und der Ökosystemleistungen im Bereich der EU-Außenhilfe 8. Wesentliche Verringerung der Auswirkungen des internationalen Handels auf die weltweite biologische Vielfalt
Biologische Vielfalt und Klimawandel	9. Unterstützung bei der Anpassung der biologischen Vielfalt an den Klimawandel
Die Wissensgrundlage	10. Wesentliche Stärkung der vorhandenen Wissensgrundlage für den Schutz und die nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt in der EU und weltweit
Quelle: Europäische Kommission 2006	

Zur Umsetzung dieser Ziele hat die Kommission vier zentrale Unterstützungsmaßnahmen benannt:

- Sicherstellung ausreichender Finanzmittel,

- Stärkung der Entscheidungsfindung innerhalb der EU,
- Aufbau von Partnerschaften,
- Ausbau des Kenntnisstands, der Sensibilisierung und der Partizipation der Öffentlichkeit.

394. Die Strategie wird untermauert durch einen „EU-Aktionsplan bis 2010 und darüber hinaus“ sowie durch EU-Leitindikatoren. Der Aktionsplan spezifiziert die oben genannten zehn Hauptziele für die Gemeinschaft sowie die Mitgliedstaatenebene. Im Gegensatz zu der früheren enthält die neue Strategie somit auch Zuweisungen von Zuständigkeiten. Der Schwerpunkt insgesamt liegt auf der Forderung der Umsetzung bereits beschlossener politischer Maßnahmen.

Grundsätzlich sind Jahresberichte als Bewertungs- und Kontrollinstrument vorgesehen, erstmals für das erste Quartal 2008 (Europäische Kommission 2008). Außerdem wurde 2007 ein Biodiversitätsindex als Nachhaltigkeits- und Strukturindikator erstellt, der von der Kommission zusammen mit den Mitgliedstaaten ausgefüllt werden soll, und als Kontrollmechanismus für die Umsetzung der Ziele dient. Informationen über den Stand der Umsetzung der CBD weltweit oder wenigstens in Europa sind bislang kaum verfügbar, da die Information dazu über entsprechende Indikatoren und ein Monitoring erhoben werden müsste, was einer langwierigen internationalen Koordination bedürfte. Die vorliegenden EU-Leitindikatoren wurden im Rahmen des Programms SEBI2010 (Streamlining European 2010 Biodiversity Indicators) in 26 spezifischen Indikatoren konkretisiert, die bis zur Umsetzungsreife entwickelt wurden (EEA 2007b; Europäische Kommission 2006, Annex 2). Das damit vorgeschlagene Indikatorenset ist geeignet, die Wirkungen verschiedener Sektorpolitiken auf die Biodiversität einzuschätzen. Allerdings muss die Finanzierung insbesondere des zugrunde liegenden Monitorings auf allen Ebenen noch gesichert werden. Bisher ist die Umsetzung zu einem großen Teil nur durch den Einsatz der Umweltverbände möglich (EEA 2007b).

395. In seiner Stellungnahme zu den EU-Anstrengungen im Bereich Biodiversität bemängelt der Europäische Wirtschafts- und Sozialausschuss (EWSA), dass „die öffentliche Hand [...] bislang beim Schutz der Biodiversität nicht die Beiträge geleistet [hat], die von ihr hätten erwartet werden können. Sie hat beim Schutz der Biodiversität eigentlich eine Vorbildfunktion einzunehmen, stattdessen tragen Planungsentscheidungen und Förderprogramme häufig dazu bei, die Biodiversität weiter zu gefährden. Hinzu kommt, dass in der Finanzperiode 2007 bis 2013 just in jenen Politikbereichen der EU besonders gespart werden soll, die für die Erhaltung der Biodiversität von besonderer Bedeutung sind“ (EWSA 2006). Die großen europäischen Förderpolitiken wie die Gemeinsame Agrarpolitik (vgl. Kap. 11.4), die Struktur-, Regional- und der Kohäsionsfonds sowie die Infrastrukturpolitik der Trans European Networks (TEN) (vgl. SRU 2005b) unterstützen die Ziele der EU-Biodiversitätsstrategie kaum oder konterkarieren

sie sogar (vgl. SPANGENBERG 2007). Die europäische Biodiversitätsstrategie setzt die CBD ausreichend um und skizziert den dafür bereits vorhandenen rechtlichen Rahmen, vernachlässigt aber in ihrer praktischen Umsetzung die notwendige Integration verschiedener Umweltpolitiken in einer ökosystemaren Betrachtungsweise (vgl. Abschn. 1.2.2).

5.5.2 Die Nationale Biodiversitätsstrategie: Prüfstein für die Umsetzung

396. Mit der im November 2007 verabschiedeten nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt hat die Bundesregierung einen richtungweisenden Schritt zur Verbesserung der normativen Ausgangslage der Naturschutzpolitik getan. Die Bundesregierung hat sich damit zu den Zielen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt und gleichzeitig zu einem integrativen Naturschutzansatz bekannt (BMU 2007b). Naturschutzpolitik kann nun erstmals an konkreten Zielen gemessen werden und auch auf Bundesebene in eine sehr konkrete Zieldiskussion mit anderen Politiken treten. Die Strategie ist in der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie verankert (BMU 2007b, S. 8) sowie auch mit anderen EU-Strategien vernetzt. Sie beschreibt die heutige Ausgangslage, gibt Begründungen für den Schutz der Biodiversität und nennt die notwendig umzusetzenden Themenfelder im Kapitel „Konkrete Visionen“ (Tab. 5-5), die quantifizierte und damit überprüfbare Umweltqualitäts- und Handlungsziele sowie konkrete Zeithorizonte vom jetzigen Zeitpunkt an bis zum Jahr 2050 enthalten. Auch auf die mit dem Schutz der Biodiversität verbundenen Aktionsfelder und Akteure sowie die Vernetzung mit ökonomischen und sozialen Aspekten (Innovation, Beschäftigung, Armutsbekämpfung und Gerechtigkeit) wird eingegangen. Aus den Forderungen des Millennium Assessments in Deutschland (vgl. BECK et al. 2006) werden Konsequenzen gezogen, es werden Leuchtturmprojekte herausgestellt sowie ein Monitoringkonzept entworfen. Mit der nationalen Biodiversitätsstrategie werden der Schutz und die nachhaltige Nutzung der Biodiversität zum ersten Mal in ihren Zielen überprüfbar und in Bezug auf die Verantwortlichkeiten nachvollziehbar gemacht. In der nun folgenden Umsetzungsphase, die sich zunächst darauf konzentriert, die Strategie in den Ländern bekannt zu machen sowie umsetzungsrelevante Akteure anzusprechen, sollten die in den Aktionsfeldern aufgeführten rund 430 Maßnahmen in einem nächsten Schritt mit rechtlichen Konsequenzen auch in anderen Rechtsbereichen sowie dem notwendigen Personal- und Finanzierungsbedarf hinterlegt werden. Der mit Finanzen und Personal im Vergleich zu anderen Umweltpolitiken besonders schwach ausgestattete Naturschutz (s. SRU 2007b) kann die Umsetzung der Strategie mit den derzeitigen Kapazitäten absehbar nicht bewältigen.

Die nationale Strategie spiegelt die in der globalen und europäischen Strategie genannten Forderungen bezüglich der Ziele wider und konkretisiert diese so, dass sie als

Orientierung für den Naturschutz auf Bundesebene nutzbar sind, darüber hinaus aber auch eine Argumentationshilfe für den Naturschutz vor Ort darstellen können. In der endgültigen Fassung fehlen aber unter anderem konkrete Aussagen zum Bodenschutz (z. B. bezüglich standortspezifischer Humusgehalte), zu Siedlung und Verkehr, insbesondere zur Flächeninanspruchnahme, sowie zur Landwirtschaft (z. B. Reduktion des Pflanzenschutzmitteleinsatzes, Gewährleistung einer mindestens dreigliedrigen Fruchtfolge). Parallel dazu wird gegenüber dem Vorentwurf bei der Darstellung der Aktionsfelder (in Kap. C der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt) auf die Forderung verzichtet, die ökologische Neuausrichtung der Agrarpolitik durch eine deutliche Absenkung der Direktzahlungen und eine massive Umschichtung in die 2. Säule zu unterstützen. Vorschläge für weiter gehende Vorschriften im Rahmen von Cross Compliance wurden gestrichen.

Tabelle 5-5

Themenfelder der konkreten Visionen der nationalen Biodiversitätsstrategie

Schutz der biologischen Vielfalt	
Biodiversität	Biodiversität insgesamt Artenvielfalt Vielfalt der Lebensräume Genetische Vielfalt von wildlebenden und domestizierten Arten
Lebensräume	Wälder Küsten und Meere Seen, Weiher, Teiche und Tümpel Flüsse und Auen Moore Gebirge Grundwasserökosysteme
Landschaften	Wildnisgebiete Kulturlandschaften Urbane Landschaften
Nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt – Naturverträgliches Wirtschaften – Vorbildfunktion des Staates – Auswirkungen deutscher Aktivitäten auf die biologische Vielfalt weltweit – Landwirtschaft – Bodennutzung – Rohstoffabbau und Energiegewinnung – Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr – Mobilität – Naturnahe Erholung und Tourismus	
Umwelteinflüsse auf die biologische Vielfalt – Flächendeckende diffuse Stoffeinträge – Klimawandel	
Genetische Ressourcen – Zugang zu genetischen Ressourcen und gerechter Vorteilsausgleich – Erhaltung und nachhaltige Nutzung genetischer Ressourcen (in situ, ex situ, on farm)	
Gesellschaftliches Bewusstsein	
Quelle: BMU 2007b	

397. Die in den Kapiteln 5-2 und 5.3 genannten treibenden Kräfte des Verlustes der biologischen Vielfalt (Klimawandel, Land- und Forstwirtschaft, Flächeninanspruchnahme/Siedlungsentwicklung) werden in der Strategie konkret angesprochen. Jedoch sind die diesbezüglichen Ziele sehr vorsichtig formuliert, zum Teil wird ausschließlich auf die Nachhaltigkeitsstrategie verwiesen (ökologischer Landbau, Flächeninanspruchnahme). Der SRU begrüßt die geplante Erarbeitung einer Strategie für die Erhöhung der Agrobiodiversität bis 2010 und deren Etablierung bis 2015 (BMU 2007b, S. 48) sowie die Erarbeitung eines Konzeptes „Stadt der kurzen Wege“ bis 2010 und dessen Umsetzung bis 2020 (ebd., S. 51). Problematisch ist dagegen, dass die abnehmenden personellen und finanziellen Handlungskapazitäten des Naturschutzes bezüglich Biotopverbund und Schutzgebietsnetzen nur gestreift werden (ebd., S. 63-64) und die Forderung nach einem eigenen Finanzierungsinstrument für NATURA 2000 fehlt. Die fast zeitgleich veröffentlichte Strategie des BMELV „Agrobiodiversität erhalten, Potentiale der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft erschließen und nachhaltig nutzen“ (BMELV 2007a) ist im Grundsatz zu begrüßen, da hiermit ein für den Erhalt der Biodiversität relevanter Anteil der Landnutzer angesprochen wird. Jedoch fehlen in der Strategie eine konkrete Anknüpfung an die nationale Strategie zur biologischen Vielfalt der Bundesregierung, eine kritische Beleuchtung der Ursachen der durch Land- und Forstwirtschaft ausgelösten Verluste der biologischen Vielfalt und daraus abgeleitete konkrete Ziele und Maßnahmen der zukünftigen Landbewirtschaftung.

398. Die Bundesregierung plant zukünftig, einmal in jeder Legislaturperiode einen Bericht über die Erreichung der Ziele und die Realisierung der Maßnahmen in den Aktionsfeldern vorzulegen. Ein Indikatorenset gemäß DPSIR-Ansatz (DPSIR – Driving forces, Pressure, State, Impact, Response) mit 19 Indikatoren (BMU 2007b, Kap. H) wird regelmäßig aktualisiert und ist Bestandteil des Rechenschaftsberichts. Besonders für Aussagen über den Zustand und die Qualität von Biodiversität (State-Indikatoren) fehlen jedoch noch Indikatoren. Lediglich der Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt (Bestände von 59 Vogelarten in sechs Hauptlebensraumtypen) ist verfügbar (Bewertung und Vorschläge zum Ausbau dieses Indikators in SRU 2004b, Abschn. 3.1.3.5). Aussagen zum Erhaltungszustand der FFH-Lebensraumtypen und -arten sind für 2008 geplant. Überwiegend werden sogenannte Pressure- und Response-Indikatoren dargestellt. Die Indikatoren der CBD und der EU-Biodiversitätsstrategie wurden dabei noch nicht vollständig berücksichtigt. Deshalb sollten insbesondere zusätzliche State-Indikatoren in Zukunft das ressortabgestimmte Indikatorenset ergänzen.

399. Als Teil der Umsetzung der Globalen Strategie zur Erhaltung der Pflanzen (GSPC) wurde die Europäische Strategie zur Erhaltung der Pflanzen (European Plant Conservation Strategy – EPCS) entwickelt (Planta Europa 2002). Diese Strategie

arbeitet mit dem methodischen Konzept der *Important Plant Areas* (IPA). Diese stellen keine neue Schutzkategorie dar, sondern dienen dazu, Prioritäten und Mindestanforderungen festzulegen oder die konkret vorliegenden Schutzgebietskonzepte zu beurteilen (BERG et al. 2008; ANDERSON 2002). Die Umsetzung der globalen und der europäischen Strategien ist als Forderung in der nationalen Biodiversitätsstrategie enthalten. Im Vergleich mit der nationalen Biodiversitätsstrategie enthält die Europäische Strategie zur Erhaltung der Pflanzen jedoch zum Teil konkretere Zielvorgaben (z. B. Teilziel 6, vgl. Tab. 5-3). In einem FuE-Vorhaben (FuE – Forschung und Entwicklung) des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) wird derzeit überprüft, ob die Ziele zur Erhaltung der Pflanzen in Deutschland erreicht werden (von den DRIESCH und LÖHNE 2007; von den DRIESCH et al. 2008). Deutschland erfüllt durch die bereits vorhandenen Florenwerke und Artenlisten und die Bearbeitung der Roten Listen von Pflanzenarten bestimmte Forderungen der Strategien (Ziele 1 und 2, Tab. 5-3) bereits heute. Großer Handlungsbedarf besteht jedoch darin, zu überprüfen, ob bestehende Schutzmaßnahmen wirksam sind (Ziele 5 und 7) und darin, zusätzliche Handlungskapazitäten im Naturschutz zu schaffen (Ziel 15). Neben der Überprüfung der Wirksamkeit der Artenschutzprogramme sollte auch ihre Koordination in Deutschland ein prioritäres Ziel sein. Zum Beispiel fehlt für den Schutz der Buchenwälder, für den Deutschland eine internationale Verantwortung trägt, eine abgestimmte und koordinierte Gesamtstrategie auf nationaler Ebene (SCHERFOSE et al. 2007). Grundvoraussetzung hierfür ist die Vernetzung und Zusammenarbeit der Akteure aus allen Bundesländern. Diese muss ohnehin im Rahmen der Umsetzung der Biodiversitätsstrategie durch die Länder vorangebracht werden. Von der Erfüllung der genannten Forderungen hängt ab, ob Deutschland seiner Verantwortung für den internationalen Florenschutz gerecht werden kann (KNAPP et al. 2007; LUDWIG und SCHNITTLER 2007).

Insgesamt setzt die deutsche Biodiversitätsstrategie die europäischen Vorgaben und die CBD-Anforderungen konzeptionell überwiegend sehr gut um, mit Einschränkungen bezüglich der Europäischen Strategie zur Erhaltung der Pflanzen. Sie wird einem querschnittsorientierten Ansatz gerecht, indem sie sich auf andere Politikbereiche bezieht. Den breiten Ansatz einer alle Naturgüter und -funktionen in einem ökosystemaren Ansatz integrierenden Naturschutzstrategie (SRU 2002a) wird sie überwiegend gerecht. Es sollte jedoch einer Einengung des Naturschutzes auf die Erhaltung der biologischen Vielfalt entgegengewirkt und die Breite der Aufgaben, die die Funktionsfähigkeit des gesamten Naturhaushaltes und der landschaftlichen Schönheit umfasst, betont werden. Die wichtigste Herausforderung für die Biodiversitätsstrategie wird in ihrer Umsetzung liegen. Diese soll zeitgleich auf Bundesebene durch abgestimmte Sektorstrategien, die Berücksichtigung der Ziele bei der Gesetzgebung und Finanzierung in Bundeskompetenz (Nationales Naturerbe,

gesamtstaatlich repräsentative Gebiete, Umgestaltung der GAK (Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“) nach der Föderalismusreform) sowie auf Länderebene im Rahmen der konkreten Umsetzung einsetzen (zu den Umsetzungsbedingungen s. KÜCHLER-KRISCHUN und BRENDLE 2008).

Strategische Umsetzung durch die Länder

400. Nach der Föderalismusreform liegt zwar die Gesetzgebungskompetenz für das Naturschutz- und Wasserrecht sowie das Wald- und Jagdgesetz beim Bund, die Zuständigkeit für den Vollzug verbleibt aber bei den Ländern. Das BMU bereitet den Umsetzungsprozess mit sieben regionalen Foren im Jahr 2008 vor, auf welchen die nationale Biodiversitätsstrategie in den verschiedenen Regionen Deutschlands bekannt gemacht und die regionalen Akteure für die Umsetzung der Strategie motiviert werden sollen. Die notwendigen flächenspezifischen, zeitlich konkretisierten und hierarchischen Zielkonzepte auf Länderebene (SRU 2002a; vgl. RECK et al. 1996), die an die Biodiversitätsstrategie auf Bundesebene anknüpfen würden, liegen bisher nur von wenigen Ländern vor (z. B. für Baden-Württemberg vgl. RECK et al. 1996; für Nordrhein-Westfalen LÖBF NRW 2004; für Niederbayern und Oberfranken RAAB und ZAHLHEIMER 2005). Der Schwerpunkt der Maßnahmen der Länder im Naturschutz liegt derzeit bei der Implementierung der NATURA 2000-Gebiete und des Biotopverbundes (Kap. 5.6).

5.5.3 Zusammenfassung und Empfehlungen

401. Die nationale Biodiversitätsstrategie setzt die internationalen und europäischen Strategien vollständig um und stellt damit einen entscheidenden Schritt in Richtung auf eine wirksame Erhaltung der Biodiversität in Deutschland dar. Die Strategie ist weitgehend mit anderen Strategien verknüpft und insbesondere im Bereich der Vorgaben von konkreten Qualitäts- und Handlungszielen wegweisend. Diese greifen die drängenden Probleme auf, reagieren darauf aber teilweise mit zu vorsichtigen Zielen. Für die konkrete Umsetzung in Bezug auf die Integration in die Sektorpolitiken Landwirtschaft, Bau und Verkehr und in Bezug auf die Länder fehlen Anknüpfungspunkte. Der Querschnittscharakter einer Biodiversitätsstrategie verlangt eine enge und kontinuierliche Abstimmung zwischen den Ressorts sowie zwischen Bund, Ländern und Kommunen. Ebenso ist die Ziel- und Instrumentenkongruenz mit den Sektorpolitiken der Verursacher von Belastungen der Natur zu berücksichtigen. Erst in diesem Lichte erweist sich, ob tatsächlich eine Politikintegration im Sinne eines umweltmedienübergreifenden Naturschutzes angestrebt wird bzw. gelingen kann. Die Wirkung der Biodiversitätsstrategie wird also im Wesentlichen davon abhängen, wie konkret ihre Ziele in Sektorstrategien anderer Politikbereiche, in die Gesetzgebung des

Bundes sowie die Umsetzungsbemühungen auf Landesebene eingehen. Wichtig ist eine kontinuierliche Überprüfung der Zielerreichung durch eine Umweltbeobachtung nach bundeseinheitlichen Kriterien, die mit dem internationalen Monitoring kompatibel ist. Ferner sind über einzelne Bundesländer hinausschauende Gesamtkonzepte insbesondere für den Arten- und Biotopschutz, die Auenentwicklung, das integrierte Flussgebietsmanagement (vgl. Kap. 7.4) und die Entwicklung von Bodenfunktionen zum Beispiel für den Klimaschutz wünschenswert.

402. Die Länder haben auch nach der Föderalismusreform den überwiegenden Anteil der Kompetenzen und Zuständigkeiten für die Umsetzung des Naturschutzes behalten. Gleichzeitig haben viele Länder ihre personellen und finanziellen Kapazitäten für den Naturschutz gravierend abgebaut. Es ist zu erwarten, dass sich die Schere zwischen den Erwartungen der EU-Ebene sowie dem nationalen Handlungsbedarf und der tatsächlichen Umsetzung durch die Bundesländer weiter öffnen wird.

403. Für eine gelungene Umsetzung der nationalen Biodiversitätsstrategie und des damit verbundenen Ziels einer dauerhaft umweltgerechten Landnutzung empfiehlt der SRU den Ländern und der Bundesregierung folgende Schritte:

- Die nationale Biodiversitätsstrategie sollte durch entsprechende raumkonkrete Strategien (in den Landschaftsprogrammen) der Länder unterlegt werden.
- Die Länder sollten jeweils eine Umsetzungs- und Informationsstelle, in der Naturschutz und Landschaftspflege, Gewässer- und Forstverwaltungen sowie die Landwirtschaftsverwaltungen vertreten sind, einrichten für die Themen:
  - Detailplanung,
  - Leitung und Koordination,
  - Erfolgskontrolle,
  - Berichterstattung,
  - Information und Beratung von Behörden, Verbänden und Bürgern.
- Die globale Strategie zur Erhaltung der Pflanzen (GSPC) als eine konkrete Umsetzungsstrategie der CBD ermöglicht ein Überprüfen der Biodiversitätsstrategie im Bereich Schutz und Erhaltung der Pflanzen und sollte deshalb als Prüfstein in Deutschland genutzt werden. Notwendig für diesen Prozess ist eine effektive Koordination der verschiedenen Akteure des botanischen Artenschutzes in einem Informationsnetzwerk.
  - Insbesondere Ziel 6 der GSPC (Bewirtschaftung von mindestens 30 % aller Produktionsflächen im Einklang mit der Erhaltung der Pflanzenvielfalt) ist von zentraler Bedeutung für die Erhaltung der Biodiversität.

  - Weiterhin muss Deutschland Ziel 5 (Gewährleistung des Schutzes von 50 % der für die Pflanzenvielfalt wichtigsten Gebiete) und 7 (In-situ-Erhaltung von 60 % der weltweit gefährdeten Arten) der GSPC erfüllen und damit seiner Verantwortung für Arten mit besonderer Gefährdung nachkommen.
- In Bezug auf das Monitoring sollte Deutschland den Anschluss an das Indikatorensystem der CBD und der EU-Biodiversitätsstrategie berücksichtigen. Für Aussagen über den Zustand und die Qualität von Biodiversität fehlen noch Indikatoren, die ergänzt werden sollten.
- Die Strategie sollte in der Zukunft durch eine starke Öffentlichkeitsarbeit unterstützt und mit konkreten Finanzierungsvorschlägen unterlegt werden.

Strategische Bausteine für den Meeresschutz sowie zu invasiven gebietsfremden Arten fehlen und sollten ergänzt werden. Die in der Strategie erwähnte nationale Meeresstrategie ist noch in Vorbereitung.

5.6 Aktivitäten der Bundesländer: NATURA 2000 und Biotopverbund

404. Die Bewältigung der ungelösten Probleme des Naturschutzes erfordert ein differenziertes Vorgehen, das einen flächendeckenden Mindestschutz, einen Vorrang des Naturschutzes in prioritären, zum Teil großflächigen Gebieten und einen Biotopverbund auf verschiedenen Skalenebenen (vgl. POIANI et al. 2000) anstrebt. Im Widerspruch dazu ist zu beobachten, dass die Bundesländer im praktischen Naturschutz ihre – in Relation zu den Aufgaben zum Teil höchst unzureichenden – finanziellen und personellen Kapazitäten (SRU 2007b) auf die Meldung und die Sicherung der NATURA 2000-Gebiete konzentrieren. Für wichtige strategisch-konzeptionelle Arbeiten, Information von Bürgern und Entscheidungsträgern sowie die Umsetzung von flächendeckenden Mindestzielen verblieben so gut wie keine Kapazitäten mehr (SRU 2006). Darüber hinaus verstetigen sich die Bestrebungen der Länder, das europäische Naturschutzrecht im Sinne einer stärkeren Berücksichtigung wirtschaftlicher Belange abzuschwächen (vgl. Entschließung des Bundesrates „Das europäische Naturschutzrecht evaluieren und zukunftsfähig ausgestalten“, Bundesrat 2007a).

5.6.1 Umsetzung des Schutzgebietsystems NATURA 2000

405. Das wichtigste Instrument der EU zur Erhaltung der biologischen Vielfalt ist das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000 nach der FFH-RL von 1992 und der bereits seit 1979 geltenden EU-Vogelschutz-RL. Die langfristige positive Wirkung der Vogelschutz-RL für die Erhaltung bzw. positive Bestandsentwicklung vieler

Vogelarten wurde jüngst durch umfangreiche Untersuchungen belegt (DONALD et al. 2007).

Mit Stand vom Juni 2007 waren in der EU-27 21 474 FFH-Gebiete (= 626 870 km^2) gemeldet, dieses entspricht 12,8 % der terrestrischen Fläche. Darin enthalten sind 1 265 marine Gebiete (= 79 759 km^2). Die 4 830 gemeldeten Vogelschutzgebiete (= 486 571 km^2) entsprachen 10 % der terrestrischen Fläche der EU-27 inklusive 491 marine Gebiete (= 56 956 km^2)(Europäische Kommission 2007). Offiziell umfasst das Netz NATURA 2000 rund 20 % der EU-27-Fläche.

406. Das deutsche Netz von FFH-Gebieten ist von der Europäischen Kommission als vollständig anerkannt worden. Deutschland hat zurzeit 33 130 km^2 (9,3 %) seiner terrestrischen Flächen und 20 164 km^2 seiner marinen Fläche als FFH-Gebiete gemeldet sowie 33 617 km^2 (9,4 %) bzw. 16 847 km^2 als Vogelschutzgebiete (Tab. 5-7, 5-8)(BfN 2008). Dadurch sind insgesamt rund 14 % der terrestrischen Flächen und circa 41 % der marinen Fläche für das Netz NATURA 2000 gemeldet (BfN 2008). Wie diese Zahlen zeigen, kommt es zu umfangreichen Flächenüberlagerungen von FFH- und Vogelschutzgebieten (s. Tab. 5-6).

Tabelle 5-6

Verhältnis von FFH- und Vogelschutzgebieten zu Großschutz- und Naturschutzgebieten (Stand Februar bzw. Juli 2005)

	Anzahl Gebiete	Flächensumme	Anteil an FFH-Gebieten	Anteil an Vogelschutz-gebieten	Anteil an deutscher Landfläche
FFH-Gebiete	4 596	5 312 334 ha	100,0 %	60,7 %	9,3 %
Vogelschutzgebiete	539	4 662 587 ha	52,9 %	100,0 %	8,4 %
Naturschutzgebiete	7 278	1 160 199 ha	17,7 %	14,4 %	ca. 2,9 %
Nationalparke	15	968 068 ha	16,6 %	19,3 %	ca. 0,6 %
Biosphärenreservate	14	1 572 185 ha	15,4 %	21,0 %	ca. 3,0 %
Naturparke	87	8 044 051 ha	18,0 %	10,8 %	ca. 22,5 %

Quelle: RATHS et al. 2006

Tabelle 5-7

Übersicht über die FFH-Gebietsmeldungen gemäß Art. 4 Abs. 1 der FFH-Richtlinie (Stand: 25. Januar 2007)

Bundesland	FFH-Gebietsmeldungen			
	Anzahl der Gebiete	terr. Fläche [ha]	marine Fläche [ha] [2]	terr. Meldeanteil [%] [1]
Baden-Württemberg	260	414 009	12 201 3	11,6
Bayern	674	645 420		9,2
Berlin	15	5 470		6,1
Brandenburg	620	333 106		11,3
Bremen	15	3 365	860 [3]	8,3
Hamburg	16	5 669	13 742 [3]	7,5
Hessen	585	209 020		9,9
Mecklenburg-Vorpommern	230	287 306	181 546 [3]	12,4
Niedersachsen	385	326 323	284 070 [4]	6,9
Nordrhein-Westfalen	518	184 606		5,4
Rheinland-Pfalz	120	249 226		12,6
Saarland	118	26 325		10,3
Sachsen	270	168 661		9,2
Sachsen-Anhalt	265	179 525		8,8
Schleswig-Holstein	271	113 608	580 006 [4]	7,2
Thüringen	247	161 427		10,0
AWZ	8		943 986	28,6
Deutschland	**4 617**	**3 313 066**	**2 016 411**	**9,3**

Die Angaben in der Tabelle beruhen auf den offiziell übermittelten digitalen Daten der Bundesländer bis auf die Daten von Bremen, Hamburg und Schleswig-Holstein, welche den Mitteilungsschreiben dieser Länder entnommen wurden.

[1] bezogen auf die Landfläche des jeweiligen Bundeslandes gemäß Statistischem Jahrbuch (2003) bzw. auf die ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ)
[2] inkl. Bodensee
[3] Bodensee-, Watt-, Bodden- und Meeresflächen nach Angaben des jeweiligen Bundeslandes
[4] Watt-, Wasser- und Meeresflächen nach Berechnungen des BfN

Quelle: BfN 2008

Tabelle 5-8

Übersicht über die Vogelschutzgebietsmeldungen (Special Protection Area – SPA) gemäß Art. 4 der Vogelschutzrichtlinie (Stand: 3. Mai 2007)

Bundesland	Vogelschutzgebiete			
	Anzahl der Gebiete	terr. Fläche [ha]	marine Fläche [ha] [2]	terr. Meldeanteil [%] [1]
Baden-Württemberg	73	174 495	5 624[3]	4,9
Bayern	83	545 179		7,7
Berlin	5	4 979		5,6
Brandenburg	27	648 431		22,0
Bremen	8	7 120		17,6
Hamburg	7	2 265	12 015[3]	3,0
Hessen	60	311 097		14,7
Mecklenburg-Vorpommern	16	290 602	157 386[3]	12,5
Niedersachsen	61	288 776	246 796[4]	6,1
Nordrhein-Westfalen	25	153 191		4,5
Rheinland-Pfalz	51	165 660		8,4
Saarland	41	23 680		9,2
Sachsen	77	248 965		13,5
Sachsen-Anhalt	32	170 612		8,4
Schleswig-Holstein	46	95 831	748 419[4]	6,1
Thüringen	44	230 824		14,3
AWZ	2		514 499	15,6
Deutschland	**658**	**3 361 707**	**1 684 739**	**9,4**

Die Angaben in der Tabelle beruhen auf den offiziell übermittelten digitalen Daten der Bundesländer.

[1] Meldeanteil bezogen auf die Landfläche des jeweiligen Bundeslandes gemäß Statistischem Jahrbuch (2003) bzw. auf die ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ)

[2] inkl. Bodensee

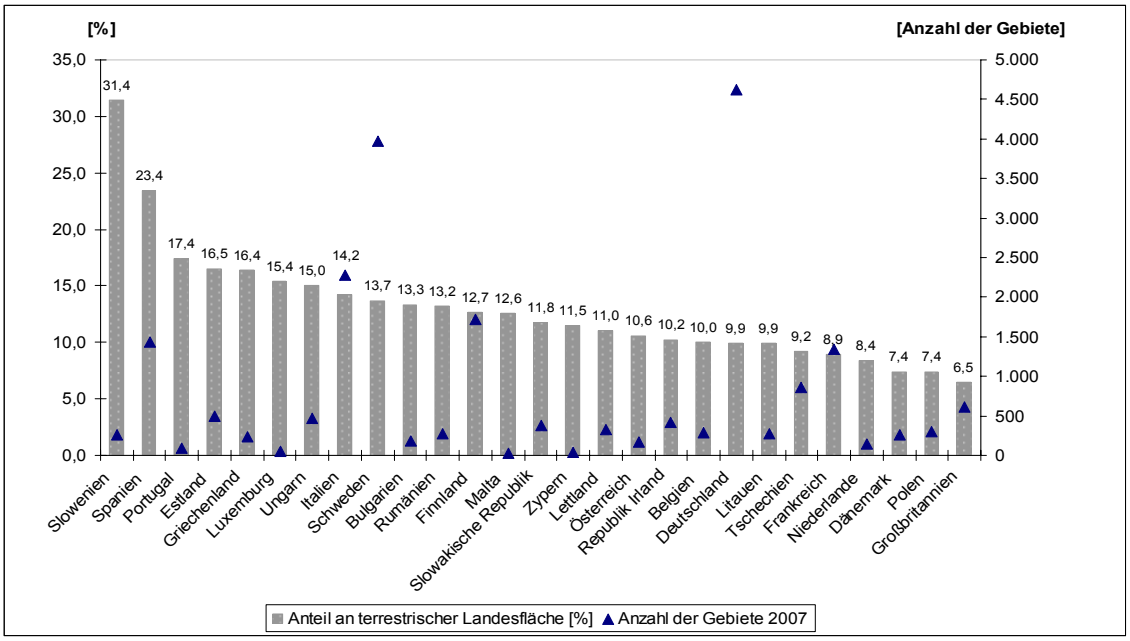
[3] Bodensee-, Watt-, Bodden- und Meeresflächen nach Angaben des jeweiligen Bundeslandes

[4] Watt-, Wasser- und Meeresflächen nach Berechnungen des BfN

Quelle: BfN 2008

Abbildung 5-3

Meldungen von FFH-Gebieten in der EU-27 (Stand: 2007): Anteil an der terrestrischen Landesfläche und Anzahl der Gebiete



Quelle: Schriftliche Mitteilung des BfN, 19. März 2008

407. Im Vergleich zu anderen europäischen Staaten hat Deutschland zwar die höchste Zahl an FFH-Gebieten, jedoch sind die durchschnittlichen Gebietsgrößen eher klein (s. Abb. 5-3); circa zwei Drittel aller Gebiete weisen Größen von weniger als 500 ha auf (RATHS et al. 2006), rund 40 % sind sogar kleiner als 100 ha. Nur in Tschechien und Malta ist die durchschnittliche Gebietsgröße noch geringer (schriftliche Mitteilung des BfN, 19. März 2008). Je kleiner jedoch die Fläche ist, die einer Population zur Verfügung steht, desto größer ist die Wahrscheinlichkeit von (lokalen) Aussterbeprozessen bei Extremereignissen wie zum Beispiel lokalen Folgen des Klimawandels. Je größer die Schutzfläche hingegen ist, umso mehr Arten enthält sie bzw. umso höher ist die Wahrscheinlichkeit, dass eine bestimmte Art dort überlebt (grundlegend MacARTHUR und WILSON 1967; PIMM 2002). Deshalb ist der Schutz von großen Flächen eine wichtige Voraussetzung für die Erhaltung der Biodiversität. „Großflächiger“ Schutz ist dabei sowohl für die Schutzgebiete als auch die Integration des Naturschutzes in die Wirtschaftsflächen und auch den Verbund relevanter Naturschutzflächen untereinander zu fordern. Ein Hauptaugenmerk der für den Naturschutz verantwortlichen Länder sollte daher auf dem Erhalt und Ausbau im Sinne der Vergrößerung von NATURA 2000 und auch anderer Schutzgebiete (NSG, LSG) liegen sowie auf einer Stärkung ihrer Kohärenz. Diese Forderung nach arten- und lebensraumspezifisch ausreichenden Größen der Schutzgebiete wurde in die nationale Strategie zur biologischen Vielfalt aufgenommen (BMU 2007b, S. 27, 41).

408. In Bezug auf den Anteil der gemeldeten terrestrischen Fläche an FFH-Gebieten steht Deutschland an 21. Stelle der EU-27 vor Tschechien, den Niederlanden, Frankreich, Dänemark, dem Vereinigten Königreich und Polen (in abnehmender Reihenfolge). Den größten terrestrischen Anteil gemeldet haben Slowenien, Spanien, Estland, Portugal und Griechenland. Dagegen ist positiv hervorzuheben, dass Deutschland in der Reihe der 22 EU-Staaten mit Verantwortung für marine Gebiete in Bezug auf die Größe der gemeldeten Fläche an der Spitze steht, gefolgt von dem Vereinigten Königreich, Dänemark und Griechenland. Das positive Abschneiden Deutschlands ist auch auf die großen gemeldeten Gebietsanteile der ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ), für die der Bund direkt zuständig ist, zurückzuführen. Die größten FFH- und Vogelschutzgebiete liegen in Deutschland im marinen Bereich (Tab. 5-9).

Ein ähnliches Bild zeigt die Auswertung der Flächenanteile der gemeldeten Vogelschutzgebiete. In Bezug auf den Anteil der gemeldeten terrestrischen Fläche an Vogelschutzgebieten steht Deutschland an 15. Stelle der EU-27. Schlusslichter bilden das Vereinigte Königreich, Malta, Luxemburg und Irland (in abnehmender Reihenfolge). Den größten terrestrischen Anteil haben die Slowakei, Slowenien, Spanien und Ungarn gemeldet. In der Reihe der 22 EU-Staaten mit marinen Gebieten steht Deutschland in Bezug auf die Größe der gemeldeten Fläche an der Spitze gefolgt von Dänemark, Polen und Estland.

Tabelle 5-9

Die größten FFH- und Vogelschutzgebiete (über 100 000 ha) in Deutschland

	Name des Gebiets	Flächensumme	Bundesland bzw. AWZ
Atlantische Region			
FFH-Gebiete	Sylter Außenriff	531 428 ha	AWZ
	Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete	452 455 ha	Schleswig-Holstein
	Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer	276 956 ha	Niedersachsen
	Doggerbank	169 895 ha	AWZ
Vogelschutzgebiete	Ramsar-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete	463 905 ha	Schleswig-Holstein
	Östliche deutsche Bucht	313 513 ha	AWZ
	Niedersächsisches Wattenmeer	259 892 ha	Niedersachsen
	Seevogelschutzgebiet Helgoland	161 333 ha	Schleswig-Holstein
Kontinentalen Region			
FFH-Gebiete	Pommersche Bucht mit Oderbank	110 173 ha	AWZ
Vogelschutzgebiete	Pommersche Bucht	200 986 ha	AWZ

SRU/UG 2008/Tab. 5-9; Datenquelle: RATHS et al. 2006

5.6.1.1 Verteilung der FFH- und Vogelschutzgebiete in den Ländern

409. Rund 80 % der Fläche der bereits existierenden Naturschutzgebiete liegen innerhalb der gemeldeten FFH-Flächen. Doch waren nur 18 % der FFH-Gebiete im Jahr 2003 als Naturschutzgebiete ausgewiesen (RATHS et al. 2006; vgl. Tab. 5-9). Die Vogelschutzgebiete waren im Jahr 2003 bereits zu 58 % als Naturschutzgebiete gesichert (RATHS et al. 2006).

Der Hauptanteil der terrestrischen NATURA 2000-Gebiete besteht aus Waldflächen (51,3 % oder 1 638 631 ha: Laub- und Mischwälder (33,1 %), Nadelwaldnutzung (18,2 %)) gefolgt von Acker- (21,4 %) und Grünlandnutzung (17,8 %) (Tab. 5-10, Stand 2005; RATHS et al. 2006). Zwar trägt Deutschland in Europa eine besondere Verantwortung für die Erhaltung der Laubwälder und insbesondere der Buchenwälder, denn Deutschland hat mit 26 % einen wesentlichen Anteil am Gesamtareal der Rotbuchenwälder und liegt in dessen Zentrum (BOHN und GOLLUP 2007). Naturnahe Buchenwälder sind jedoch nur noch auf 5 % der Landesfläche anzutreffen, obwohl mindesten 67 % potenzielles Buchenwaldareal darstellen. Die Gesamtfläche der Buchenwälder in den NATURA 2000-Gebieten beträgt aber nur 1,6 % der Fläche Deutschlands (= 583 036 ha) (SCHERFOSE et al. 2007). Alle größeren gemeldeten Buchenwälder liegen in den deutschen Mittelgebirgen, in Süddeutschland oder in den Randalpen, während in den südwest- bzw. süddeutschen Mittelgebirgen (z. B. Pfälzerwald, Schwarzwald, Spessart, Steigerwald) große Lücken klaffen.

Deutschlandweit wurden 99 der circa 900 Arten des Anhangs II der FFH-RL gemeldet; die häufigsten sind in abnehmender Reihenfolge: Kammmolch, Großes Mausohr, Fischotter, Mühlkoppe, Wiesenknopf-Ameisenbläuling, Bechsteinfledermaus, Bachneunauge, Gelbbauchunke, Biber, und Hirschkäfer (RATHS et al. 2006).

Tabelle 5-10

Übersicht über die aktuelle Flächennutzung in den NATURA 2000-Gebieten (Auswertung Corine Landcover 2000)

Flächennutzung	FFH-Gebiete	Vogelschutzgebiete	NATURA 2000-Gebiete
Siedlung	0,7 %	0,7 %	0,8 %
Acker und sonstige landwirtschaftliche Kulturen	13,4 %	24,4 %	21,4 %
Grünland	17,5 %	19,1 %	17,8 %
Salzwiesen und Binnensalzstellen	0,4 %	0,5 %	0,3 %
Moore, Heiden und Sümpfe	3,6 %	3,4 %	2,8 %
Binnengewässer	5,0 %	4,4 %	4,1 %
Sandflächen und Dünen an Küste und Binnenland	0,3 %	0,3 %	0,3 %
Vegetationsarme Flächen, Felsen, Gletscher	1,2 %	1,3 %	0,9 %
Laub- und Mischwälder	40,5 %	25,6 %	33,1 %
Nadelwälder	16,7 %	19,9 %	18,2 %
Watt- und Ästuarflächen	0,6 %	0,5 %	0,4 %
Quelle: RATHS et al. 2006			

5.6.1.2 Sicherung des Netzes NATURA 2000

410. Die FFH-RL sieht im Wesentlichen drei Mittel vor, um das europäische Schutzgebietsnetz NATURA 2000 dauerhaft zu sichern: Die Ausweisung von Schutzgebieten, das Verschlechterungsverbot und die Verträglichkeitsprüfung.

Ein Blick auf die Praxis der Schutzgebietsausweisungen in den Bundesländern offenbart ein vielfach inkonsistentes, EG-rechtlich zweifelhaftes Vorgehen, das der Wirksamkeit des Gebietsschutzes abträglich ist und die Formulierung bundesweiter Schutzstandards rechtfertigt. So ist in der jüngsten Vergangenheit ein Großteil der Bundesländer dazu übergegangen, NATURA 2000-Gebiete nicht durch einzelgebietsbezogene Schutzerklärungen, sondern im Interesse einer Beschleunigung der Gebietsausweisungen gemeinsam im Rahmen einer oder mehrerer Rechtsakte auszuweisen. Beispielhaft sei auf die Bayerische Verordnung über die Festlegung von Europäischen Vogelschutzgebieten sowie deren Gebietsbegrenzungen und Erhaltungsziele auf Grundlage des Art. 13b Abs. 1 S. 1 BNatSchG verwiesen, die 83 Schutzgebiete mit einer kurzen Beschreibung ihrer Gebietsgrenzen und ihrer Erhaltungsziele ausweist. Teilweise soll der Aufbau des Schutzregimes dabei sogar sukzessive erfolgen: So benennt die auf Art. 44a Abs. 2 des Landesnaturschutzgesetzes Sachsen-Anhalt gestützte Verordnung über die Errichtung des ökologischen Netzes NATURA 2000 allein die auszuweisenden FFH- bzw.

Vogelschutzgebiete samt der dort zu schützenden Lebensraumtypen bzw. Tier- und Pflanzenarten. Die konkreten Gebietsgrenzen, die spezifischen Schutzziele und/oder Bewirtschaftungsmaßnahmen sollen erst durch spätere Verordnungen festgelegt werden. Das Bestreben, die NATURA 2000-Gebiete zügig unter Schutz zu stellen, ist angesichts der bereits eingetretenen erheblichen Verzögerungen in der Umsetzung grundsätzlich zu begrüßen. Sie dürfen aber nicht zulasten einer naturschutzfachlichen Tauglichkeit der Ausweisungskonzepte und der längerfristigen Rechtssicherheit gehen. Wie die Begründungen zu den oben genannten Verordnungsermächtigungen erkennen lassen, zielt die gewählte Vorgehensweise insbesondere darauf ab, für die Vogelschutzgebiete einen Wechsel vom Regime der Vogelschutz- zur FFH-RL herbeizuführen (Bayerischer Landtag 2005, S. 24 f. zu Nr. 23; Landtag von Sachsen-Anhalt 2005, S. 273 f.). Letztere kommt nach der Übergangsvorschrift des Art. 7 der FFH-RL ebenfalls für Gebiete zur Anwendung, die nach der früher erlassenen Vogelschutz-RL zum Schutzgebiet erklärt worden sind. Der Regimewechsel bewirkt insbesondere, dass an die Stelle der strengen Veränderungssperre der Vogelschutz-RL (Art. 4 Abs. 4) das moderatere Verschlechterungsverbot der FFH-RL tritt (Art. 6 Abs. 3, 4). An die Existenz einer Unterschutzstellung, die diesen Regimewechsel herbeizuführen vermag, knüpft die Rechtsprechung verschiedene Voraussetzungen. Der Europäische Gerichtshof (EuGH) verlangt eine Schutzgebietserklärung im Sinne eines förmlichen, nach außen erkennbaren Aktes (EuGH, Rs. C-374/98, Urteil vom 7. Dezember 2000, Slg. 2000, I-10799, Rz. 53). Diese muss endgültig sein (EuGH, Rs. C-240/00, Slg. 2003, I-2202, Rn. 18 ff.) und automatisch Regelungen zur Anwendung bringen, die einen Schutzstatus des Gebiets in Übereinstimmung mit den europäischen Vorgaben gewährleisten (EuGH, Rs. C-415/01, Urteil vom 27. Februar 2003, Slg. 2003, I-2089, Rz. 26). Auch das Bundesverwaltungsgericht (BVerwG) verlangt in seiner Entscheidung zur Hochmoselquerung eine endgültige, rechtsverbindliche und außenwirksame Erklärung eines Gebietes zum Vogelschutzgebiet (Urteil vom 1. April 2004, Az. 4 C 2.03, BVerwGE 120, 276 ff.). Das Gericht erachtete die rheinland-pfälzische Erklärung des betreffenden Gebietes zum Schutzgebiet durch einen öffentlich bekannt gemachten Ministerratsbeschluss für rechtlich unzureichend, wobei es im konkreten Fall damit bereits an den landesrechtlichen Voraussetzungen für eine verbindliche Unterschutzstellung fehlte. Die konkreten Maßstäbe an die inhaltliche Qualität und Regelungsdichte einer Schutzgebietserklärung bestimmte das BVerwG in der Entscheidung nicht näher. Es verwies aber in Übereinstimmung mit dem Erfordernis eines hinreichenden Schutzstatus im Sinne der Rechtsprechung des EuGH auf die Vorgaben der Schutzgebietserklärung nach den §§ 22 Abs. 2 S. 1 und 33 Abs. 3 BNatSchG.

Vor dem Hintergrund dieser Rechtsprechung kann im Falle der sukzessiven Ausweisung von Schutzgebieten, so wie sie neuerdings in den Ländern zu beobachten ist, von einer Unterschutzstellung jedenfalls dann nicht die Rede sein, wenn die rechtlich verbindliche Festlegung der konkreten Gebietsgrenzen und der für die Durchführung der Verträglichkeitsprüfungen relevanten Erhaltungsziele noch fehlen (Art. 6 Abs. 3, 4 der FFH-RL). Allein eine Erklärung der Gebiete zu NATURA 2000-Schutzgebieten durch die Landesregierung reicht zur Begründung eines hinreichenden Gebietsschutzes nicht aus (so aber KLOOTH und LOUIS 2005, S. 441 f.; dagegen zu Recht THUM 2006b, S. 692 f.). Selbst bei einem vollständigen Abarbeiten der nach Landesrecht vorgesehenen Ausweisungsschritte bleiben Zweifel an der Gewähr eines EG-rechtlich hinreichenden Schutzstatus. So sollen die eingangs erwähnten Verordnungen insbesondere keine Ge- und Verbote für die jeweiligen Schutzgebiete enthalten. Gerade diese konkretisieren jedoch den allgemein Schutzzweck in Form von verbindlichen Verhaltenspflichten gegenüber dem Bürger und bestimmen auf Grundlage der Gegebenheiten des jeweiligen Gebietes den Rahmen für die Verträglichkeit von Eingriffen (GELLERMANN 2005, S. 582).

411. Um das Verschlechterungsverbot nachhaltig umzusetzen, ist eine Sicherung allein durch Vertragsnaturschutz nicht ausreichend, da Verträge zeitlich begrenzt sind, gegenüber Dritten keine Bindungswirkung entfalten und somit keinen dauerhaften Schutz gewährleisten können (Tz. 456). Die Problematik einer selbst bei prioritären Flächen des Naturschutzes allein auf Vertragsnaturschutz setzenden Politik zeigt sich derzeit unter den Bedingungen abnehmender Mittel für Agrarumweltmaßnahmen und steigender Deckungsbeiträge für landwirtschaftliche Nutzungen (vgl. Tz. 1001). In Einzelfällen, zum Beispiel im Falle von Fledermausquartieren, ist aber eine vertragliche Sicherung ein geeignetes Mittel. Die rechtliche Sicherung der NATURA 2000-Gebiete durch die Länder erfolgt derzeit sukzessiv und sehr heterogen. Die Verordnungen sind jedoch zum überwiegenden Anteil noch nicht an die FFH- und Vogelschutz-RL angepasst und enthalten meist noch keine Darstellung der EU-Erhaltungsziele (schriftliche Mitteilung der LANA, 10. Oktober 2007). „Die anwesenden Vertreter der Länder sind der Auffassung, dass es zur Umsetzung der fachrechtlichen Vorgaben im Bereich FFH notwendig ist, den Bewirtschaftern mitzuteilen, dass sich auf ihren Flächen FFH-Lebensraumtypen (FFH-LRT) befinden, die nicht zerstört werden dürfen, gegebenenfalls ergänzt durch Hinweise über Fördermöglichkeiten für die sachgerechte Bewirtschaftung“.

Weiterhin sollten die Länder darauf hinwirken, dass NATURA 2000-Gebiete nicht durch raumplanerische Aktivitäten geschädigt werden (Europäische Kommission 2006, S. 8). Das mit der LANA abgestimmte Gutachten „Fachinformationssystem und Fachkonventionen zur Bestimmung der Erheblichkeit im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsprüfung“ (LAMBRECHT und TRAUTNER 2007) stellt in diesem Sinne

einen wichtigen ersten Schritt dar, um die Erkenntnislücken bei den naturschutzfachlichen Maßstäben für die Bewertung der Erheblichkeit von Eingriffen in FFH-Gebiete zu schließen.

5.6.1.3 Managementpläne

412. Art. 6 der FFH-RL sieht insbesondere die Erstellung von Managementplänen zur langfristigen Erhaltung der FFH-Gebiete vor. In den Bundesländern wird derzeit sehr unterschiedlich mit dieser Verpflichtung umgegangen: Während zum Beispiel in einer Vielzahl von Bundesländern (u. a. Bayern, Baden-Württemberg, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Mecklenburg-Vorpommern) landesweite Vorgaben für die Erstellung von Managementplänen im Interesse eines kohärenten Schutzgebietsnetzes erarbeitet wurden, haben andere Bundesländer (z. B. Rheinland-Pfalz, Saarland) bislang keine derartigen Vorgaben gemacht (Tab. 5-11). Soweit entsprechende Regelungen existieren, werden sie aber teilweise dadurch entwertet, dass sie für die zuständigen Behörden keine Verbindlichkeit erzeugen. Hauptsächlich wird als Umsetzungsinstrument Vertragsnaturschutz genannt, dessen Umsetzung in besonderem Maße von der Mitwirkung des potenziellen Umweltnutzers abhängig und aufgrund der notwendigen Anreize kostenintensiv ist. Über Vertragsnaturschutz allein kann zudem ein langfristiges Naturschutzmanagement nicht gesichert werden (vgl. Tz. 411).

In der AWZ bestehen besondere Schwierigkeiten der Entwicklung von Managementplänen für die NATURA 2000-Gebiete: Aufgrund der bisher nicht ausreichenden Erstreckung des BNatSchG auf die AWZ, der Abgabe der Zuständigkeit der Mitgliedstaaten für die Regulierung der Fischerei an die EU und der Zuständigkeiten internationaler Körperschaften wie der „International Maritime Organization“ (IMO) für die Regulierung der Schifffahrt ist die Aufstellung und vor allem die Umsetzung vollständiger Managementpläne nicht möglich.

Der Finanzbedarf für die Erstellung der Managementpläne ist nicht unbeträchtlich. Er wird zum Beispiel in Baden-Württemberg auf 36 Mio. Euro für die nächsten zehn Jahre geschätzt (Landtag von Baden-Württemberg 2007). Für Deutschland werden Kosten von insgesamt 619 Mio. Euro für die Umsetzung von NATURA 2000 veranschlagt (Investitionskosten, Managementplanung und Verwaltung, laufende Verwaltungsmaßnahmen und Monitoring) (Europäische Kommission 2004, Anhang 8).

Tabelle 5-11

Vergleich der Managementplanung für die NATURA 2000-Gebiete in den Bundesländern

Bundesland	landesweite Vorgaben	Rechts-/Behörden-verbindlichkeit der Planwerke	Umsetzungsinstrumente
Baden-Württemberg	Handbücher (Erlass), Handlungsempfehlungen	behördenverbindlich	Vertragsnaturschutz
Bayern	Erlass, Mustergliederung, Arbeitsanweisung für Waldgebiete	Behördenverbindlichkeit angestrebt	Vertragsnaturschutz, Agrarumweltprogramme; LIFE
Berlin	Mustergliederung für PEP, für MP in Vorbereitung	behördenverbindlich	k. A.
Branden-burg	Entwurf Mustergliederung u. ArcView-basierte Planungsmaske für PEP, Mustergliederung für Bewirtschaftungserlass	PEP: behördenverbindlich, wenn abgestimmt; Bewirtschaftungserlass behördenverbindlich	Vertragsnaturschutz, Agrarumweltprogramme, forstliche Förderrichtlinien, ELER-Programme
Bremen	keine	keine	Vertragsnaturschutz, Kompensationsmaßnahmen
Hamburg	Mustergliederung (basiert auf PEP)	keine	Vertragsnaturschutz
Hessen	Leitfäden und Handbuch	keine	Vertragsnaturschutz, Kompensationsmaß-nahmen, Sponsoring
Mecklenburg-Vorpommern	zwei Erlasse, Handbuch	Erlass (verbindlich für Naturschutzbehörde)	Vertragsnaturschutz
Niedersachsen	Landeswald: Hinweise zu Aufbau, Inhalt und Umsetzung der MP (Erarbeitung), Mustergliederung (2002)	Landeswald: verbindlich für Forstamt im Rahmen der Forsteinrichtung	Landeswald: Eigenmittel Forstverwaltung, teils Drittmittel; weitere Waldflächen und Offenland: Vertragsnaturschutz
Nordrhein-Westfahlen	Wald: Erlass und Arbeitsanleitung; Offenland: Arbeitsanleitung (PEP modular) in Bearbeitung	keine	Vertragsnaturschutz, denkbar: Kompensationsmaß-nahmen, Sponsoring
Rheinland-Pfalz	keine	behördenverbindlich	Vertragsnaturschutz
Saarland	keine	keine	Vertragsnaturschutz
Sachsen	Erlass	behördenverbindlich (durch Erlass)	Vertragsnaturschutz, Kompensationsmaßnahmen
Sachsen-Anhalt	Erlass	keine	Vertragsnaturschutz, Erschwernisausgleich
Schleswig-Holstein	Mustergliederung	keine	k. A.
Thüringen	Rahmenkonzept Wald, Kurzleitfaden Offenland	Rechtsverbindlichkeit: keine; Behördenverbindlichkeit: ja	Vertragsnaturschutz
PEP = Pflege- und Entwicklungspläne, MP = Managementplan, k. A. = keine Angaben			
Quelle: BROSCH et al. 2006, verändert			

413. Im Rahmen des Managements wird derzeit diskutiert, wie mit Dynamik in FFH-Gebieten umgegangen werden soll. Unsicherheiten treten weniger bezüglich der Sukzession auf (z. B. von einer Heide zu saurem Eichenwald). Hier hat der EuGH unmissverständlich klargestellt, dass solche Veränderungen nur in engem Rahmen

akzeptabel sind (EuGH Urteil C-6/04 vom 20. Oktober 2005 gegen das Vereinigte Königreich über „natürliche Verschlechterung“, s. GÖDDE 2006). Der Schutz der Lebensraumtypen wird grundsätzlich höher bewertet als das Zulassen einer natürlichen Entwicklung wie zum Beispiel einer Verbuschung (ebd.). In Zukunft kann aber aufgrund des Klimawandels in einigen Fällen ein „adaptives Management“ von NATURA 2000-Gebieten notwendig werden (KETTUNEN et al. 2007). Um die dafür benötigten Konzepte zu entwickeln, ohne Gefahren für die Biodiversität durch eine zu hohe Flexibilisierung heraufzubeschwören, wäre weiterführende Forschung sowie ein Guideline Paper des Habitat-Ausschusses sinnvoll.

5.6.1.4 Monitoring

414. Der Erhaltungszustand der geschützten Arten und Lebensräume der FFH-RL soll regelmäßig überwacht und über Erhaltungsmaßnahmen, die Bewertung der Auswirkungen dieser Maßnahmen sowie die wichtigsten Ergebnisse der Überwachung berichtet werden (Art. 11, Art. 17 FFH-RL; SRU 2004b, Tz. 168). Der nationale Bericht nach Art. 17 aus dem Jahr 2007 umfasst den Berichtszeitraum 2001 bis 2006. Der vorliegende Monitoringbericht kann als erster Einstieg in die notwendige umfassendere Beobachtung von Natur und Landschaft gewertet werden (Weiteres zur Umweltbeobachtung s. SRU 2004b, Kap. 3.3). Zunächst sind zusätzliche Datenerfassungen der Länder, die auch die Fortschreibung der vielfach veralteten Biotopkartierungen umfassen müssen, notwendig. Da in den NATURA 2000-Gebieten jeweils nur ein Teil der betroffenen Lebensraumtypen und Populationen vorkommt, sollte die Beurteilung des Erhaltungszustandes zudem flächendeckend in der gesamten biogeografischen Region erfolgen (SPERLE 2007). Zurzeit wird im Rahmen eines FuE-Vorhabens des BfN daran gearbeitet, ein nationales Stichprobenverfahren zu etablieren, das eine Sicherheit bzw. Irrtumswahrscheinlichkeit von $p < 0{,}05$ erreichen soll. Für jeden Lebensraumtyp (LRT) und jede Art und pro biogeografischer Region sollen 63 Stichproben gewonnen werden. Mit diesen Stichproben können aber nur Aussagen auf biogeografischer Ebene getroffen werden. Für Aussagen auf Länderebene sind gegebenenfalls weitere Stichproben hinzuzufügen. Das FuE-Vorhaben soll eine Übersicht zu Datenmengen und Kosten erstellen, ein Beschluss ist für 2008 vorgesehen, der Start in der zweiten Jahreshälfte 2008.

5.6.1.5 Bericht nach Artikel 17 FFH-Richtlinie

415. Der nationale FFH-Bericht der Bundesregierung für die Berichtsperiode 2001 bis 2006 (www.bfn.de/0316_bericht2007.html) gibt plakativ auf einer dreistufigen (von der Europäischen Kommission vorgesehenen) „Ampelskala“ über den Erhaltungszustand von Lebensraumtypen und Arten Auskunft. Dabei übermittelt jedes Bundesland je Lebensraumtyp und für alle Arten die Daten nach einem von der LANA

beschlossenen vereinfachten Bewertungsverfahren an das BfN. Das BfN gewichtet die Angaben nach dem Anteil der Länder an den jeweiligen Vorkommen und erstellt einen Bewertungsvorschlag, der mit den Ländern abgestimmt wurde (vgl. BALZER et al. 2008). Berichtet wird lediglich auf Grundlage der biogeografischen Regionen an die EU, Länderangaben sind nicht mehr erkennbar. Der resultierende Bericht enthält also kein umfassendes Monitoring mit transparenten und einfach zugänglichen Umweltinformationen. Allerdings liegen hinter den plakativen veröffentlichten Ergebnissen zum Teil differenziertere Daten. Einige Bundesländer haben ihre differenzierteren Berichte auch selbst veröffentlicht.

Der Bericht der Bundesregierung an die Europäische Kommission bewertet nur für ein Viertel der von der FFH-RL erfassten Arten und Lebensraumtypen den Zustand als günstig, während der überwiegende Teil sich in einem ungünstigen Erhaltungszustand befindet (BMU 2007a). Die Bewertung beurteilt den Zeitraum seit Inkrafttreten der Richtlinie 1994. Der günstigste Erhaltungszustand ergibt sich für Arten und Lebensraumtypen der Alpinen Region (53 % bzw. 60 % im „grünen Bereich“ und nur jeweils 7 % in einem schlechten Erhaltungszustand („rot“)), während die atlantische Region (Teile Niedersachsens, Nordrhein-Westfalens, Schleswig-Holsteins und Sachsen-Anhalts sowie ganz Hamburg und Bremen, entsprechend 20 % der Landfläche Deutschlands) besonders in Bezug auf die Lebensraumtypen die schlechteste Bewertung erhielt (43 % schlechter Erhaltungszustand). Diese Aussagen decken sich mit den Ergebnissen von RIECKEN et al. (2006; vgl. Tz. 333).

5.6.1.6 Integration mit der Wasserrahmenrichtlinie und der Hochwasserschutzrichtlinie

416. Die sinnvolle und notwendige Abstimmung der Ziele des Naturschutzes und insbesondere der Umsetzung von NATURA 2000 mit der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) (WENDLER 2007) erfolgt in den Bundesländern noch keinesfalls in ausreichendem Maße (s. a. Tz. 566, 583-586). Bisher gibt es zwar einen Beschluss der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) und der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung (LANA) das Monitoring abzustimmen. In Brandenburg konnte zum Beispiel die Monitoringliste der WRRL um FFH-Arten ergänzt werden. Die Kosten für das Naturschutzmonitoring werden dabei aus dem Naturschutzhaushalt beglichen, während das Monitoring der WRRL durch die Wasserabgabe finanziert wird (vgl. Abschn. 7.3.1.2). In Bezug auf die Abstimmung von Maßnahmen und die Bündelung von Mitteln der Umsetzung im Rahmen einer integrierten Bewirtschaftungsplanung gibt es jedoch bisher keine zielführenden Umsetzungsbemühungen, obwohl geeignete Vorschläge für die Integration vorliegen (vgl. Tz. 583-586). Ein Integrationsvorschlag für die Umweltziele nach WRRL und die Erhaltungs- und Entwicklungsziele nach FFH-

RL wurde von JESSEL (2006) erarbeitet und nach einem Beschluss von LANA und LAWA den Ländern zur Anwendung empfohlen. Einzelne Konflikte in der Maßnahmenfindung durch unterschiedliche Leitbilder der Richtlinien, die vor Ort in der Zielfindung Probleme bereiten können, erscheinen überwindbar. Es handelt sich in der Regel um Divergenzen zwischen dem Ziel der WRRL, einen guten und möglichst natürlichen Zustand der Gewässer und der direkt von ihnen abhängenden Ökosysteme und Feuchtgebiete im Hinblick auf deren Wasserhaushalt (Art. 1a WRRL) herzustellen, und dem Ansatz der FFH- und Vogelschutz-RL, der auch kulturabhängige Arten und Kulturbiotope einbezieht. Im Falle der Gewässerentwicklung ergeben sich kaum Divergenzen, da auch der Naturschutz in der Regel ein möglichst natürliches Gewässer anstrebt. Ausnahmen aufgrund von Arten mit speziellen Ansprüchen – wie zum Beispiel die Flussperlmuschel –, im Falle einer für schutzwürdige Auenbiotope nachteiligen Grundwasserabsenkung oder für naturschutzfachlich bedeutsame Sekundärlebensräume sollten nach Abwägung mit Priorität für das höher einzustufende Schutzgut entschieden werden. Zu der dabei vorzunehmenden Abwägung (vgl. auch Art. 4 Abs. 2 WRRL), wonach bei Betroffenheit mehrerer Ziele das „weiter reichende Ziel“ gilt, stellt JESSEL (2006) dar, dass bei Vorliegen spezifischer Managementziele im Konfliktfall von einem Vorrang der FFH-Ziele als der spezifischeren Richtlinie auszugehen ist. Dies unterstreicht angesichts der getroffenen Ausführungen zur Managementplanung (vgl. Abschn. 5.6.1.3) und der bislang vielfach nicht hinreichend präzisierten Erhaltungs- und Entwicklungsziele die Notwendigkeit, solche Ziele gerade für die wassergeprägten NATURA 2000-Gebiete vorrangig bzw. rechtzeitig bis zum Vorliegen der Maßnahmenprogramme nach WRRL (deren Erstellung bis 2009 abgeschlossen sein muss) zu erarbeiten.

Wenn in Zukunft die Hochwasserschutzrichtlinie (Hochwasserschutz-RL) der EU ebenfalls gewässer- und auenrelevante Maßnahmen erfordern wird, ist darauf zu achten, dass eine stärkere politische Gewichtung des Hochwasserschutzes aufgrund eines damit verbundenen Eigentumsschutzes in der Praxis nicht zu einem de facto Nachrang der Belange von NATURA 2000 führt. Bei der Umsetzung der Hochwasserschutz-RL der EU (s. Abschn. 7.4.4) in die nationale Gesetzgebung sollte darauf geachtet werden, dass die Ziele der Richtlinie, die darauf beschränkt sind Risiken durch Hochwasser einzudämmen, mit den Zielen des Naturschutzes, die auch erwünschtes Hochwasser umfassen, im Einzelfall in Einklang gebracht werden müssen.

LAWA und LANA haben im Rahmen des „Bund-Länder-Messprogrammes“ (BLMP) ein koordiniertes Vorgehen beim Deutschen Meeresmonitoring zwischen Bund und Ländern beschlossen. Die deutsche Meeresumweltüberwachung wird derzeit im Hinblick auf die Anforderungen der EU mit den Schwerpunkten WRRL und FFH-RL weiterentwickelt.

5.6.1.7 Unterfinanzierung von Maßnahmen durch Kürzung der Mittel der zweiten Säule

417. Die europäische Kommission nennt als eines der Hauptprobleme der Umsetzung von NATURA 2000, dass nur begrenzte Mittel für ein effektives Gebietsmanagement und unterstützende Maßnahmen zur Verfügung stehen (Europäische Kommission 2006, S. 8).

Nachdem ursprünglich ein eigenes Finanzierungsinstrument für das NATURA 2000-Schutzgebietsnetz angedacht war, wurde der Beitrag der EU zur Finanzierung von NATURA 2000 jetzt gemäß der Integrationsstrategie der Kommission über eine Einbindung in die bestehenden Förderinstrumente der EU umgesetzt. Überwiegend soll NATURA 2000 nun aus den Mitteln der gemeinsamen Agrarpolitik mitbezahlt werden. Gleichzeitig wurde in der ELER-VO (Art. 17) festgesetzt, dass aus den Mitteln der zweiten Säule mindestens 25 % in den Schwerpunkt 2 (Verbesserung der Umwelt und der Landwirtschaft) fließen sollen. Diese Mittel können potenziell auch für NATURA 2000 eingesetzt werden. Die Mitgliedstaaten selbst haben allerdings im Rahmen der Finanziellen Vorausschau den entsprechenden entscheidenden Etatposten für die alten EU-Mitgliedstaaten gegenüber den Vorschlägen der Kommission um fast ein Viertel gekürzt, (s. Tz. 976), wodurch die Glaubwürdigkeit der Anstrengungen, den Biodiversitätsverlust bis zum Jahr 2010 zu stoppen, infrage gestellt wurde.

Naturschutzmaßnahmen in den NATURA 2000-Gebieten können in Deutschland durch EU-Finanzierung über die Fonds zur Förderung des ländlichen Raumes (ELER; vgl. Tz. 980) bzw. Strukturfonds kofinanziert sowie durch ausschließliche Landesmittel umgesetzt werden. Im Falle einer Inanspruchnahme der EU-Mittel muss die Förderung in nationalen und regionalen Programmen festgelegt werden, die von den Mitgliedstaaten zu erarbeiten sind. Die Europäische Kommission hat ein Handbuch erarbeiten lassen, um auch Fördermöglichkeiten ausschöpfen zu können, die nicht auf Anhieb erkennbar sind (MILLER und KETTUNEN 2006). Rechtlich gibt es jeweils nur ein „Fondsverwaltendes Ministerium“ in den Bundesländern, welches unter dem von der EU verfolgten integrierten Ansatz in der Regel das Landwirtschaftsministerium ist. Die Gelder für das Schutzgebietessystem stehen dann in Konkurrenz zum Beispiel mit der Ausgleichsabgabe oder der Förderung der Junglandwirte. Insgesamt sind die in den Ländern bereitgestellten Mittel jedoch nicht ausreichend bzw. zehren in einigen Ländern das gesamte Budget für einen flächenbezogenen Naturschutz auf. Hemmend wirkt außerdem, dass der Verwaltungsaufwand für den Mitteleinsatz mit abnehmender Flächengröße ansteigt und auf sehr kleinen Flächen unverhältnismäßig erscheint. Die in Deutschland vorherrschenden kleinflächigen NATURA 2000-Gebiete verursachen

dadurch einen hohen Verwaltungsaufwand für die Behörden und wirken zudem nachteilig auf die Akzeptanz der Landnutzer für freiwillige Vereinbarungen.

Notwendig ist ein eigener Fonds für NATURA 2000, der 100 % der Förderung übernehmen sollte. Außerdem sollte die GAK für den Naturschutz geöffnet werden, für den sie bisher nicht zur Verfügung stand. Diese Öffnung ist nach der Föderalismusreform theoretisch möglich. Eine erste Öffnung in diese Richtung stellt die Förderung der Erhaltung genetischer Ressourcen in der Landwirtschaft dar, worunter zum Beispiel der Anbau gefährdeter heimischer Nutzpflanzensorten fällt, die an regionale Bedingungen angepasst und vom Aussterben bedroht sind (BMELV 2007b).

Neben dem hauptamtlichen wäre auch ein ehrenamtliches Betreuersystem für NATURA 2000-Gebiete zu begrüßen. Die Arbeit sollte die Information der Öffentlichkeit/Besucher beinhalten aber auch darin bestehen, Förderanträge zu initiieren. Landnutzer sollten über die Bestände auf ihren Flächen und in Richtung auf eine geeignete Bewirtschaftung beraten werden. Bei einer intensiven Beteiligung von Kommunen, Landnutzern, Touristikern und regionalen Naturschutzakteuren kann NATURA 2000 effizient umgesetzt werden (DVL 2007).

Ein hauptamtliches Gebietsbetreuer-System gibt es zum Beispiel in Frankreich. In Deutschland werden Schutzgebiete je nach Bundesland eher ausnahmsweise systematisch betreut: In Bayern gibt es zurzeit sechs hauptamtliche Naturwächter aus einem ABM-Programm, Brandenburg setzt „Naturwächter“ bislang nur in Großschutzgebieten ein und in Nordrhein-Westfalen übernehmen die Naturschutzstationen entsprechende Aufgaben.

5.6.2 Biotopverbund

418. Neben der FFH-RL, die den europäischen Verbund herstellen soll, sehen auch das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) und die Biodiversitätsstrategie der Bundesregierung – nicht zuletzt vor dem Hintergrund des Klimawandels – einen Biotopverbund vor, der neben der Sicherung von geeigneten Kerngebieten durch Wanderungs- bzw. Ausbreitungskorridore Arealverschiebungen der Arten ermöglicht (§ 3 BNatSchG, Art. 3, 10 FFH-RL, Art. 3 Vogelschutz-RL, WRRL). Dieser Biotopverbund konzentriert sich auf die für Deutschland besonders bedeutsamen Biotope, die zum Teil nicht mit denen aus europäischer Sicht schutzwürdigen identisch sind. So werden aus europäischer Sicht zum Beispiel die Buchenwälder in Deutschland als besonders schutzwürdig angesehen, während im nationalen Maßstab die Stillgewässer und bestimmte Grünlandtypen besonders gefährdet und schutzwürdig sind. Dahinter steht das Bestreben nicht nur irgendwo in Europa Arten und Biotope in ihrem Verbreitungsschwerpunkt zu erhalten, sondern die Arten in ihrem gesamten Verbreitungsgebiet bzw. überall eine standortgemäße, hohe Biodiversität zu

erhalten. Der Biotopverbund nach dem BNatSchG schließt also das Netz NATURA 2000 ein und umfasst zusätzlich die davon nicht abgedeckten bundesweit und die auf der Ebene der Länder und Regionen wichtigen Kernflächen sowie Verbindungsflächen und -elemente. Der Biotopverbund sollte durch Managementkorridore mit einer über die gute fachliche Praxis hinausgehenden nachhaltigen Landschaftsnutzung durch Land-, Forst- und Wasserwirtschaft ergänzt werden (KNOP und HERZOG 2007; HANSEN et al. 2003; BENNETT 1999; SLUIS et al. 2004).

Ökologische Kohärenz wird von SSYMANK et al. (2006) definiert als „ausreichende Repräsentanz der Habitate/Arten (bzgl. Gebietsqualität, des gesamten Gebietsbereichs, Gebietsausstattung, Durchlässigkeit der Landschaft), um einen günstigen Erhaltungszustand der Habitate und Arten in ihrem gesamten Verbreitungsgebiet zu sichern („sufficient representation (patch quality, total patch area, patch configuration, landscape permeability) of habitats/species to ensure favourable conservation status of habitats and species across their natural range“). Ein Biotopverbund sollte sowohl die strukturellen (räumliche Kontinuität) als auch die funktionalen (Bedürfnisse der Organismen, z. B. Möglichkeiten der Nahrungsgewinnung, Nestbau, Befruchtung) Aspekte des Verbundsystems berücksichtigen (KETTUNEN et al. 2007).

419. Ein erstes Raster möglicher konkreter Flächen für den länderübergreifenden Biotopverbund wurde hinsichtlich Größe, Biotopqualität, Zerschneidungsgrad und Vorkommen von Zielarten bewertet (FUCHS et al. 2007 entsprechend den Empfehlungen aus BURKHARDT et al. 2004). Als Ergebnis wurden Kernflächen für den Biotopverbund von länderübergreifender Bedeutung in Wäldern, im Offenland und an Fließgewässern identifiziert sowie Suchräume für Verbindungsflächen zur Vernetzung von Feucht-, Trocken- und Waldstandorten abgegrenzt. Die kartografisch dargestellten Flächen umfassen für Wälder 5,8 % und für Offenlandlebensräume 1,7 % des Untersuchungsgebietes, für Fliessgewässer 18,7 % des Gewässernetzes. Diese Flächen sollten jetzt dauerhaft gesichert werden. Für Offenlandlebensräume konnte wegen Datenlücken noch nicht das gesamte Bundesgebiet untersucht und somit nur ein Mindestsatz ermittelt werden. Weiterhin wurden überregional bedeutsame Zerschneidungs- bzw. Konfliktpunkte mit der Verkehrsinfrastruktur identifiziert.

Die Liste bundesweit bedeutsamer Gebiete für den Naturschutz benennt Flächen, für die Deutschland eine besondere Verantwortung hat, und steht damit für den länderübergreifenden Biotopverbund als Gerüst, welches weiter unterfüttert, modifiziert und ergänzt werden sollte (SCHERFOSE 2007). Der dargestellte Flächenanteil beträgt für Deutschland 4,3 % und reicht von Werten von 2 % in Baden-Württemberg bis zu 10 % in Sachsen. Von Bedeutung für die weitere Planung und Präzisierung des

Biotopverbundes und die Umsetzung durch die Länder sind die starken regionalen Unterschiede in der Verteilung der ermittelten Flächen. Es zeigt sich, dass verschiedene Länder unter fachlichen Kriterien eine höhere Verantwortung übernehmen müssten als andere, und dass der für den bundesweiten Biotopverbund in diesen Ländern vorgeschlagene Mindestanteil (FUCHS et al. 2007) regelmäßig die durch das Bundesgesetz vorgesehenen 10 % der Landesfläche übersteigt. Eine Bundesfinanzierung oder ein ökologischer Finanzausgleich zwischen den Ländern würde verhindern, dass einige wenige Bundesländer über Gebühr belastet würden (SRU 2002a, Abschn. 5.1.1.2.3; 2000, Tz. 540).

420. Drei Jahre nach Inkrafttreten der Rahmenvorschrift im BNatSchG sollten die Länder die entsprechenden Landesgesetze erstellt und mit deren Umsetzung begonnen haben. Im September 2006 verfügten 9 von 13 Flächenverbundländern über landesweite Planungen zum Biotopverbund. Planungen fehlten in Baden-Württemberg, Hessen, Niedersachsen und Thüringen, wobei in Baden-Württemberg eine Fachkarte mit groben Gebietsabschätzungen existierte (HÄNEL 2006; 2007). Während in vier Ländern die Landschaftsplanung primärer Träger ist, bestand in den anderen fünf Ländern eine eigene Planung für den Biotopverbund. Zwischen den einzelnen Biotopverbundplanungen sind teilweise beträchtliche methodische und darstellerische Unterschiede festzustellen in Bezug auf den Planungsmaßstab, die Zielarten und die Flächenauswahl. Insgesamt sind die Kategorien nur zwischen wenigen Ländern vergleichbar, insbesondere auch bezüglich der kartografischen Darstellung (HÄNEL 2006).

Die 10 %-Forderung (der Landesfläche als Biotopverbund, § 3 (1) BNatSchG) wird sehr unterschiedlich interpretiert (Tagung: Biotopverbundplanung – von der Planung zur Umsetzung, 6. und 7. September 2006 in Halle, LAU (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt)). 10 % werden vielfach schon mit den Kernflächen erreicht und daher wären mehr als 10 % notwendig (s. a. SRU 2002c). ZELTNER (2006) fordert zum Beispiel 40 % Naturschutzfläche (je 15 % Natur- und Kulturbiotope sowie Verbund) für Schleswig-Holstein. In Berlin stehen bereits 15 % der Landesfläche unter Schutz (davon 6 % FFH-Gebiete) (MEIßNER 2006). In Sachsen-Anhalt (SZEKELY 2006) machen das geplante Schutzgebietssystem (NSG, Nationalpark, LSG) und der Biotopverbund 30 % aus.

Auch die geplanten Umsetzungsinstrumente sind in den Ländern verschieden: Manche Länder planen einen Biotopverbund ausschließlich aus NATURA 2000-Gebietsmeldungen und anderen Schutzgebietsausweisungen; in anderen Ländern werden planungsrechtliche Festlegungen, Vertragsnaturschutz, ELER, Ökokonto/Ausgleichsflächen, Arbeitsbeschaffungsmaßnahmen, kommunale Maßnahmen oder spezielle Artenhilfsprogramme als Instrumente eingesetzt.

Die Berücksichtigung des Biotopverbundes in der Eingriffsplanung und der Umweltverträglichkeitsstudie (UVS), zum Beispiel von Autobahnplanungen, die ja über mehrere Bundesländer hinweg gehen, findet bisher nur über die streng geschützten Arten (§ 19 (2) BNatSchG) statt und nimmt nicht das geplante und in Zukunft auch bestehende Netz in den Fokus (BÖTTCHER 2006; LEIBENATH et al. 2007). Die Leitfäden für die Eingriffsregelungen kommen aus den Ländern. Hier sollten auch die Belange des Biotopverbundes integriert werden. Der Abbau der Landschaftszerschneidung durch die Schaffung von Querungshilfen oder dem Rückbau von Straßen wird in Deutschland anders als in anderen europäischen Ländern noch nicht systematisch vorangetrieben. Basierend auf RECK et al. (2005) hat der Naturschutzbund Deutschland e. V. (NABU) deshalb einen „Bundeswildwegeplan" vorgelegt, der für die ausgewählte Leittierarten – Wildkatze, Luchs, Wolf, Rothirsch und Fischotter – 125 Standorte mit vordringlichem Bedarf für Querungshilfen, Grünbrücken etc. benennt (NABU 2007a). Insgesamt sollte die Planung des Biotopverbunds auf allen Ebenen und zwischen den Ländern abgestimmt, planerisch festgelegt und umgesetzt werden (Tz. 421).

5.6.3 Zusammenfassung und Empfehlungen

421. Die Länder haben den überwiegenden Anteil der Kompetenzen und Zuständigkeiten für die Umsetzung des Naturschutzes. Der Schutz von großen Flächen ist eine wichtige Voraussetzung für die Erhaltung der Biodiversität. Dieses Ziel ist sowohl durch eine Vergrößerung der Schutzgebiete selbst als auch durch die Integration des Naturschutzes in die Wirtschaftsflächen und den Verbund relevanter Naturschutzflächen untereinander zu erreichen. Um zu den Zielen der nationalen Biodiversitätsstrategie (vgl. Abschn. 5.5.2) beitragen zu können, sollte ein

- großflächiger,
- flächenhaft integrierter,
- durch Biotopverbund unterstützter Naturschutz

Ziel der Länder sein. Ein großflächiger Bezug ist auch für den effizienten Einsatz der Fördermittel im Hinblick auf den Verwaltungsaufwand vorteilhaft.

Hinsichtlich der Finanzierung hält der SRU die Einrichtung eines eigenen Fonds für NATURA 2000 auf EU-Ebene für notwendig, der 100 % der Förderung der Ziele und Maßnahmen von europäischer Bedeutung übernehmen sollte. Dadurch würde sich die Europäische Kommission glaubhaft für die Ziele der europäischen Biodiversitätsstrategie (vgl. Tz. 393-395) einsetzen. Auf Länderebene sollte sich die GAK für ihren nächsten Förderzeitraum ab 2011 weiter für den Naturschutz öffnen.

In Bezug auf die Umsetzung von NATURA 2000 sollten die Länder die Sicherung der FFH- und Vogelschutzgebiete so schnell wie möglich abschließen und die Gebiete mit Managementplänen versehen. Ein länderübergreifendes Monitoring-System für NATURA 2000 sollte etabliert werden. Der in einigen Bundesländern bestehende Rückstand bezüglich der Gebietsziele und Managementpläne sollte beseitigt werden.

Im Sinne der optimalen Betreuung und der Öffentlichkeitsarbeit empfiehlt der SRU ein Betreuersystem für die NATURA 2000-Gebiete sowie eine bessere Information und Beratung der Landnutzer innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten.

Der länderübergreifende Biotopverbund für das Schutzgebietssystem NATURA 2000 sollte methodisch weiter optimiert, durch die Länderebene untersetzt und umgesetzt werden. Da die vorliegenden Konzepte eine sehr unterschiedliche Flächenbeteiligung und dadurch Belastung der Länder vorsehen, sollte eine Erweiterung des Finanzausgleichs um ökologische Kriterien diese überregional bedeutsamen Naturschutzleistungen honorieren.

5.7 Der Naturschutz im zukünftigen Umweltgesetzbuch

422. Auf Grundlage der Regelungskompetenzen, die durch die Föderalismusreform des Jahres 2006 neu geordnet worden sind, will der Bundesgesetzgeber noch in dieser Legislaturperiode erste Teile eines Umweltgesetzbuches (UGB) erlassen. Das Regelungsprogramm erfasst auch die Novelle des Naturschutzrechts. Ziel der Novellierung ist es, das bisherige Rahmenrecht durch unmittelbar vollziehbare Bundesregelungen zu ersetzen. Diese müssen den aktuellen und zukünftigen Herausforderungen im Naturschutzsektor gerecht werden (Kap. 5.2). Neben dem Problem des zunehmenden Biodiversitätsverlustes ist dabei mehr als bisher auch auf die Bedeutung des Naturschutzes als ein Instrument zum Schutz des Klimas und zur Anpassung an den unvermeintlichen Klimawandel zu achten (Kap. 3.7). Im Hinblick auf die Erfordernisse zum Schutz der Meeresökosysteme wird auf frühere Ausführungen verwiesen (SRU 2004a).

5.7.1 Kompetenzrechtliche Grundlagen der Novelle des Bundesnaturschutzgesetzes

423. Mit der Neuordnung der Gesetzgebungskompetenzen durch die Föderalismusreform wurden die kompetenzrechtlichen Ausgangsbedingungen für die Novellierung des BNatSchG in dreierlei Hinsicht neu gestaltet (näher zu den Ergebnissen der Föderalismusreform mit teils unterschiedlichen Bewertungen: KOCH und KROHN 2006; SCHULZE-FIELITZ 2007): Erstens wurde dem Bund die

Möglichkeit eingeräumt, Vollregelungen zum Schutz von Natur und Landschaft zu erlassen. Der bisherige Rahmenkompetenztitel „Naturschutz und Landschaftspflege“ wurde in die konkurrierende Gesetzgebungskompetenz des Bundes verschoben und zugleich von den strengen Anforderungen der Erforderlichkeitsklausel freigestellt (Art. 74 Abs. 1 Nr. 29 i. V. m. Art. 72 Abs. 2 Grundgesetz (GG)). Dieser Kompetenzzuwachs auf Seiten des Bundes wird zweitens durch kritisch zu bewertende Abweichungsrechte der Länder kompensiert. Sie umfassen mit Ausnahme der „allgemeinen Grundsätze des Naturschutzes“ und des Rechts des Arten- sowie Meeresnaturschutzes das gesamte Bundesnaturschutzrecht (Art. 72 Abs. 3 Ziff. 2 GG). Die Abweichungsrechte bergen nicht nur die Gefahr eines Deregulierungswettbewerbs zulasten eines wirksamen Naturschutzes und (länder-)übergreifender Belange. Sie konterkarieren auch das erklärte Ziel der Föderalismusreform, eine „Entflechtung“ von Zuständigkeiten im Sinne klarer und für den Bürger erkennbarer Verantwortungszuweisungen herbeizuführen. Es besteht die Gefahr, dass informelle Aushandlungsprozesse zwischen Bund und Ländern dem Bundesrecht schon im Vorfeld die Stringenz nehmen, um eine spätere Relativierung des Bundesrechts durch Länderabweichungen oder Streitigkeiten über die Auslegung der abweichungsfesten Kerne zu verhindern (SRU 2006, Tz. 48; SCHULZE-FIELITZ 2007, S. 255). Drittens besteht angesichts der verfassungsrechtlichen Vorgaben ein enger Zeitplan für die Novelle des BNatSchG, der die Politikverflechtung noch weiter begünstigt. Mit Ablauf des 31. Dezember 2009 wird nach der Übergangsregelung des Art. 125b) Abs. 1 GG auch das bestehende Naturschutzrecht für Länderabweichungen zugänglich. Bis zu diesem Zeitpunkt sind diese ausgeschlossen, um eine möglichst reibungslose Novellierung des BNatSchG zu gewährleisten.

5.7.2 Vollzugsfähige Vollregelungen als notwendiger Regelungsinhalt der Novelle

424. Trotz der vorstehend genannten Schwächen der neuen Kompetenzverteilung besteht mit der Erarbeitung des dritten Buches des UGB (Naturschutz und Landschaftspflege) immerhin die Chance, bundeseinheitliche Regelungen für Bürger, Verwaltung und Vorhabenträger zu schaffen. Die Novellierung des BNatSchG wird daran zu messen sein, inwieweit es dem Bund gelingt, durch vollzugsfähige Vollregelungen problemadäquate bundeseinheitliche Naturschutzstandards zu normieren. Stringente Standards erweisen sich als zwingend geboten, will man mit Blick auf die Herausforderungen des Naturschutzes (Kap. 5.2) der fachlich begründeten Leitfunktion des Bundesrechts gerecht werden. Die wirksame Wahrnehmung von Naturschutzbelangen erfordert bundesweit geltende Qualitätsziele und länderübergreifend anschlussfähige Instrumente (KOCH 2004, S. 19 ff.). Diese

sind auch aus Gründen des Klimaschutzes und der Anpassung an den schon jetzt unvermeidlichen Klimawandel unabdingbar (Kap. 3.7).

425. Eine hohe normative Dichte des Naturschutzrechts ist darüber hinaus erforderlich, um seinen Stellenwert auch und gerade im Vollzug zu erhöhen. Die teilweise überdurchschnittlichen Einsparungen von Sach- und Personalmitteln in den Naturschutzverwaltungen stellen zunehmend deren Fähigkeit infrage, die Interessen von Naturschutz und Landschaftspflege insbesondere in Konfliktfällen sachgerecht zu vertreten (SRU 2007b; BENZ et al. 2007; BAUER et al. 2007). Konkrete normative Vorgaben vermögen die Behörden von Argumentationslasten zu befreien und einem „Vollzugsgegendruck“ bei der Umsetzung des Naturschutzrechts entgegen zu wirken. Letzterer ist gerade auf Ebene der kommunalen Körperschaften besonders spürbar, die untereinander in unmittelbarem Wettbewerb um die Ansiedlung von Unternehmen stehen (PIELOW 1990; BURMEISTER 1988). Die aktuellen Tendenzen zur Kommunalisierung von Umweltschutzaufgaben bedürfen dringend einer regulativen Flankierung durch konkrete Standards, um Qualitätseinbußen im Vollzug entgegenzuwirken (kritisch zu den Bestrebungen der Bundesländer zur Reduktion der normativen Dichte des Rechts: SRU 2007b, Tz. 234).

Schließlich tragen bundesrechtliche Regelungen zur Rechtsvereinheitlichung bei. Präzise Vorgaben vermögen im Interesse der Verwaltung, der Vorhabenträger und der Bürger einen zuverlässigen Rahmen für Planungen und Aktivitäten zu setzen und Rechtsstreitigkeiten entgegenzuwirken. Die bisherige Rechtszersplitterung hat wesentlich zu einer unzureichenden Wirksamkeit des Naturschutzrechtes beigetragen (SRU 2002a, Tz. 322; 2004b, Tz. 191 f.).

426. Insgesamt kann eine Novellierung des BNatSchG „im Schatten der Abweichungsrechte“ nur dann zu einem naturschutzfachlichen Gewinn und zu einer stärkeren Zuständigkeits-„Entflechtung“ beitragen, wenn der Bund der Versuchung widersteht, von vornherein auf naturschutzfachlich notwendige, eventuell aber konfliktträchtige Konkretisierungen und Weiterentwicklungen des existierenden Rechts zu verzichten. Eine eindeutigere Zurechnung von Verantwortlichkeiten erfordert, dass sich die Bundesländer mit ihren Abweichungsvorstellungen in entsprechenden Gesetzgebungsverfahren einer kritischen Öffentlichkeit und Diskussion stellen müssen. Bundesrechtliche Vorgaben bringen im Übrigen nicht zwingend eine inhaltliche Abkehr von den bestehenden Regelungsmodellen in den Bundesländern mit sich: Vielmehr sollte man positive Erfahrungen mit bestimmten Länderregelungen zum Anlass nehmen, diesen modellhaften Charakter für die Ausgestaltung des Bundesrechts beizumessen.

5.7.3 Die allgemeinen Grundsätze des Naturschutzes

427. Im Sinne einer konsequenten Vollregelung und der Leitfunktion des Bundesrechts erweist es sich als geboten, dass der Bund in angemessenem Umgang „allgemeine Grundsätze des Naturschutzes“ normiert. Diese sind nach Art. 72 Abs. 3 Nr. 2 GG neben den Regelungen des Arten- und des Meeresnaturschutzes Länderabweichungen nicht zugänglich. Der Begriff der allgemeinen Grundsätze wurde durch den Verfassungsgeber nicht näher definiert und bedarf im Streitfalle einer näheren Klärung durch das Bundesverfassungsgericht (zur Unbestimmtheit des Begriffs näher: KOCH und KROHN 2006). Aus dem natürlichen Wortsinn des Begriffs der „Grundsätze“ ergibt sich aber jedenfalls, dass unter diesen Begriff ausfüllungsfähige und -bedürftige Regelungen fallen (KLOEPFER 2006, S. 262). In Anbetracht der hervorgehobenen Bedeutung der Grundsätze als abweichungsfeste Regelungsmaterien muss es sich ferner um Vorgaben handeln, die für einen wirksamen und langfristigen Naturschutz von essenzieller Bedeutung sind (SCHULZE-FIELITZ 2007, S. 257).

428. Um Natur und Landschaft langfristig zu erhalten, ist das Naturschutzrecht aus naturschutzfachlicher Sicht zumindest an den nachfolgend aufgeführten Grundsätzen zu orientieren. Sie sind dementsprechend als „allgemeine Grundsätze des Naturschutzes“ anzusehen:

- Der Grundsatz des flächendeckenden Mindestschutzes: Dieser wirkt einer Verinselung der Naturräume samt des damit verbundenen Biodiversitätsverlustes sowie der erhöhten Anfälligkeit der Ökosysteme gegenüber dem Klimawandel entgegen und hält Flächennutzungsoptionen auch für die Zukunft offen.
- Der Grundsatz eines angemessenen Schutzes unzerschnittener Räume: Er ermöglicht auch klimabedingte Verschiebungen der Artenareale im Interesse der langfristigen Sicherung der biologischen Vielfalt.
- Der Grundsatz der Vermeidung von schädlichen Einwirkungen auf die Naturgüter und ihre Funktionen: Dieses Schutzprinzip schließt nicht jede Beeinträchtigung aus, macht sie aber rechtfertigungsbedürftig. Je höher der Gefährdungsgrad von Arten und Lebensräumen anzusehen ist, desto eher sind strikte Maßnahmen zu deren Schutz zu verlangen. Beeinträchtigungen sind nur im Interesse höherrangiger Schutzgüter zuzulassen und im Übrigen auch nachvollziehbar zu begründen.
- Der Grundsatz der Integration der Belange von Natur und Landschaft in umweltrelevante Entscheidungen.
- Der Grundsatz der Vorsorge vor nicht akzeptablen Risiken für den Naturhaushalt, sodass im Falle unzureichender wissenschaftlicher Erkenntnisse der Eintritt von Schäden verhindert und Nutzungsoptionen für die Zukunft offen gehalten werden.

- Der Grundsatz der Wiederherstellung beeinträchtigter Schutzgüter (Restitution) und der Kompensation, wonach Beeinträchtigungen von Natur und Landschaft im Interesse ihrer langfristigen Erhaltung möglichst auszugleichen sind. Die Realkompensation ist dabei gegenüber der monetären Kompensation prioritär, da sie auf einen zeit- und sachnäheren Ausgleich hinwirkt.
- Der Grundsatz der Verantwortlichkeit des Verursachers für Risiken für die Schutzgüter und eingetretene Schäden.
- Der Grundsatz der Partizipation und Kontrolle an und von naturschutzrelevanten Entscheidungen durch Naturschutzverbände zur hinreichenden Sicherung der Durchsetzung des Naturschutzrechtes als objektivem, grundsätzlich keine individuellen Klagebefugnisse begründendem Recht (SRU 2005a).

5.7.4 Regelungsnotwendigkeiten im Hinblick auf ausgewählte Instrumente des Naturschutzrechtes

429. Nachfolgend wird der Novellierungsbedarf im Hinblick auf zentrale Instrumente des Naturschutzrechts dargestellt, die angesichts teilweise bereits artikulierter Abweichungsinteressen der Länder im UGB-Prozess zur näheren Diskussion stehen. Dazu zählen insbesondere die Eingriffsregelung (Tz. 430 ff.) und die Landschaftsplanung (Tz. 441 ff.). Darüber hinaus kommt auch den Regelungen der guten fachlichen Praxis (Tz. 454 f.), des Gebietsschutzes (Tz. 456) und des Montorings (Tz. 457) für eine zukunftsorientierte Novelle des BNatSchG eine herausgehobene Rolle zu.

5.7.4.1 Eingriffsregelung

Abweichungsfeste Kerne der Eingriffsregelung

430. Die naturschutzrechtliche Eingriffsregelung basiert auf verschiedenen allgemeinen Grundsätzen des Naturschutzes. Zu nennen sind das Gebot eines flächendeckenden Mindestschutzes, der Gedanke der Integration, die Gebote der Schadensvermeidung und -kompensation sowie der Verursacherverantwortlichkeit. Sie ist zumindest insoweit dem abweichungsfesten Kern des Naturschutzrechts (Tz. 428) zuzurechnen (KOCH 2007, Rn. 92; FISCHER-HÜFTLE 2007, S. 81; im Ansatz ebenso: LOUIS 2006b, S. 342; sowie die Bundesregierung in ihrer Antwort auf eine Kleine Anfrage der FDP-Fraktion, Deutscher Bundestag 2006b, S. 5). Unzureichende Rechtsbestimmungen und ein mangelhafter Verwaltungsvollzug haben in der Praxis allerdings dazu geführt, dass die Eingriffsregelung die mit ihr verbundenen Erwartungen nicht immer erfüllte (SRU 2002a, Tz. 322 m. w. N). Um ihr Potenzial zur Bewältigung der in Kapitel 5.2 und 5.3 genannten Probleme des Naturschutzes stärker

auszuschöpfen, sollte sie auf Grundlage der mehr als 30-jährigen Praxiserfahrungen mit ihrer Umsetzung durch folgende bundesrechtliche Vorgaben weiterentwickelt werden:

Konkretisierung und Weiterentwicklung der Eingriffsdefinition

431. Das Instrumentarium der Eingriffsregelung findet nur dann Anwendung, wenn ein „erheblicher Eingriff“ in die Schutzgüter Natur und Landschaft festzustellen ist. Die andauernde fachliche Kontroverse um dieses Tatbestandsmerkmal verunsichert den Vollzug. Zur Verbesserung der Vollzugstauglichkeit sind die Bundesländer mit Ausnahme Bayerns und Niedersachsens dazu übergegangen, den unbestimmten Rechtsbegriff des erheblichen Eingriffs durch Positiv- und Negativlisten fallgruppenweise zu präzisieren. Bundesweit einheitliche und angemessen detaillierte Listen könnten den Vollzug fördern und von teilweise schwierigen Prüfungen der Anwendbarkeit der Eingriffsregelung entlasten. Zwar wird es auf Bundesebene nicht möglich sein, alle denkbaren Eingriffe aufzuzählen. Geboten wäre aber die Erarbeitung eines Mindestkatalogs von Eingriffen auf Bundesebene, der durch Landesregelungen ergänzt werden könnte. Das zukünftige Bundesnaturschutzrecht sollte demgemäß den Bund und nachrangig die Länder zur Erarbeitung von Positiv- und Negativlisten ermächtigen. Wie das BVerwG eindeutig klargestellt hat, gehen von den Positiv- und Negativlisten lediglich widerlegliche Vermutungen für das Vorliegen bzw. das Fehlen eines erheblichen Eingriffs aus (BVerwG, Urteil vom 27. September 1990, Az.: 4 C 44.87, BVerwGE 85, 348 (355), Urteil vom 31. August 2000, Az.: 4 CN 6.99, BVerwGE 112, 41 (45)). Gleichwohl versuchen einige Länder rechtsirrig, mithilfe dieser Listen bestimmte Beeinträchtigungen definitiv vom Eingriffsbegriff auszuschließen (zu den Landesregelungen: de WITT und DREIER 2006, Rz. 714; KOCH 2007, § 4 Rn. 21). Der Bundesgesetzgeber sollte dem durch eine noch deutlichere Normierung der bloßen Vermutungswirkung der Listen entgegenwirken.

Im Hinblick auf die Schutzgüter sollte in Übereinstimmung mit der bisherigen Rechtsprechung ferner klargestellt werden, dass Gewässer auch über die explizit genannten Veränderungen des Grundwasserspiegels hinaus unter die Schutzgüter der Regelung fallen (so bspw. VGH München, Urteil vom 21. April 1998, Az.: 9 B 92.3454, NuR 1999, 153 f.).

Ferner sollte die Freisetzung von Treibhausgasen durch Landnutzungsänderungen im Rahmen der Abarbeitung der Eingriffsregelung berücksichtigt werden, soweit ihr nicht bereits über andere Instrumente entgegengewirkt wird (vgl. zum Erfordernis eines Umbruchsverbotes für Dauergrünland Tz. 454). Bereits heute lässt die Eingriffsregelung die Einbeziehung derartiger Treibhausgasfreisetzungen zu. Allerdings sollten die methodischen Grundlagen für eine Einbeziehung der Emissionen

weiterentwickelt werden. Voraussetzung für eine umsetzungsrelevante Bewältigung zum Beispiel des besonders treibhausgasrelevanten Grünlandumbruchs sowie von Drainagemaßnahmen in der Eingriffsregelung wäre überdies die Anzeigepflicht für diese Eingriffe.

Vermeidungsgebot und Realkompensation

432. Das Rechtsfolgensystem der Eingriffsregelung mit (1) Vermeidung, (2) Ausgleich- und Ersatzmaßnahmen, (3) Abwägung und (4) Ersatzgeld hat sich im Grundsatz bewährt. Gleichwohl besteht im Hinblick auf die Ausgestaltung der einzelnen Stufen dieses Systems Verbesserungsbedarf. Bezüglich des Vermeidungsgebots ist zunächst festzustellen, dass dieses aufgrund der primär kompensatorisch ausgerichteten Zielsetzung der Eingriffsregelung (KÖCK 2005, S. 9 m. w. N.) vornehmlich zur technisch-fachlichen Optimierung eines Vorhabens am vorgesehenen Standort zwingt. Entgegen teilweise anders lautendem Landesrecht (Landesnaturschutzgesetze von Brandenburg, Schleswig-Holstein sowie von Hessen in der Fassung vom 16. April 1996) erfordert es nach herrschender Auffassung grundsätzlich keine Suche bzw. Wahl eines ökologisch günstigeren Alternativstandorts oder gar einen generellen Vorhabensverzicht (BERCHTER 2007, S. 84 ff.; RAMSAUER 1997, S. 422). Das Vermeidungsgebot stellt sich demnach als zwingendes Eingriffsfolgenminimierungsgebot, nicht aber als Regelung für die Wahl zwischen Standort- und Projektalternativen dar (KOCH 2007, Rn. 31). Bei fachplanungsrechtlichen Abwägungsentscheidungen ist allerdings eine Standortalternativenprüfung Bestandteil des Abwägungsgebots. Dabei wird diese fachplanerische Alternativenprüfung maßgeblich von den Elementen der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung geprägt (BVerwG, Urteil vom 7. Januar 2007, Az.: 9 C 1/06; dazu näher: KOCH 2007, § 4 Rn. 47 ff.). Auch bei gebundenen Genehmigungsentscheidungen erscheint es im Grundsatz empfehlenswert, die Prüfung von Alternativstandorten bzw. den Nachweis fehlender ökologisch vorzugswürdiger Alternativen als Bestandteil der Genehmigungsvoraussetzungen vorzusehen (vgl. HANSMANN 1998, S. 15 f.). Um das Vermeidungsgebot im Sinne einer technisch-fachlichen Optimierung aufzuwerten, sollten die Behörden jedenfalls explizit befugt werden, eine ökologische Baubegleitung anzuordnen (KRATSCH 2006, S. 5 m. w. N.)

433. Mit Blick auf die Eingriffskompensation durch (vorrangige) Ausgleichs- und (nachrangige) Ersatzmaßnahmen haben sich in der ganz überwiegenden Zahl der Bundesländer die Tendenzen verstetigt, den räumlichen und zeitlichen Zusammenhang zwischen dem Eingriff und der Kompensation im Rahmen der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung zu lockern. Insbesondere Flächen- und Maßnahmepools zur vorsorgenden Bevorratung von Kompensationsflächen bzw.

konkret durchzuführenden -maßnahmen sollen einer flexibleren Kompensationsgestaltung dienen (eine Übersicht der Länderregelungen findet sich bei KOCH 2007, Anlage). Von ihnen wird eine Koordinierung und Abstimmung der Kompensationsmaßnahmen in ihrer Gesamtheit (zum Aufgabenbereich der Träger von Flächenpools vgl. BÖHME et al. 2005, S. 36 ff.), aber auch eine schnellere Abwicklung der Eingriffsregelung im Einzelfall erwartet. Mit der Flexibilisierung durch Poollösungen geht allerdings auch die Gefahr einher, dass die Abgrenzung und Prioritätenfolge von vorrangig zu leistendem Ausgleich und nachrangigem Ersatz relativiert wird. Zwar setzen sowohl Ausgleichs- als auch Ersatzmaßnahmen eine funktionale und räumliche Beziehung zum Eingriff voraus, diese wird beim Ausgleich jedoch enger definiert (statt vieler: LOUIS 2004, S. 715 f.). Die am Kriterium der „Gleichartigkeit“ zu messenden Ausgleichsmaßnahmen sind den lediglich „gleichwertigen“ Ersatzmaßnahmen insbesondere im Falle von besonders wertvollen und gefährdeten Funktionen von Natur und Landschaft vorzuziehen. Ersatzmaßnahmen sind darüber hinaus anfällig für Kompensationslösungen, die sich am Gebot der billigsten „Wiederherstellung“ orientieren und leichter zu immer gleichartigen Standardmaßnahmen und einer Homogenisierung der Landschaft führen.

Eine umfassende empirische Untersuchung von über 300 Flächenpools in Deutschland kam zum Ergebnis, dass die gesetzlich vorgegebene Differenzierung von Ausgleich- und Ersatzmaßnahmen im Rahmen der Pools eine eher untergeordnete Rolle spielt (BÖHME et al. 2005, S. 171 ff.; in diese Richtung auch die Analyse von THUM 2006a, S. 293). In erster Linie erfolgt die Flächenauswahl anhand des Kriteriums der Flächenverfügbarkeit im Pool (BÖHME et al. 2005, S. 176 ff.). Die Gefahr einer übermäßigen Fokussierung allein auf die im Pool gegenwärtig vorhandenen Flächen zulasten fachlicher Kriterien scheint insbesondere dann gegeben zu sein, wenn Kompensationsflächenpools primär als Instrument der Beschleunigung von Zulassungsverfahren verstanden werden (THUM 2006a, S. 291). Vielfach sind Kompensationsmaßnahmen auch weniger anspruchsvoll ausgewählt worden als es den Zielsetzungen der Landschaftsplanung entsprochen hätte (BÖHME et al. 2005, S. 184).

Darüber hinaus musste teilweise beobachtet werden, dass Flächenpools zur Finanzierung von originären staatlichen Naturschutzaufgaben genutzt werden (THUM 2006a, S. 294). Dies könnte sich angesichts der Diskussionen in verschiedenen Bundesländern zu der Tendenz verstetigen, Kompensationsmaßnahmen nach der Eingriffsregelung vornehmlich zum Ausbau des europarechtlich vorgegebenen Schutzgebietssystems NATURA 2000 einzusetzen. Bereits heute sieht die Hessische Kompensationsverordnung allgemein vor, Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen vorrangig in NATURA 2000-Gebieten durchzuführen (§ 2 Abs. 1 Nr. 2 der Verordnung über die Durchführung von Kompensationsmaßnahmen, Ökokonten, deren

Handelbarkeit und die Festsetzung von Ausgleichsabgaben). Soweit durch diese Kompensationsmaßnahmen die mitgliedstaatlichen Verpflichtungen aus dem europäischen Naturschutzrecht finanziert werden sollen, stellen diese Bestrebungen einen fachlich nicht zu rechtfertigenden Rückzug des Naturschutzes aus der Fläche dar und verstoßen gegen den die Eingriffsregelung tragenden Grundsatz eines flächendeckenden Mindestschutzes.

434. Das zukünftige Bundesnaturschutzrecht sollte vor dem Hintergrund der vorstehenden Ausführungen mit Blick auf Ausgleich- und Ersatzmaßnahmen Folgendes festlegen:

- das grundlegende Erfordernis einer Aufwertungsfähigkeit der Kompensationsflächen innerhalb und außerhalb von Poollösungen hinsichtlich Lage, Größe und standörtlicher Voraussetzungen;
- ein Verfahren zur fachlichen Differenzierung von Ausgleich- und Ersatzmaßnahmen zur Erhaltung der fachlichen Standards der Eingriffsregelung (zum Erfordernis fachlicher Bewertungsverfahren insgesamt Tz. 438), wobei der beim Ausgleich gebotene funktionale Zusammenhang zwischen Eingriff und Ausgleich zu gewährleisten ist, um die Eingriffsfolgen bestmöglich zu kompensieren; der räumliche Zusammenhang zwischen Eingriff und Ausgleich verlangt nicht zwingend eine Wiederherstellung oder Neuentwicklung am Ort des Eingriffs; vielmehr ist entscheidend, ob der funktionale Zusammenhang andernorts auf geeigneten Standorten, mindestens jedoch innerhalb der naturräumlichen Einheit, besser sichergestellt werden kann;
- eine Kohärenz der Flächenpoolplanung mit anderen Instrumenten des Naturschutzes, insbesondere der Landschaftsplanung einschließlich der Biotopverbundplanung sowie
- das Verbot einer Nutzung der Kompensation für Naturschutzaufgaben, zu deren Finanzierung der Staat ohnehin rechtlich verpflichtet ist, wie namentlich Maßnahmen zur Erhaltung und Bewirtschaftung der NATURA 2000-Gebiete.

Überwiegend knüpfen die Landesnaturschutzgesetze an Flächen- und Maßnahmenpools sogenannte Ökokonten an. Auf diesen können sich Vorhabenträger präventiv erbrachte Kompensationsmaßnahmen zum Zwecke einer späteren Verrechnung mit den Verpflichtungen aus der Eingriffsregelung gutschreiben lassen. Ökokonten tragen auf diese Weise dazu bei, dass naturschutzfachlich unerwünschte Zeitverzögerungen zwischen Eingriffszeitpunkt und Wirkung der Kompensationsmaßnahme zumindest vermindert werden. Sie sind explizit im Bundesrecht zuzulassen und mit fachlichen Kriterien zur Bewertung von Eingriff und Kompensation zu unterlegen (Tz. 438).

Dauerhafte Sicherung von Kompensationsmaßnahmen

435. Zwingend erforderlich sind auf Bundesebene nähere Vorgaben zur dauerhaften Sicherung der Kompensationsmaßnahmen. Dazu bedarf es einer gesetzlichen Klarstellung, dass Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen für die gesamte Dauer des Eingriffs wirksam sein müssen (OVG Lüneburg, Urteil vom 14. September 2000, Az. 1K 5414/98, NuR 2001, S. 294 ff.). Dies erfordert zunächst eine dauerhafte Sicherung der Flächen selbst. Hier sollte eine grundsätzliche Pflicht zur dinglichen Sicherung normiert werden, die gegenüber jedermann Wirkung entfaltet. Das konkret einzusetzende Sicherungsmittel ist hingegen anhand der Umstände des Einzelfalls auszuwählen (zu denkbaren Sicherungsmöglichkeiten: BUNZEL 2004, S. 47 ff.; BERCHTER 2007, S. 225 ff.). Darüber hinaus ist explizit gesetzlich klarzustellen, dass die Umsetzungs- und Finanzierungslast von Maßnahmen zur Herstellungs-, Entwicklungs- und Unterhaltungspflege beim Vorhabenträger liegt. Eine solche Klarstellung erweist sich angesichts der unzureichenden Inpflichtnahme der Vorhabenträger in der Praxis als erforderlich. Trotz angespannter Haushaltslage der öffentlichen Hand werden in der Praxis teilweise keine hinreichenden Bestrebungen unternommen, um die entstehenden Kosten dem Eingriffsverursacher anzulasten (BÖHME et al. 2005, S. 196 ff.; THUM 2006a, S. 295). Ausweislich der bereits mehrfach zitierten Analyse von BÖHME et al. legt nur etwa ein Drittel der Kompensationsflächenpoolträger die Kosten für die dauerhafte Sicherung der Flächen auf den Vorhabenträger um. Auch die Mustersatzungen der Bundesvereinigung der kommunalen Spitzenverbände zur Erhebung von Kostenerstattungsbeiträgen nach dem alten § 8a BNatSchG sowie den §§ 135a bis c BauGB wirken einer sachgerechten Kostenanlastung entgegen. Sie begrenzen die vom Vorhabenträger zu übernehmenden Kosten für die Fertigstellungs- und Entwicklungspflege auf einen Zeitraum von maximal fünf Jahren. Diese Zeitspanne reicht für die Herstellung des Kompensationserfolges und seine langfristige Sicherung aber erkennbar nicht aus.

Abwägung und Ersatzzahlung

436. Infolge seiner Subsidiarität auch gegenüber den Ersatzmaßnahmen kommt der eingriffsrechtlichen Abwägungsregelung in der Praxis kaum eine zulassungsbeschränkende Bedeutung zu (THUM 2006a, S. 294). Es sollte aber jedenfalls auf eine verbesserte Kohärenz zwischen dem fachplanerischen Abwägungsgebot und dem Stufenverhältnis der strengen Rechtsfolgenkaskade der Eingriffsregelung hingewirkt werden. Auch im Fachplanungsrecht sollten die Prüfungsschritte Vermeidung, Ausgleich und Ersatz der eigentlichen Abwägung vorgeschaltet sein (KOCH 2007, Rn. 48).

437. Fast alle Länder haben von der Möglichkeit Gebrauch gemacht, für nicht kompensierbare, aber gleichwohl zuzulassende Eingriffe Ersatzzahlungen vorzusehen.

Allerdings unterscheiden sich die einschlägigen Regelungen hinsichtlich der Begründung der Zahlungspflicht, der Berechnungsmethodik und der Verwendung der eingenommenen Mittel. Mit Blick auf die Funktion der Ersatzzahlung als Instrument der Verursacheranlastung einerseits und angesichts knapper Kassen andererseits ist nicht einzusehen, warum die Begründung der Zahlungspflicht vom Ermessen der zuständigen Behörden abhängig sein soll (so aber das Landesnaturschutzgesetz in Bayern). Das Ersatzgeld sollte – wie vielfach bereits praktiziert – nach den Kosten hypothetischer Kompensationsmaßnahmen bemessen werden. Ergänzend kann bei der Berechnung auch der Wert und Vorteil Berücksichtigung finden, den der betreffende Eingriff für den Vorhabenträger mit sich bringt. Nicht zuletzt im Interesse vergleichbarer Investitionsbedingungen ist die Berechnungsmethodik für Ersatzzahlungen bundeseinheitlich vorzuschreiben. Pauschalen sollten allenfalls im Falle unzureichender Bemessungsmöglichkeiten und somit hilfsweise zur Anwendung kommen (so etwa die sachsen-anhaltinische Ersatzzahlungsverordnung).

Mit Blick auf die Mittelverwendung sollte in Übereinstimmung mit dem Ziel eines flächendeckenden Schutzansatzes eine Pflicht zur Investition der Ersatzzahlungen in Naturschutzmaßnahmen in dem von dem Eingriff betroffenen Naturraum normiert werden. Das bisherige Landesrecht enthält nur sehr eingeschränkt räumliche Verwendungsbeschränkungen (BERCHTER 2007, S. 117 f.; KOCH 2007, Rn. 67). Um keine Anreize zur weiteren Kürzung von Haushaltsmitteln im Naturschutzbereich zu setzen, sind die Gelder nur zur Finanzierung gesetzlich nicht vorgesehener Maßnahmen zu verwenden. An der streng subsidiären Funktion des Ersatzgeldes bei tatsächlicher oder rechtlicher Unmöglichkeit von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen ist festzuhalten.

Naturschutzfachliche Bewertungsverfahren

438. Um ein sachgerechtes Abarbeiten der Eingriffsregelung insgesamt zu gewährleisten, bedarf es naturschutzfachlicher Verfahren, die den Ist-Zustand von Natur und Landschaft, die Intensität des geplanten Eingriffes sowie Umfang und Qualität in Betracht kommender Kompensationsmaßnahmen bewerten. Derartige Bewertungen sind über die Prüfung der Tatbestandsmäßigkeit eines Eingriffs hinaus für das gesamte Rechtsfolgensystem beginnend mit der Frage der Vermeidbarkeit des Eingriffs bis hin zur eventuellen Entscheidung über eine Kompensation durch Ersatzgeld und deren Höhe entscheidend. Das BVerwG verlangt aus Gründen der Transparenz und Vergleichbarkeit behördlicher Entscheidungen „nachvollziehbare, quantifizierbare Bewertungen“ von Eingriff und Kompensation (BVerwG, Urteil vom 9. Juni 2004, Az.: 9 A 11.03, BVerwGE 121, 72 (83)). In den Bundesländern existiert eine Vielzahl von Leitfäden, um diesem Anspruch gerecht zu werden (BENZ et al. 2007; KOCH 2007, Anlage 4 mit einer Aufstellung der Leitfäden). Ihnen liegen jedoch

unterschiedlichste methodische Ansätze zugrunde (BRUNS 2007; BERCHTER 2007, S. 142; BÖHME et al. 2005, S. 187 ff.) Trotz frühzeitig erfolgter wissenschaftlicher Empfehlungen (KIEMSTEDT et al. 1996) ist es nicht gelungen, diese Bewertungsverfahren zu vereinheitlichen. Die Novelle des BNatSchG sollte nunmehr – etwa in Form einer „TA Eingriff" – auf Grundlage der bestehenden Empfehlungen auf einheitliche Vorgaben für eine qualifizierte Bestandserhebung und Bewertung der betroffenen Schutzgüter sowie möglicher Kompensationsmaßnahmen hinwirken. Zukünftige Bewertungsverfahren sollten als neuen Inhalt auch die Klimarelevanz von Eingriffen im Sinne der beim Eingriff entstehenden Treibhausgasemissionen beurteilen und damit entsprechende Kompensationsmaßnahmen vorbereiten.

Behördliche Kontrollinstrumente

439. Im Hinblick auf die Umsetzung der Eingriffsregelung insgesamt ist ein unzureichendes behördliches Kontrollinstrumentarium zu konstatieren. Die Naturschutzgesetze von Bund und Ländern enthalten diesbezüglich kaum Regelungen. Gleichwohl zeugen empirische Analysen trotz gewisser Verbesserungen noch immer von erheblichen Umsetzungsdefiziten vor allem im Bereich der Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen (Umsetzungsrate nach Untersuchungen von DIERßEN und RECK 1998: 48 %; BAURIEGEL et al. 2000: 60 %; JESSEL et al. 2003: 61 %; TISCHEW et al. 2004: 62 bis 90 %; RAADTS 2006: 67 %). Diese Defizite treten dabei weniger in der Verkehrs- als vielmehr in der Bauleitplanung auf. Sie dürften bereits in der Art und Weise, wie die Eingriffsregelung abgearbeitet wird, angelegt sein: Als „Huckepackverfahren" ist sie von den Behörden abzuprüfen, die nach dem maßgeblichen Vorhabengestattungsrecht zuständig sind (vgl. § 20 Abs. 2 BNatSchG). Ihnen und nicht den Naturschutzbehörden obliegt sowohl die Festlegung als auch die Kontrolle der Erfüllung naturschutzrechtlicher Anforderungen (THUM 2005, S. 29 ff.). Um diese Aufgaben zu erfüllen, fehlt vielen Fachbehörden gerade im Bereich der Bauleitplanung jedoch das naturschutzfachlich ausgebildete Personal. Gerade die Kontrolle längerfristig durchzuführender Kompensationsmaßnahmen gerät bei Zulassungsbehörden vielfach aus dem Blick (STEFFEN 2007, S. 42). Da in näherer Zukunft nicht damit zu rechnen ist, dass ein eigenständiges naturschutzrechtliches Zulassungsverfahren etabliert wird, sollte die Bedeutung der Eingriffsregelung für die Arbeit der Zulassungsbehörden durch folgende Vorgaben im BNatSchG gestärkt werden:

- die Pflicht des Vorhabenträgers zur Beibringung von Unterlagen zur Dokumentation der Bestandsaufnahme, zur Information über Art, Ort, Umfang und Dauer des beabsichtigten Eingriffs sowie über Maßnahmen zur Vermeidung, zu einem Ausgleich oder einem Ersatz des Eingriffs,

- die Festlegung bestimmter Mindestinhalte für Zulassungsbescheide, um den Pflichtenkreis des Vorhabenträgers rechtssicher und kontrollierbar zu definieren,
- das Erfordernis eines Nachweises der erfolgreichen Durchführung von Kompensationsmaßnahmen durch einen Sachverständigen,
- die explizite Befugnis, nachträgliche Anordnungen zur Umsetzung des Naturschutzrechts zu treffen und als ultima ratio die Genehmigung zu widerrufen,
- die explizite Zulassung von Sicherheitsleistungen zur Abdeckung der Kosten von Umsetzungsmaßnahmen, die im Wege der Ersatzvornahme von den Behörden durchgeführt werden. Das einschlägige Fachrecht schränkt die Anordnung einer Sicherheitsleistung vielfach derart ein, dass sie nicht zur Erfüllung naturschutzrechtlicher Verpflichtungen genutzt werden kann (dazu näher: PROELß 2006).

440. Als positiv ist zu werten, dass viele Bundesländer Flächenkataster eingerichtet haben, mit deren Hilfe in der Praxis teilweise festgestellte Mehrfachzuordnungen von Kompensationsmaßnahmen verhindert werden konnten (BÖHME 2005, S. 44 f.). Die Verpflichtung zur Einrichtung von in ihrem Anwendungsbereich umfassend konzipierten Katastern mit näher zu definierenden Mindestanforderungen sollte bundesrechtlich vorgegeben werden. Die Verwaltung der Kataster sollte bei den Naturschutzbehörden angesiedelt werden.

5.7.4.2 Landschaftsplanung

Aufgaben der Landschaftsplanung und Abweichungsrechte

441. Die Prinzipien des flächendeckenden Mindestschutzes, der Integration und Vorsorge müssen für die Umsetzung auch projektübergeordnet und gesamträumlich in der Landschaftsplanung konkretisiert werden. Die meisten Qualitätsziele des Naturschutzes können nicht bundes- oder europaweit für eine Umsetzung im konkreten Raum/Fall festgesetzt werden, wie dies beispielsweise bei Emissionsgrenzwerten der Fall ist. Naturschutzziele sind in der Regel situationsabhängig und bedürfen der Konkretisierung unter Berücksichtigung der standörtlich oder räumlich spezifizierten Werte und Empfindlichkeiten der Schutzgüter sowie ihrer raumzeitlichen Beziehungen zueinander. Nicht zuletzt trifft dies auf die Umsetzung des Biotopverbunds einschließlich des Netzes NATURA 2000 zu, die nicht ohne räumlich konkrete Zielsetzungen denkbar ist. Auch angesichts der Herausforderungen des Klimawandels (Kap. 3.7) müssen umweltbezogene strategische Ziele und Maßnahmen entwickelt werden, die einen naturschutzfachlichen Beitrag zu insbesondere planerischen Entscheidungen über Landnutzungskonflikte und notwendige Anpassungsmaßnahmen leisten (in England existiert ein diesbezüglicher Planungsauftrag für die lokale Ebene

schon seit einigen Jahren (WILSON 2006)). Im „Instrumentenkasten“ des derzeitigen Naturschutzrechts übernimmt die Landschaftsplanung diese Zielkonkretisierung (SRU 1998, Tz. 1025; 2002c, Tz. 706; 2002a, Tz. 268). Sie stellt sich insoweit als Ausprägung der eingangs genannten Inhalte der „allgemeinen Grundsätze“ dar und sollte in dieser Hinsicht – als weitgehend abweichungsfester Kern des neuen BNatSchG – normiert werden.

Umsetzungsdefizite der Landschaftsplanung und Anforderungen an die Gesetzesnovelle

442. Die Nutzung und Umsetzung der Landschaftsplanung wird gegenwärtig durch einige Hemmnisse erschwert, die im Rahmen einer Novellierung des BNatSchG sowie durch die Verbesserung der Umsetzungsbedingungen ausgeräumt werden können: So gibt es bisher, von Ausnahmen abgesehen, in den Bundesländern keine Koppelung zwischen Landschaftsplanung und landschaftsbezogenen Förderinstrumenten namentlich den Agrarumweltprogrammen. Mangelnde Aktualität vieler Pläne und fehlende Begriffsabstimmung des BNatSchG mit anderen Umweltrechtsbereichen, insbesondere mit dem Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG), behindern die Verwendung der Inhalte der Landschaftsplanung in der Strategischen Umweltprüfung (SUP) und der Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP). Auch werden die Potenziale zur Integration dieser Inhalte in nutzungs- oder umweltbezogene andere Fachplanungen, wie beispielsweise in die wasserwirtschaftlichen Pläne, unzureichend genutzt. Eine wichtige Ursache dafür sind die heterogenen nicht standardisierten Darstellungen der einzelnen Landschaftsplanungen.

Ziel der Novelle des Naturschutzrechts muss es sein, die Landschaftsplanung derart auszugestalten, dass sie einen möglichst effizienten Einsatz der Instrumente von Naturschutz und Landschaftspflege im Einklang mit ihren multifunktionalen Zielvorgaben gewährleistet. Darüber hinaus sollte das Naturschutzrecht ein möglichst reibungsloses Zusammenspiel zwischen der Landschaftsplanung und anderen nicht spezifisch naturschutzbezogenen Instrumenten des Umweltschutzes sowie der Raum- bzw. Fachplanung ermöglichen. Dies setzt zwingend eine flächendeckende Landschaftsplanung auf allen Planungsebenen voraus.

Inhalte und Darstellungen der Landschaftsplanung

443. Im Hinblick auf den Aussagegehalt der Landschaftsplanung erachtet der SRU es als geboten, den Inhalt der Pläne zusätzlich zu den im bestehenden BNatSchG vorgegebenen Aufgaben auf folgende Sachbereiche zu erstrecken:

- klimaschutzbezogene Aussagen: Da Landnutzungsänderungen in der Bundesrepublik zum Ausstoß von Treibhausgasen beitragen, sollten klimarelevante Landnutzungsformen in Umfang und Intensität von der Landschaftsplanung erfasst und in einem Konzept für integrierte Minderungs- und Anpassungsmaßnahmen berücksichtigt werden (Kap. 3.7);
- raumbezogene Konkretisierung der guten fachlichen Praxis der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft,
- Aussagen zur flächen- oder standortspezifischen Verwendung von Fördergeldern, insbesondere für Agrarumweltmaßnahmen: Die Einbeziehung der Ressourcenallokation in die Landschaftsplanung ermöglicht eine optimierte Verknüpfung der Förder- und Naturschutzpolitik (SRU 2002a, Tz. 266 m. w. N.). Ein effizienter Fördermitteleinsatz in Gebieten mit besonderem Handlungsbedarf wird angesichts der zunehmenden Herausforderungen in den Handlungsfeldern von Naturschutz und Landschaftspflege einerseits (Kap. 5.2 und 5.3) und den begrenzten Ressourcen der öffentlichen Haushalte andererseits (SRU 2007b, Tz. 90 ff.) immer wichtiger;
- Darstellung von räumlichen Einschränkungen bestimmter Formen der Biomassenutzung und sonstiger Formen erneuerbarer Energien,
- Abgrenzung von Gebieten, in denen gentechnisch veränderte Organismen (GVO) ausgeschlossen werden sollten (Pufferzonen um wertvolle Gebiete, die durch Einkreuzen von GVO gefährdet sind, Abschn. 12.1.3, Tz. 1087).

Eine stärkere Nutzenorientierung der Landschaftsplanung kann durch die obligatorische Benennung von Implementierungsinstrumenten in den Landschaftsplänen unterstützt werden (so bspw. für die Flächenpools im Rahmen der Eingriffsregelung: BÖHME et al. 2005, S. 209). Die Pläne sind darstellerisch so aufzubereiten, dass eine problemlose Verwendung ihrer Festsetzungen für andere Umweltschutzinstrumente sichergestellt ist. „Übersetzungskarten“ sind geeignet, die Inhalte der Landschaftsplanung zu selektieren und in die entscheidende „Sprache“ des anzuwendenden Instruments zu transferieren. Derartige Aufbereitungen werden bereits heute vielfach für die Raum- und Bauleitplanung bereitgestellt. Die digitale Form aktueller Pläne erleichtert solche adressatenspezifischen Darstellungen erheblich (speziell zu den Möglichkeiten einer interaktiven Landschaftsplanung: OPPERMANN et al. 2007). Auf normativer Ebene sollte die Verpflichtung des § 14 Abs. 2 S. 3 BNatSchG, wonach auf die Verwertbarkeit der Darstellungen der Landschaftsplanung für Raum- und Bauleitplanung Rücksicht zu nehmen ist, auf weitere programm- und projektbezogene Umweltschutzinstrumente wie die SUP oder das Maßnahmenprogramm nach der WRRL erweitert werden. Zur weiteren Konkretisierung der Anforderungen an die Darstellungen können bundesweite Leitfäden dienen. Um

eine Gemeinde-, Regions- und Landesgrenzen überschreitende Verwendbarkeit der Landschaftsplanung zu gewährleisten (z. B. für die Entwicklung der Biotopverbundes, für die Verwendung in Umweltverträglichkeitsprüfungen oder in den Plänen nach der WRRL), bedarf es eines untergesetzlich verankerten Leistungskatalogs, der bundeseinheitlich Mindestinhalte sowie digital verarbeitbare Planzeichen auch für die Bestandserhebung und Bewertung vorgibt.

444. Gerade auf der lokalen und regionalen Ebene kann eine qualifizierte und periodisch fortgeschriebene Landschaftsplanung auch erhebliche Beiträge zur Umweltinformation und -beobachtung liefern. Voraussetzung für eine effiziente und über die lokalen Bezüge hinausgehende Nutzung der Daten sind allerdings auch insoweit bundesweit einheitliche Inhalte und Darstellungen der Landschaftsplanung (von HAAREN 2007).

Artenschutz in der Landschaftsplanung

445. Weiter gehender Forschungsbedarf besteht hinsichtlich der Frage, ob und wie die Landschaftsplanung möglichst wirksam zur Umsetzung artenschutzrechtlicher Erfordernisse beitragen kann. Die Erfassungen von Tier- und Pflanzenarten in den Landschaftsplänen reichen derzeit aufgrund ihres begrenzten Detaillierungsgrades und ihrer nur eingeschränkt zu gewährleistenden Aktualität in der Regel nicht aus, um den europarechtlichen Vorgaben des Artenschutzrechts Genüge zu tun (MÜLLER-PFANNENSTIEL und WULFERT 2007, S. 39). Nach der aktuellen Rechtsprechung des BVerwG sind die Verbotstatbestände des Art. 5 der Vogelschutz- und des Art. 12 Abs. 1 FFH-RL weit im Sinne eines individuenbezogen Schutzes auszulegen und können nur durch die vom Europarecht vorgesehenen Ausnahmeregelungen überwunden werden (BVerwG, Urteil vom 16. März 2006, Az. 4A 1001.04, NVwZ 2006, 1055 ff., Ziffer 570 – zum umstrittenen Individuenbezug der Verbotsvorschriften näher: GELLERMANN 2007; WOLF 2006). Ob in einem bestimmten Areal einzelne Individuen der geschützten Arten existieren, lässt sich derzeit nicht zuverlässig aus den Landschaftsplänen ableiten, da die Landschaftspläne zwar häufig gezielt zum Teil artbezogene Spezialuntersuchungen enthalten (Hinweise für die Landschaftsplanung unter anderem in BRINKMANN 1999), diese aber als Sonderleistungen (nach der Honorarordnung für Architekten und Ingenieure (HOAI)) nicht zum Standarderfassungsprogramm gehören. Gleichwohl sollen in der Landschaftsplanung alle bereits bekannten Informationen über geschützte und gefährdete Arten enthalten sein. Ihre Aussagen zu Lebensräumen erlauben jedenfalls Rückschlüsse auf das mögliche Artenspektrum vor Ort und – je nach Umfang der Bestandserhebung – teilweise auch zum Erhaltungszustand der lokalen Populationen. Die Landschaftsplanung erleichtert damit selbst im ungünstigsten Fall mindestens eine gezielte Ausrichtung des Untersuchungsprogramms von Umweltfolgenprüfungen.

Empfehlenswert erscheint es, über den insoweit existierenden Indiziencharakter der Landschaftsplanung hinaus eine verstärkte Verknüpfung der Planung mit Modellierungen für Artenpopulationen vor Ort herbeizuführen.

446. Für die Umsetzung des europäischen und nationalen Artenschutzrechtes erweist sich die Sicherung eines günstigen Erhaltungszustandes der geschützten Arten bzw. ihrer Populationen als essenziell (Art. 2 und 3 der Vogelschutz-RL, Art. 2 Abs. 2 und 16 der FFH-RL bzw. die nationale Umsetzung insbesondere durch § 42 BNatSchG). In diesem Zusammenhang könnte der auch vorsorgenden Artenschutzfunktion der Landschaftsplanung eine hohe Bedeutung zukommen. Die Landschaftsplanung eröffnet insbesondere Möglichkeiten zur Koordinierung von Biotopverbund und Artenschutzmaßnahmen. Sie kann ferner Maßnahmen der Bestandsstabilisierung und –vergrößerung sowie Funktionserhaltung anstoßen. Im Vorfeld von Planungen oder Vorhaben besteht die Gelegenheit zu vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen, zur Darstellung von Möglichkeiten der Umsiedlung von betroffenen Populationen sowie zur Verbindung des speziellen Artenschutzes mit Ausgleichsmaßnahmen für andere Schutzgüter. Dazu bedarf es einer flächendeckenden Informationsgrundlage.

Flächendeckungsprinzip

447. „Weiße Flecken“ bei der Bestandserhebung und Zielformulierung der Landschaftsplanung reduzieren die Aussagekraft der verschiedenen Pläne nicht nur im Hinblick auf den Raum, der von der Landschaftsplanung nicht erfasst wird. Sie begründen auch die Gefahr von Fehlgewichtungen bezogen auf den Plan insgesamt. So können ohne eine flächendeckende Informationsgrundlage Programme, Pläne und Projekte im Sinne von SUP, UVP oder auch der Eingriffsregelung nicht im Gesamtzusammenhang des Zustands von Natur und Landschaft bewertet werden. Eine sachgerechte summative Betrachtung unter Berücksichtigung von Parallel- und Vorbelastungen ist nicht gewährleistet. Beispielsweise kann man die Bedeutung eines Biotops kaum zutreffend bewerten, ohne zu wissen, ob, gegebenenfalls wo und wie viele weitere Biotope des gleichen Typs existieren. Denkbar erscheint es allenfalls, in Abhängigkeit von Art und Umfang der berührten Naturgüter sowie deren Gefährdungsgrad in einem eng begrenzten Planungsraum eine reduzierte Bearbeitungsintensität bei der Planerstellung bzw. -fortentwicklung zuzulassen. Auf weitere Planungen kann beispielsweise im Falle bereits intensiv geplanter Schutzgebiete verzichtet werden. Um ein missbräuchliches Abrücken von der notwendigen Planungstiefe zu verhindern, sollte eine derartige Vorgehensweise der Genehmigungspflicht der oberen Naturschutzbehörden unterliegen.

Planungsebenen

448. Das bisherige Planungssystem ist mit Recht derart konzipiert, dass auf der jeweiligen Ebene der räumlichen Gesamtplanung – Landesplanung, Regionalplanung, Bauleitplanung – ein naturschutzfachlicher Beitrag zu dieser Planung einbezogenen werden kann. Dies müsste in Zukunft weiterhin gewährleistet sein. Auch die Gemeinden sind im Rahmen ihrer Bauleitplanung auf das Ziel einer nachhaltigen städtebaulichen Entwicklung mit der Erhaltung der Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes im Besonderen verpflichtet (§ 1 Abs. 5, Abs. 6 Nr. 7a, § 1a Abs. 3 BauGB). Um eine sachgerechte bauleitplanerische Abwägung sicherzustellen, sind die Kommunen auf die Beiträge der Landschaftsplanung angewiesen.

Bei einem Verzicht auf Planungsstufen im Rahmen der Landschaftsplanung müsste jedenfalls sichergestellt sein, dass die Detaillierungs- und Konkretisierungsfunktionen auf höherer Ebene leistbar bzw. Ziele auf niedrigerer Ebene sachgerecht formulierbar sind (SRU 2007b, Tz. 235). So würde das Absehen von einem örtlichen Landschaftsplan dem Landschaftsrahmenplan mit Blick auf die kommunale Bauleitplanung eine sehr hohe Informationsbereitstellungslast aufbürden. Die Akzeptanz fördernder Einbeziehung der örtlichen Bevölkerung und der Landnutzer würde zudem weitgehend entfallen.

449. Entlastungen der Darstellungen auf den verschiedenen Planungsebenen lassen sich durch eine deutlichere Zuordnung und eine konsequentere Abschichtung der Planungsinhalte im Rahmen des mehrstufigen Systems der Landschaftsplanung erreichen. Die Handhabbarkeit und Transparenz der Planungsaussagen wird erhöht, wenn man die Aussagen der Landschaftsplanung weniger an Maßstabsvorstellungen, sondern vielmehr an der Bedeutung der dargestellten Sachverhalte (lokal, regional oder überregional) und den Entscheidungskompetenzen auf der jeweiligen Planungsebene orientiert. Beispielsweise sollten ein landesweiter Biotopverbund oder die Ausweisung von Biosphärenreservaten überregional geplant werden, während die Entwicklung von Hecken und Feldgehölzen aus Gründen des Erosionsschutzes der lokalen Planungsebene überlassen werden kann. Allerdings darf eine derartige Mehrebenenzuweisung die Funktionen der Landschaftsplanung nicht beeinträchtigen. Darüber hinaus ist zu bedenken, dass die Zuordnungen von Entscheidungskompetenzen zu bestimmten Ebenen insbesondere im Kontext der Verwaltungsmodernisierungen der Länder in verstärktem Maße Änderungen unterworfen sind (SRU 2007b, Tz. 171 ff.). Ein hinreichend beständiges Planungssystem verlangt indessen, dass sich Neuverortungen von Kompetenzen bzw. Planungsinhalten in Grenzen halten.

Bundeslandschaftsprogramm

450. Herausforderungen, wie die zu erwartenden Verschiebungen von Artenarealen infolge des Klimawandels, der Aufbau und die fachgerechte Bewirtschaftung des Netzes NATURA 2000, die Ausweisung bundesweit bedeutsamer Schutzgebiete, die länderübergreifende Biotopvernetzung zum Beispiel entlang von Flussläufen und in großen Waldgebieten oder die Verteilung von Fördergeldern, lassen sich nur länderübergreifend wirksam planerisch steuern. Die Einführung einer bundesweiten Landschaftsplanung erscheint deshalb zwingend erforderlich. Ein Bundeslandschaftsprogramm könnte auch die Zielvorgaben der Biodiversitätsstrategie (Tz. 396 ff.) in sich aufnehmen und mit Instrumenten verknüpfen.

Öffentlichkeitsbeteiligung und Fortschreibung

451. In verfahrensrechtlicher Hinsicht sollte das zukünftige BNatSchG Vorgaben

- zur Beteiligung der Öffentlichkeit an der Planaufstellung und zur Bereitstellung der Inhalte der Landschaftspläne,
- zur Durchführung eines Monitorings im Hinblick auf die Entwicklung im jeweiligen Plangebiet und
- zur regelmäßigen Fortschreibung der Landschaftspläne

enthalten.

Die Verpflichtungen zu Öffentlichkeitsbeteiligung und Monitoring resultieren zwar bereits aus der SUP-Pflichtigkeit der Landschaftsplanung, die in Umsetzung der SUP-Richtlinie (SUP-RL) in das deutsche Recht aufgenommen worden ist. Eine solche SUP-Pflicht erscheint in rechtlicher Hinsicht allerdings nicht zwingend geboten (LOUIS 2006a, S. 285) und könnte zukünftig zur Disposition stehen. Die mit der Anwendung des Instruments verbundenen, aus naturschutzfachlicher Sicht positiven Nebenwirkungen sollten daher in Übereinstimmung mit den Zielsetzungen der Aarhus-Konvention unabhängig von der SUP-Pflicht abgesichert werden. Eine Bereitstellung der Landschaftspläne über das Internet würde in besonderem Maße den informationsbezogenen Vorgaben der Aarhus-Konvention und der Umweltinformationsrichtlinie (Umweltinformations-RL) entsprechen.

Unabhängig von den verschiedenen verfahrensrechtlichen Vorgaben der Länder zur Integration der Inhalte der Landschaftsplanung in die Gesamtplanung wäre es schließlich vorteilhaft, die Umweltinformationsfunktion der Landschaftsplanung auch in Ländern mit Primärintegration oder eigenständiger Verbindlichkeit der Landschaftsplanung zu gewährleisten, indem unabhängig vom Integrationsmodell ein unverbindlicher öffentlicher Fachbeitrag im Vorfeld der eigentlichen Planung erstellt wird.

452. Für eine breite Einsetzbarkeit der Landschaftsplanung muss diese ferner regelmäßig aktualisiert werden. Dies kann abgestuft erfolgen, indem

- Nutzungsänderungen ständig in die digitalen Planwerke aufgenommen werden,
- eine Neubewertung und Zielrevision periodisch, angepasst an Änderungen der räumlichen Gesamtplanung oder an den Bedarf der Umweltbeobachtung erfolgt sowie
- fallweise für Teilräume aktualisiert wird, soweit wesentliche Änderungen eingetreten oder geplant sind.

Landschaftsplanung im Lichte eines integrativen Umweltschutzes

453. Obgleich der integrative Ansatz im Kontext der Vorhabensgenehmigung bei den Arbeiten am UGB eine gesteigerte Beachtung erfährt, sind auf Ebene der Planung keine Bestrebungen zu einer Harmonisierung und Zusammenführung einschlägiger Instrumente erkennbar. Mit der Relativierung der Landschaftsplanung wird im Gegenteil dasjenige der heutigen Planungsinstrumente zurückgedrängt, das einer medienübergreifenden Umweltfachplanung am allernächsten kommt. Dies erscheint mit Blick auf die Bedeutung eines integrativen Umweltschutzes kaum sachgerecht. Will man zumindest mittelfristig einen medialen Planungsansatz beibehalten, so ist Koordinierungsdefiziten durch eine Verbesserung der Schnittstellen und einer Stärkung, nicht aber durch einen Abbau der Landschaftsplanung entgegenzuwirken. Wenig nachvollziehbar ist auch, dass angesichts eines Aufschwungs der Landschaftsplanung infolge der Ratifizierung der Europäischen Landschaftskonvention durch 29 europäische Staaten (Stand: Januar 2008) diese ausgerechnet in Deutschland, dem Vorreiterland der Landschaftsplanung, zurückgebaut werden soll. Unter den 27 Staaten der EU haben lediglich Deutschland, Österreich und Estland die Konvention nicht gezeichnet. Art. 5b und Art. 6 Abschnitt C bis E der Konvention verlangen Maßnahmen zur Erfassung und Bewertung der Charakteristika der Landschaften und ihrer Veränderungen, die Formulierung von Qualitätszielen sowie Instrumente zur Umsetzung von Landschaftspolitiken. Diese Aufgaben kann die deutsche Landschaftsplanung unzweifelhaft erfüllen. Angesichts der guten Ausgangslage in Deutschland wären mit der Ratifizierung der Konvention keine zusätzlichen Berichtspflichten und damit keine zusätzlichen Kosten verbunden. Von der in der Konvention geforderten Einbindung der Bevölkerung sind dagegen wesentliche Impulse für einen partizipativ angelegten, demokratiefähigen Naturschutz zu erwarten.

5.7.4.3 Gute fachliche Praxis

454. Die gute fachliche Praxis stellt sich als Ausprägung des Grundsatzes des flächendeckenden Mindestschutzes in denjenigen Arealen dar, die land-, forst- oder auch fischereiwirtschaftlich genutzt werden. Gleichwohl genügen die kodifizierten Maßstäbe der guten fachlichen Praxis nicht, um den aktuellen Anforderungen des Natur- und Klimaschutzes gerecht zu werden. Sie sind in Richtung auf einen abgestimmten Katalog von Umweltstandards weiterzuentwickeln. Dies verlangt die Aufnahme

- eines Verbots des Umbruchs von Grünland zur Reduktion von Stoffeinträgen in die Gewässer sowie zur Verminderung von Treibhausgasemissionen; ein solches Verbot ist auch angesichts der vielfältigen Funktionen des Grünlandes für die Biodiversität gerechtfertigt (Tz. 226, 230, 973 f., 999),
- einer Verpflichtung zur Einhaltung einer mindestens dreigliedrigen Fruchtfolge zur Verringerung der biodiversitätsbezogenen Auswirkungen der gesteigerten Biomasseerzeugung (SRU 2007a, Tz. 67),
- eines Verbotes zur Beseitigung bedeutender, vor allem älterer Struktur- und Saumelemente.

Bei der forstlichen Nutzung des Waldes sollten sich Umtriebszeiten und Baumartenwahl auch an den Funktionen des Waldes als Speicher und temporäre Senke für Treibhausgasemissionen ausrichten. Waldbauliche Maßnahmen sind mit boden- und bestandsschonenden Techniken auszuführen.

455. Darüber hinaus sind die Regelungen zur der guten fachlichen Praxis mit Vorgaben zu ihrer behördlichen Durchsetzung zu unterlegen (SRU 2002a, Tz. 354 ff.). Ein näherer Blick in die Naturschutzgesetze von Bund und Ländern offenbart, dass es fast ausnahmslos an Normen fehlt, die auf einen Vollzug der guten fachlichen Praxis hinwirken.

5.7.4.4 Schutzgebiete

456. Ein angemessener Schutz unzerschnittener Räume (Tz. 342, 352, 479) setzt zwingend ein quantitativ und qualitativ hinreichend abgesichertes, insbesondere auch vernetztes System geschützter Gebiete voraus (Kap. 5.6). Zu diesem Zwecke sollten die schutzgebietsbezogenen Regelungen des BNatSchG weiterentwickelt werden.

Dies verlangt hinsichtlich der Schutzgebietstypen eine Präzisierung der inhaltlichen Profile der existierenden Kategorien. Zusätzlich sollte auch eine bundesweite naturschutzfachliche Konzeption über schützenswürdige Arten und Lebensräume erarbeitet werden (SRU 2002a, Tz. 310 ff.).

Hinsichtlich der Schutzgebietserklärungen ist eine Präzisierung des Kataloges von Mindestinhalten, insbesondere deutlichere Anpassung der Vorgaben des § 33 Abs. 3 BNatSchG für NATURA 2000-Schutzgebiete an die allgemeinen Erfordernisse des § 22 Abs. 2 BNatSchG (zur Praxis der Schutzgebietsausweisungen Tz. 410 f.), geboten. Im Gegensatz zur dieser allgemein auf Schutzgebiete bezogenen Regelung wird bei jener nicht hinreichend deutlich, ob die Schutzerklärung selbst die Ge- und Verbote enthalten muss.

Gerade bei NATURA 2000-Gebieten ist mit Blick auf das einzusetzende Schutzinstrument eine Verpflichtung zu einem ordnungsrechtlichen Grundschutz der Gebiete zu normieren. Das geltende Recht geht in § 33 Abs. 3 BNatSchG davon aus, dass im Falle des gleichwertigen Schutzes durch eine vertragliche Vereinbarung auf eine ordnungsrechtliche Unterschutzstellung verzichtet werden kann. Angesichts der fehlenden Bindungswirkung der Verträge gegenüber Dritten erscheint aber regelmäßig zweifelhaft, ob Verträge eine solche Gleichwertigkeit strukturell überhaupt gewährleisten können (APFELBACHER et al. 1999, S. 67; SCHUMACHER und FISCHER-HÜFTLE 2003, § 33 Rn. 36; für die Einführung einer Regelung zur Allgemeinverbindlichkeitserklärung von Verträgen daher: BMU 1998). Für eine prinzipielle Zulässigkeit vertraglicher Vereinbarungen gerade zum Schutz von FFH-Gebieten ließe sich zwar Art. 1 Nr. 1 der FFH-RL anführen, wonach besondere Schutzgebiet im Sinne des FFH-Regimes auch auf einer vertraglichen Vereinbarung basieren können. Im Kontext der Überleitungsvorschrift des Art. 7 der FFH-RL hat der EuGH allerdings ausgeführt, dass die Abgrenzung der besonderen Schutzgebiete auch Dritten entgegengehalten werden muss (EuGH, Urteil vom 27. Februar 2003, Rs. C-415/01, Slg. 2003, I-02081, Rz. 16 ff.). Mit Blick auf das Schutzziel der Vogelschutz-RL müsste sie eine „zwingend unbestreitliche Verbindlichkeit“ aufweisen. Diese Rechtsprechung dürfte den Anwendungsbereich vertraglicher Vereinbarungen erheblich einschränken (zur derzeitigen Länderpraxis vgl. auch LANA 2005). Ein ordnungsrechtlicher Grundschutz erscheint auch mit Blick auf die vielfach begrenzte Laufzeit vertraglicher Vereinbarungen und ihre vollständige Abhängigkeit von finanziellen Gegenleistungen zwingend geboten (APFELBACHER et al. 1999, aaO).

Um den Schutzerfolg langfristig sicherzustellen, ist eine explizite Verpflichtung zur regelmäßigen Evaluierung des Gebietszustandes in das BNatSchG aufzunehmen. Flankierend bedarf es ferner Regelungen zur vorläufigen Sicherung der Gebiete bis zu ihrer vollständigen Ausweisung.

5.7.4.5 Umweltbeobachtung

457. Sachgerechte Entscheidungen auf hinreichender Wissensbasis verlangen zwingend eine auch bundesweit abgestimmte Umweltbeobachtung (SRU 1991;

2004b). Trotz einschlägiger supra- und internationaler Verpflichtungen (Vogelschutz-RL, FFH-RL, WRRL, RL 2001/18/EG, Übereinkommen über die biologische Vielfalt) existiert bis heute kein bundeseinheitlich abgestimmtes Monitoringprogramm, das hinreichende Informationen über den Zustand von Natur und Landschaft und ihre Veränderungen bereitstellt. Im Rahmen der Novelle des BNatSchG erweist es sich auch in Ansehung der europa- und völkerrechtlichen Verpflichtungen Deutschlands als unabdingbar, bundesweite Mindestinhalte für die Umweltbeobachtung festzuschreiben. Diese müssen über die allgemein gehaltene Regelung des § 12 BNatSchG hinausgehen. Insbesondere sind Mindestanforderungen für eine adäquate Datensammlung im Bereich Naturschutz und Landschaftspflege zu formulieren (dazu näher: SRU 2002a, Tz. 364 ff.). Ein Blick in die Landesnaturschutzgesetze zeigt, dass landesrechtliche Regelungen das Bundesrecht bisher kaum näher ausgefüllt haben. Ganz überwiegend reduzieren sich die einschlägigen Regelungen darauf, den Zweck des Monitorings zu definieren und/oder Zuständigkeiten zu benennen. Teilweise wird das Monitoring unzutreffend lediglich unter die Zielsetzungen des Naturschutzes subsumiert und allgemein verlangt, dieses zu unterstützen und zu fördern (§ 1 Abs. 3 des Hessischen Naturschutzgesetzes). Aussagen zu Erhebungskriterien oder -methoden finden sich in den Landesnaturschutzgesetzen nicht.

5.7.5 Zusammenfassung und Empfehlungen

458. Mit der Erarbeitung eines UGB steht auch die Novellierung des BNatSchG auf der Tagesordnung. Trotz beträchtlicher kompetenzrechtlicher Herausforderungen muss es dabei gelingen, der Leitfunktion des Bundesrechts durch die Normierung vollzugsfähiger Vollregelungen gerecht zu werden. Diese haben eine angemessene Antwort auf die drängenden Fragen des Biodiversitätsverlustes und des Klimawandels zu geben. Ein kontraproduktiver Stillstand der sachlich erforderlichen Rechtsetzung wegen der zeitlich obendrein gestreckten Schaffung eines UGB darf keinesfalls eintreten. Im Hinblick auf die zentralen Instrumente des Naturschutzrechts sind insbesondere folgende Weiterentwicklungen geboten:

In Bezug auf die Eingriffsregelung:

- Eine Erweiterung des Eingriffsbegriffs (explizite Anerkennung des Schutzgutes Wasser) und Vorgaben zu seiner Präzisierung durch Positiv- und Negativlisten (Tz. 431) sowie die Berücksichtigung von Treibhausgasemissionen durch Landnutzungsänderungen bei der Abarbeitung der Eingriffsregelung;
- Auf Rechtsfolgenseite bei Aufrechterhaltung des Vorrangs der Realkompensation die Formulierung fachlicher Bewertungsmaßstäbe für eine sachgerechte Differenzierung zwischen Ausgleich und Ersatz; darüber hinaus sind die

Aufwertungsfähigkeit von Kompensationsflächen innerhalb und außerhalb von Poollösungen, eine Kohärenz der Kompensation mit anderen Instrumenten des Naturschutzes sowie eine dauerhafte Sicherung der Kompensationsmaßnahmen zu gewährleisten. Der Einsatz der Kompensationen für vom Staat zu erfüllende und zu finanzierende Naturschutzaufgaben sollte ausgeschlossen sein (Tz. 433 ff.);

- Bundeseinheitliche Maßstäbe für die Berechnung des subsidiären Ersatzgeldes und eine Pflicht zur Verwendung der Mittel im naturräumlichen Zusammenhang zum Eingriff (Tz. 437);
- Ein bundeseinheitliches naturschutzfachliches Verfahren zur Bewertung von Eingriffen und Kompensationen (Tz. 438);
- Eine Stärkung des behördlichen Kontrollinstrumentariums zur Umsetzung der Eingriffsregelung (Tz. 439 f.).

In Bezug auf die Landschaftsplanung:

- Eine Erweiterung ihrer Inhalte um klimarelevante Aussagen zur Flächennutzung sowie integrierte Emissionsminderungs- und Anpassungsmaßnahmen, zur raumbezogenen Konkretisierung der guten fachlichen Praxis, zur flächen- oder standortspezifischen Verwendung von Fördermitteln, zur räumlichen Einschränkung der Biomasseerzeugung sowie zum Ausschluss von GVO (Tz. 443);
- Unter Beibehaltung der flächendeckenden Landschaftsplanung (Tz. 447) und prinzipiell der bisherigen Planungsstufen (Tz. 448 f.) eine Einführung eines Bundeslandschaftsprogramms (Tz. 450) bei konsequenter Abschichtung der Planungsinhalte (Tz. 449);
- Eine Pflicht zur regelmäßigen Fortschreibung der Landschaftspläne unter Öffentlichkeitsbeteiligung. Die Pläne sollten der interessierten Öffentlichkeit in digitalisierter Form zur Verfügung stehen (Tz. 451 f.).

Im Hinblick auf die gute fachliche Praxis:

- Die Aufnahme eines generellen Verbotes des Umbruchs von Dauergrünland, die Verpflichtung zur Einhaltung einer dreigliedrigen Fruchtfolge, die Ausrichtung waldbaulicher Maßnahmen an klimarelevanten Erwägungen unter Beachtung boden- und bestandsschonender Techniken; die Regeln der guten fachlichen Praxis sind mit einem behördlichen Kontrollinstrumentarium zu unterlegen (Tz. 454 f.).

Im Hinblick auf den Gebietsschutz:

- Eine Präzisierung der Profile der Schutzgebietskategorien, eine nähere Festlegung des Mindestinhalts von Schutzgebietserklärungen sowie die Verpflichtung zu einem ordnungsrechtlichen Grundschutz bei NATURA 2000-Gebieten (Tz. 456).

Im Hinblick auf das Monitoring:

- Bundeseinheitliche Mindestinhalte für die Umweltbeobachtung (Tz. 457).

Eine höhere Regelungsdichte des Naturschutzrechts erweist sich unabdingbar, um seinen Stellenwert im Vollzug zu erhöhen und die stark unter Kapazitätsmängeln leidenden Naturschutzbehörden von Argumentationslasten zu befreien. Sie trägt zu einer stärkeren Wirkungseffektivität naturschutzrechtlicher Regelungen bei.

5.8 Flankierende Lösungsansätze zur Sicherung der Handlungsfähigkeit des Naturschutzes

459. Durch den Abbau hauptamtlicher Personalkapazitäten im Zuge allgemeiner Verwaltungsreformen (vgl. SRU 2007b, Tz. 90 ff.), rückläufige öffentliche Haushalte sowie den demografischen Wandel verringern sich sowohl die finanziellen Ressourcen als auch die personellen Kapazitäten im Haupt- und Ehrenamt des Naturschutzes fortlaufend.

Um die Handlungsfähigkeit weiterhin zu gewährleisten, sind neben der bereits dargestellten rechtlichen Instrumentierung des Naturschutzes eine Reihe von Maßnahmen erforderlich, die die beiden Sektoren – Personal und Finanzen – nachhaltig stärken. Als Bestandteile einer solchen Strategie ist zum Beispiel denkbar,

- die finanziell schwache Grundausstattung des Naturschutzes durch die Erschließung neuer oder Stärkung vorhandener Finanzierungsquellen zu verbessern,
- neue Organisationsmodelle, zum Beispiel im Flächenschutz, einzuführen,
- partizipative Prozesse, zum Beispiel in Planfeststellungs- und Plangenehmigungsverfahren, zu erhalten bzw. zu stärken sowie
- die individuellen Handlungskompetenzen im Bereich des Naturschutzes quer durch alle Altersstufen und Bevölkerungsgruppen über eine „Bildungsoffensive“ zu verbessern.

Das ehrenamtliche Engagement nimmt im Naturschutz eine besonders herausragende Rolle ein. Vielerorts unterstützen ehrenamtlich Tätige die Naturschutzbehörden, indem nicht-hoheitliche Tätigkeiten, wie zum Beispiel Artenerfassung und -monitoring oder Bildungs- und Öffentlichkeitsarbeit, übernommen werden. Einerseits sind die Naturschutzbehörden somit auf die Mitarbeit der organisierten Verbände angewiesen, andererseits erfolgt für diese durch das Mitwirken an einer Vielzahl von Vorgängen eine Bindung der ohnehin knappen Arbeitskapazitäten. Die Komplexität der Aufgaben verlangt darüber hinaus ein hohes Qualifikationsniveau im Ehrenamt (vgl.

Abschn. 5.8.3). Zum Erhalt der Handlungskapazitäten des Naturschutzes insgesamt ist daher eine nachhaltige Stärkung des Ehrenamtes erforderlich.

5.8.1 Neue Finanzierungsquellen und Organisationsmodelle für den Naturschutz

460. Die Kosten für einen wirksamen Naturschutz in Deutschland werden bezogen auf die reinen Maßnahmekosten (ohne Planung, Monitoring und Verwaltung) auf 1,0 bis 1,6 Mrd. Euro jährlich geschätzt (SCHWEPPE-KRAFT 2006) und sind damit ein vergleichsweise geringer Etatposten. Zum Vergleich hat die Bundesregierung zwischen 2001 und 2006 jedes Jahr circa 7,5 Mrd. Euro für den Neu- und Ausbau von Bundesstraßen und Autobahnen ausgegeben (BMVBS 2007); die kombinierten Ausgaben für den Agrarsektor (EU, Bund und Länder) in Deutschland liegen derzeit bei circa 10 Mrd. Euro im Jahr (vgl. Abschn. 11.4.3). Die letzte Bilanz der Ausgaben für den Naturschutz von Bund und Ländern aus dem Jahre 2002 ergab demgegenüber nur ein Gesamtbudget – einschließlich der Verwaltungskosten und EU-Mittel für den Vertragsnaturschutz – von circa 469,7 Mio. Euro für das Referenzjahr 1999 (s. SRU 2004b, Tz. 151). Statt einer Anhebung des Budgets waren die Ausgaben von Bund, Ländern und Gemeinden im Bereich des Natur- und Landschaftsschutzes weiter rückläufig (SRU 2007b, Tz. 97). Für die Wahrnehmung vieler gesetzlich vorgesehener Aufgaben des Naturschutzes, insbesondere für die Umweltbeobachtung und die Verwaltung von Schutzgebieten, stehen deshalb nicht in ausreichendem Maße finanzielle Mittel und hauptamtliches Personal zur Verfügung (s. Tz. 365 f., 396 f., 425; SRU 2007b, Tz. 108). Diese besorgniserregende Situation lässt sich am Beispiel vieler Großschutzgebiete illustrieren.

Nationalparks und Biosphärenreservate sind – trotz einer nicht systematisch erfolgenden Ausweisung (SRU 2002a, Tz. 47) – ein zentrales Element des Naturschutzes, nehmen vielerorts aber auch eine prominente Stellung in der regionalen Wertschöpfungskette ein (JOB et al. 2005). Schätzungen gehen von 20 bis 45 Millionen Besuchern in den deutschen Nationalparkregionen im Jahr aus (AUbE 2003); genaue Zahlen liegen allerdings wegen eines fehlenden oder lückenhaften Besuchermonitorings in der Regel nicht vor. Der 280 000 ha große Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer zählt beispielsweise allein in seinen Besucherzentren jedes Jahr 600 000 bis 700 000 Besucher, die Anzahl der Übernachtungs- und Tagesgäste liegt in dieser Region bei deutlich über 10 Millionen Gästen. Dem stehen lediglich sieben Planstellen für Ranger gegenüber, die in der Vergangenheit nicht immer besetzt waren (Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer 2003; WWF Deutschland 2006) Auch wenn weiteres Personal (Zivildienstleistende, freiberuflich Tätige und Umweltverbände) Bildungs- und Informationsarbeit übernimmt, reicht dies nicht aus, um flächendeckend im notwendigen Maße die Besucher zu

betreuen. Die Situation variiert jedoch in den Bundesländern auch innerhalb der Schutzgebiete (vgl. hierzu auch SRU 2007b, Tz. 197 ff.). In der Gesamtbetrachtung operiert das deutsche „System“ der Großschutzgebiete unter ungünstigen Rahmenbedingungen, häufig auf Kosten einer defizitären Besucherbetreuung, einer reduzierten Kapazität für Monitoring und Wissenschaft sowie der örtlichen Akzeptanz (vgl. SRU 2002a, Tz. 77 ff.). Erfahrungen auch aus anderen Ländern zeigen, dass die Präsenz dauerhaft zur Verfügung stehender Ansprechpartner – insbesondere der „direkte Draht“ zur örtlichen Bevölkerung – sich positiv auf die Akzeptanz auswirkt (von RUSCHKOWSKI 2008).

461. Vor dem Hintergrund dieser bestehenden Defizite ist die gegenwärtige Option der quantitativen und qualitativen Verbesserung des Gebietsschutzes über die sogenannten Nationalen Naturerbe-Flächen zu bewerten. Durch die einstweilige Sicherstellung gesamtstaatlich repräsentativer Naturschutzflächen auf bundeseigenen Liegenschaften hat die Bundesregierung einen ersten wichtigen Schritt zum Ausbau eines bundesweiten Biotopverbundsystems geleistet. Allerdings ist derzeit noch nicht endgültig absehbar, welche Kosten und Folgekosten bei der Übertragung dieser 80 000 bis 125 000 ha auf die zukünftigen Träger zukommen werden. Es ist zu befürchten, dass unter anderem durch Fragen der Übernahme von Altlasten (Sanierung, Haftung) und von Personal der staatlichen Forstverwaltung erhebliche Kosten entstehen. Zudem müssen dauerhaft finanzielle Mittel für Steuern und Abgaben, Pflege und Entwicklung der Flächen sowie begleitende Öffentlichkeitsarbeit aufgebracht werden. Wenngleich die Angaben zur durchschnittlichen Höhe dieser Kosten einer großen Spannbreite unterworfen sind (SCHENK 2005 gibt für Pflege und Entwicklung 25 Euro pro Hektar und Jahr an; RÖHRSCHEID und HENNEK 2005: 41 Euro; FLECKENSTEIN 2005: 50 Euro; WICHTMANN und SUCCOW 2006 geben einschließlich Öffentlichkeitsarbeit und Personal 125 Euro pro Hektar an), sind auch bei einem Kostenansatz am unteren Ende der Skala die Gesamtsummen, die sich aufgrund der Größe der Flächen ergeben, erheblich. Das Flächenmanagement von circa 100 000 ha würde demnach bei einem durchschnittlichen Ansatz von 75 Euro pro Hektar (dies beinhaltet teilweise Einkünfte durch forstliche Nutzung im Zuge des Waldumbaus) einschließlich Personal 7,5 Mio. Euro pro Jahr kosten.

Die derzeitig angestrebte Lösung sieht vor, circa 50 000 ha auf die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) zu übertragen. Die restlichen Flächen sollen an die Länder und von dort aus gegebenenfalls weiter an die Naturschutzverbände gehen. Derzeit ist nichts darüber bekannt, dass für Erwerb und Unterhalt dieser Flächen zusätzliche Mittel durch Bund oder die Länder zur Verfügung gestellt werden sollen. Dies würde bedeuten, dass die Kosten aus bestehenden Haushalts-, Förder- und Verbandsbudgets aufgebracht werden müssten und dem Naturschutz in anderen Bereichen dringend benötigte Mittel entzogen würden. Es ist deshalb zwingend

notwendig, die Staatsausgaben im Naturschutz entsprechend zu erhöhen. Zusätzlich sollten die Potenziale zur Erschließung weiterer Finanzierungsquellen aktiviert und insbesondere beim Flächenschutz und -management neue Organisationsmodelle in Erwägung gezogen werden.

462. Grundsätzlich haben sich die politischen und fiskalischen Rahmenbedingungen zur Akquisition zusätzlicher Gelder für den Naturschutz in den letzten Jahren verbessert. Mit dem Beschluss des „Gesetzes zur weiteren Stärkung des bürgerschaftlichen Engagements“ im September 2007 haben Bund und Länder durch erhebliche Steuervergünstigungen einen wichtigen Schritt zu einer weiteren Modernisierung des Stiftungs- und Spendenrechts vollzogen (Bundesrat 2007b). Für den Naturschutz erschließen sich durch die veränderte Gesetzgebung Möglichkeiten, intensiv zusätzliches Kapital für die Erfüllung seiner Aufgaben einzuwerben. Dabei können sowohl Sponsoring- als auch Stiftungs- oder Trustmodelle zum Tragen kommen. Beim Sponsoring können moralisch-ethische Bedenken bestehen, wenn der Wirtschaftszweck des Sponsors den Interessen des Naturschutzes grundsätzlich oder teilweise entgegensteht (HARTWIG 2006). Stiftungs- und Trustlösungen sind grundsätzlich zu bevorzugen, weil im Gegensatz zum Sponsoring die Mittel dauerhaft zur Verfügung gestellt werden.

Das geschätzte Privatvermögen in Deutschland betrug Ende 2006 mehr als 10 Billionen Euro (gegenüber Schulden in Höhe von 1,6 Billionen Euro), wovon bis zum Ende des Jahrzehnts circa 1,4 Billionen Euro vererbt werden (DIA 2007). In Fällen, in denen Erben fehlen oder wenn das Erbe gemeinnützig eingesetzt werden soll, stellen Stiftungen eine sinnvolle Lösung dar. Hierbei kann sowohl der Kapitalstock bestehender Stiftungen aufgestockt werden als auch eine Neugründung von Stiftungen erfolgen. Im letzteren Fall sollte der Stiftungszweck klar definiert sein und so zur Finanzierung konkreter Projekte, beispielsweise für Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen auf einer räumlich oder namentlich eingegrenzten Fläche des oben beschriebenen Nationalen Naturerbes, beitragen. Die Erfahrung zeigt, dass es einfacher gelingt, Stifter und Spender von einem Anliegen zu überzeugen, wenn der Zweck konkret ist und potenzielle Geldgeber intensiv betreut werden (HÖNIG 2006).

463. Neue Organisationsmodelle können primär naturschutzbezogene Modelle (z. B. Stiftungsnationalparks oder Land Trusts) sein oder auch strategische Allianzen mit anderen Akteuren, deren Interessen starke Schnittmengen mit dem Naturschutz aufweisen (z. B. die Etablierung von Bodenfonds in der Landwirtschaft für Flächen, auf denen ökologischer Landbau betrieben wird bzw. Umweltleistungen erbracht werden, vgl. Kap. 11.6, Tz. 975, 1001).

Das Potenzial von Stiftungsnationalparks als Beitrag zu einem verbesserten, kohärenten System von Großschutzgebieten in Deutschland wird seit einigen Jahren,

insbesondere an den konkreten Beispielen des Peenetals und der Grenzheide in Mecklenburg-Vorpommern (WICHTMANN und SUCCOW 2006; CZYBULKA 2007), als möglicher Ansatz diskutiert. Bezüglich der rechtlichen Voraussetzungen kommt CZYBULKA (2007) zu dem Ergebnis, dass eine Nationalpark-Trägerschaft in der Rechtsform einer Stiftung des Öffentlichen Rechts grundsätzlich möglich ist. Somit ist ein derartiges Modell zum Beispiel für einzelne Flächen aus dem Nationalen Naturerbe denkbar. Allerdings müssen in diesem Fall die gleichen Standards gelten (IUCN- oder entsprechende andere Kriterien), die für ein vergleichbares hoheitliches Schutzgebiet zur Anwendung kämen. Die Einrichtung von Stiftungsnationalparks darf nicht zu einem Wettlauf um die niedrigsten Standards führen. Wenn sie nicht zu einer Senkung der Standards führen, ist die Einführung innovativer kostensparender Verwaltungsmodelle jedoch zu begrüßen. Um die laufenden Kosten decken zu können, wäre in den beiden konkreten Fällen ein Stiftungskapital von mindestens 51 Mio. Euro (Grenzheide) bzw. 90 Mio. Euro (Peenetal) notwendig. Zur Aufbringung dieser beträchtlichen Summen wäre eine Allianz verschiedener gesellschaftlicher Gruppen gefordert.

464. In Ländern wie Großbritannien und den USA wird seit vielen Jahren das Modell der „Land Trust“ erfolgreich praktiziert. Als Land Trust gelten gemeinnützige Organisationen, deren Zweck es ist, über Landerwerb oder das Festschreiben und Abtreten bestimmter Nutzungsrechte primär (z. B. Nature Conservancy, National Park Trust) oder sekundär (National Trust, American Farmland Trust) zum Schutz der Natur beizutragen (Land Trust Alliance 2006, S. 5). Die Finanzierung erfolgt aus Spenden und Mitgliedsbeiträgen, Landbesitzer können zusätzlich ihre Flächen mit einbringen. In den USA bestanden Ende 2005 1 667 private Land Trusts; die geschützte Fläche umfasste circa 15 Mio. ha (circa 1,6 % der Gesamtfläche der USA), was eine Zunahme um 54 % gegenüber dem Jahr 2000 bedeutete (ebd. S. 4). Der National Trust in Großbritannien hingegen verwaltet in erster Linie mehr als 350 historische Objekte (Häuser und Industriedenkmäler), aber auch viele Landschaftsbestandteile (Wälder, Strände etc.) und finanziert sich aus Mitgliedsbeiträgen (3,5 Millionen Mitglieder) und Eintrittsgeldern (National Trust 2007). Dem Trust-Modell liegt der Gedanke des „(environmental) stewardship“, der generationenübergreifenden Vorbildfunktion bei der Übernahme gesellschaftlicher Verantwortung, zugrunde. Auch für Deutschland wären entsprechende Trust-Modelle denkbar und rechtlich möglich.

5.8.2 Akzeptanz und Partizipation im Naturschutz

465. Naturschutz kann als eine Form der gemeinnützigen Landnutzung betrachtet werden. Eine Verankerung des Naturschutzes vor Ort setzt voraus, dass in Bezug auf Maßnahmen des Naturschutzes in der Kulturlandschaft die Personen, die diese Flächen bewirtschaften, für eine Kooperation bzw. eine Umstellung der Bewirtschaftung hin zu naturschutzgerechteren Wirtschaftsweisen gewonnen und

gegebenenfalls entlohnt werden. Demzufolge gilt es, Interessenkoalitionen mit den Landnutzern, vor allem im Bereich der Land- und Forstwirtschaft, zu schmieden.

Für die Entstehung von Interessenkoalitionen mit Landnutzern stellt die Gewährleistung von günstigen Rahmenbedingungen finanzieller und organisatorischer Art eine wichtige Voraussetzung dar (vgl. SRU 2002a, Tz. 80). Da Naturschutz eine gesellschaftliche Aufgabe bildet, müssen Landnutzer für Nachteile oder Kosten von Nutzungseinschränkungen, die ihnen auferlegt wurden und die über die Sozialpflichtigkeit des Eigentums hinausgehen, entschädigt werden. Für freiwillig über die gesetzlich vorgeschriebenen Verursacherpflichten hinaus erbrachte Leistungen können sie entlohnt werden. Dazu sind rechtliche, aber vor allem finanzielle Steuerungsinstrumente notwendig, die wiederum auf einer Integration der Naturschutzbelange in die zuständigen Sektorpolitiken (s. o.) aufbauen (vgl. Tz. 330, 354, 401, Abschn. 11.4.3).

466. Ebenso wichtig erscheint es aber auch, Landnutzer zu naturschutzgerechter Landbewirtschaftung zu motivieren. Dabei kann daran angeknüpft werden, dass neben der finanziellen Anreizwirkung das Interesse für Umwelt- und Naturschutz für Landwirte einen wichtigen Grund darstellt an Agrarumweltprogrammen teilzunehmen (vgl. SRU 2002a, Tz. 80; SCHRAMEK 2001; LEL 1998). Es ist legitim, wenn unterschiedliche Personengruppen verschiedene Argumente für den Naturschutz für sich unterschiedlich gewichten (SRU 2002a, Tz. 15 ff.). Für die Gruppe der Landnutzer könnten Heimatargumente ein wichtiges Potenzial in Bezug auf Naturschutzallianzen zum Erhalt von Kulturlandschaften bieten (KIRSCH-STRACKE und von HAAREN 2005; SRU 2002a, Tz. 19), da sie auch die bisher vernachlässigten emotionalen Komponenten des Naturschutzes (s. u.) mit einbinden. Dabei sollte die geistesgeschichtliche Problematik dieser Argumente nicht übersehen werden (OTT 2005; SRU 2002a, Tz. 19), sie erscheint aber gegenwärtig nicht virulent (ebd.). Auf der Ebene der Operationalisierung stellen neben den gängigen maßnahmenorientierten Ansätzen ergebnisorientierte Ansätze eine Möglichkeit dar, vorgegebene Ziele effizienter zu erreichen und dabei gleichzeitig den Landwirten in der Ausgestaltung der Bewirtschaftung mehr Freiheit zu lassen (von HAAREN und BATHKE 2007). Diese Freiheit in der Ausgestaltung der Bewirtschaftung kommt auf der einen Seite der Forderung nach einer möglichst geringen Fremdbestimmung nach (SRU 2002a, Tz. 104), auf der anderen Seite bietet sie das Potenzial, vorhandene Kompetenzen in Bezug auf eine naturschutzgerechte Bewirtschaftung zu erhalten bzw. zu fördern (HAMPICKE 2006).

467. Eine viel wichtigere Rolle als bisher sollte ferner die Naturschutzberatung spielen (s. a. SRU 2002a; 2004b). Bisher werden Landwirte bei der Umsetzung von

Naturschutzmaßnahmen weitgehend allein gelassen. Eine Naturschutzberatung sollte folgende Aufgaben unterstützen (BLUMENTRATH et al. 2007):

- Aufzeigen betriebsspezifischer Umsetzungswege für Naturschutzaufgaben (Managementpläne für die landwirtschaftlichen Betriebe);
- Dokumentation der Einhaltung der rechtlichen Anforderungen ((Selbst-)Kontrolle);
- Umweltbildung in der Landwirtschaft;
- Antragstellung für Agrarumweltmittel und Dokumentation der umweltbezogenen Leistungen sowie
- Produktzertifizierung, Zertifizierung der Betriebe (ISO).

Auch die Unterrichtung der Öffentlichkeit, von Kunden oder Feriengästen über die umweltbezogenen Erfolge der Betriebe sollte weiter vorangetrieben werden, um Landwirte zu motivieren und das schlechte Umweltimage der Landwirtschaft zu verbessern und letztlich einen „Umweltwettbewerb“ der Betriebe anzuregen (vgl. KROESE und BUTLER FLORA 1992).

5.8.3 Finanzielle Förderung des ehrenamtlichen Naturschutzes

468. Die Umwelt- und Naturschutzverbände in Deutschland leisten einen wesentlichen Beitrag zur Erfüllung auch staatlicher Aufgaben (SRU 1996, Tz. 619 ff.). Mit knapp 3,8 Millionen registrierten Mitgliedern, wovon circa 3 bis 5 % als Aktive zu bezeichnen sind (dies entspräche circa 113 000 bis 188 150 aktiven Personen; der „harte Kern“ wird allerdings auf circa 50 000 geschätzt), ist die Basis ehrenamtlicher Aktivität im Naturschutz in Deutschland breiter aufgestellt als zum Beispiel in England oder den Niederlanden (MITLACHER und SCHULTE 2005).

Die Aufgaben der Verbände sind in den letzten zwei Jahrzehnten mit der immer stärkeren Spezifizierung des Umweltrechts, insbesondere des EU-Rechts (NATURA 2000), stark gewachsen. Dies hat sowohl auf der ehren- als auch der hauptamtlichen Ebene zu einer starken Zunahme der Arbeitsbelastung sowie – trotz steigender Mitgliederzahlen – zum Erreichen der finanziellen Belastbarkeitsgrenze der Verbände geführt. Besonders ressourcenintensiv ist die Beteiligung der nach § 59 BNatSchG anerkannten Verbände an Plan- und Genehmigungsverfahren und die Übernahme von Monitoringaufgaben in Schutzgebieten. Hier werden jedoch wichtige gesellschaftliche Aufgaben wahrgenommen, indem zum Beispiel zur Entlastung der Naturschutzbehörden lokale Informationen über Natur und Landschaft in Planungen und Verwaltungsverfahren eingespeist werden. Parallel sorgt die Bündelung von Interessen in den Stellungnahmen der Verbände für eine Arbeitserleichterung bei den

Genehmigungsbehörden und bei entsprechender Abarbeitung für Rechtssicherheit beim Antragsteller.

Der SRU sieht es als erforderlich an, die gewachsenen Aufgaben sowie den dadurch erforderlichen Aufbau einer Koordinierungsinfrastruktur durch die Bereitstellung zusätzlicher Finanzmittel für den Naturschutz im ehrenamtlichen Bereich zu stärken. Das Volumen des gegenwärtig bestehenden „Verbändetopfes“ des BMU (circa 4,36 Mio. Euro im Jahr 2007, s. BMF 2007) ist hierfür nicht ausreichend und sollte erhöht werden. Wichtiger allerdings ist die Bereitstellung zusätzlicher Mittel primär aus den Etats von Ländern, Gemeinden oder Gebietskörperschaften, insbesondere für die Umsetzung konkreter Naturschutzvorhaben unter ehrenamtlicher Beteiligung. Auch das Vogelmonitoring, welches einen wichtigen Baustein der bundesweiten Beobachtung von Natur und Landschaft verwirklicht und durch das Inkrafttreten einer Bund-Länder-Verwaltungsvereinbarung jetzt dauerhaft abgesichert wurde, wird grundlegend durch Ehrenamtliche ermöglicht. Eine sinnvolle Unterstützung staatlicher Aufgaben kann zum Beispiel durch die Unterstützung von Fortbildungen in den Bereichen Monitoring und Umweltbeobachtung sowie der Unterstützung der EDV-Nutzung (digitalisierte Kartierung, web-basierte Beteiligung) gefördert werden.

5.8.4 Naturschutz in der Bildung

469. Obwohl Naturschutz eine gesellschaftliche Aufgabe darstellt, darf der Staat die Verantwortung in diesem Bereich nicht auf den einzelnen abwälzen. Vielmehr kommt dem Staat eine Garantiefunktion für ein ausreichend hohes Schutzniveau zu (vgl. SRU 2004b, Tz. 172). Die Wahrnehmung dieser Verantwortung ist besonders dann notwendig, wenn lokale Einzelinteressen im Konflikt mit wichtigen Naturschutzbelangen stehen. Um den dann notwendigen Interessensausgleich herbeizuführen, bedarf es einer Umweltadministration, die dieser Herausforderung gewachsen ist. Durch die Gewährleistungsverantwortung des Staates wird der Einzelne aber nicht generell von seinen im Naturschutzgesetz verankerten Pflichten (§ 4 BNatSchG) entbunden, so naturverträglich wie möglich zu handeln. Umweltbildung soll jeden in die Lage versetzen, die ihm zukommende Verantwortung sowohl in der privaten Lebensführung, aber auch als Teil einer kritischen Öffentlichkeit wahrzunehmen. Letzteres erfordert wiederum, die staatlichen Naturschutz-Bemühungen partizipativ zu öffnen, damit sie von den Bürgern als kritische Öffentlichkeit auf ihre Legitimität hin geprüft werden können.

5.8.4.1 Die Bedeutung der Naturbildung im Rahmen von Bildung für eine nachhaltige Entwicklung

470. Seit der Rio-Konferenz von 1992 wurde der Begriff der Bildung für eine nachhaltige Entwicklung (BNE) entwickelt. Diese ist nicht mehr nur auf ökologischen Fragestellungen, sondern auf die Idee der intra- und intergenerationellen (Verteilungs-)Gerechtigkeit hin konzipiert (de HAAN 1999) und umfasst Fragen nach globaler Gerechtigkeit sowie den ökonomischen und sozialen Implikationen des Mensch-Natur-Verhältnisses (de HAAN 2003). Ausgehend von einem allgemeinen Bildungsbegriff wird BNE dahingehend spezifiziert, dass es sich um Bildung handelt, die sich an dem Ziel der nachhaltigen Entwicklung ausrichtet. Was unter dem Begriff BNE verstanden wird, unterscheidet sich je nachdem, welches Verständnis von Nachhaltigkeit zugrunde gelegt wird (OTT und VOGET 2007). Der SRU hat sich in seinem Umweltgutachten 2002 eindeutig im Sinne der starken Nachhaltigkeit positioniert (SRU 2002c, Tz. 29). Dieses Verständnis stellt den Erhalt der Naturkapitalien in den Mittelpunkt. Gemäß diesem Nachhaltigkeitsverständnis des SRU stellt Naturbildung einen elementaren Teil von BNE dar. BNE zielt darauf ab, Menschen in die Lage zu versetzen, die Verantwortung, die sich aus ihren spezifischen Handlungsspielräumen in Bezug auf Nachhaltigkeit ergibt, zu erkennen (KAUFMANN-HAYOZ 2001). Menschen sollen jedoch auch motiviert werden, entsprechend ihrer Erkenntnis nachhaltig zu handeln. Dazu sind neben der Vermittlung von Wissen andere Faktoren wichtig, etwa emotionale Erlebnisse, wie sie die Naturpädagogik fördert (HEIN und KRUSE-GRAUMANN 2004; GEBHARD 1994). Im Gegensatz zu der häufig auf kognitive Aspekte fokussierten Umweltbildung bietet Naturbildung (vgl. TROMMER o. J.; BORCHERS et al. 2008) die Möglichkeit, emotionale Faktoren sowie über die Emotionen auch den Willen zu beeinflussen. Entgegen entsprechender Kritik (de HAAN et al. 1997) zielt Naturbildung nicht darauf ab, Bildung für nachhaltige Entwicklung auf Naturbegegnung einzuengen und so der politischen Brisanz von Umweltproblemen aus dem Weg zu gehen. Stattdessen kann Naturbildung als eine grundlegende Motivationsquelle für einen verantwortlichen Umgang mit Umwelt im weiten Sinne verstanden werden. Zum Verhältnis von Naturschutz und BNE führt das BfN von 2006 bis 2008 ein FuE-Vorhaben „Bildung für nachhaltige Entwicklung (BNE) – Positionierung des Naturschutz“ (www.bfn.de/0309_bildung.html, LUCKER und KÖLSCH 2008) durch.

5.8.4.2 Naturschutz in der schulischen Bildung

471. Der SRU hat bereits im Umweltgutachten 1994 (SRU 1994, Tz. 404 ff.) die Rahmenbedingungen für eine Bildung unter Berücksichtigung des Prinzips der nachhaltigen (dauerhaft-umweltgerechten) Entwicklungen abgesteckt. Auf Grundlage des ökologischen Schlüsselprinzips der Vernetzung („Retinität“) wurde den

Schlüsselqualifikationen des Denkens in Zusammenhängen, der Fähigkeit zur Reflexion und der Antizipation sowie zur Partizipation besonderer Stellenwert eingeräumt (ebd., Tz. 407). Obwohl der konzeptionelle Ansatz der Bildung für eine nachhaltige Entwicklung (BNE) diese Gedanken aufnimmt und inzwischen auch in einem Nationalen Aktionsplan im Rahmen der „UN-Dekade Bildung für eine nachhaltige Entwicklung 2005 bis 2014“ (BMBF 2005) resultiert ist, spiegeln sich die diesbezüglich erforderlichen Veränderungen schulischen Lernens in den Curricula der Bundesländer nur vereinzelt wider (z. B. Hamburg und Berlin). Zudem ist die empirische Evaluation der Umweltbildung bzw. BNE in der Vergangenheit vernachlässigt worden, sodass kaum Erkenntnisse über das weitere Optimierungspotenzial der schulischen und außerschulischen Bildung bezüglich umweltrelevanter Inhalte vorliegen. Die aktuellsten größeren Studien zur schulischen Umweltbildung zum Beispiel stammen aus den Jahren 1986, 1991 und 1995 (BMBF 2002). Viele Zeichen deuten darauf hin, dass trotz der intensiven Bemühungen und einigen Fortschritten bei der Verankerung von BNE in allen Bildungssektoren grundsätzlich inhaltliche Defizite in allen Bereichen der Aus-, Fort- und Weiterbildung bestehen (MICHELSEN 2005). Insbesondere ist infrage zu stellen, ob im schulischen Bereich das für die Erlangung der oben genannten Schlüsselqualifikationen erforderliche Sach-, Orientierungs- und Handlungswissen überhaupt in ausreichendem Maße vermittelt wird. Es besteht dringender Handlungsbedarf, die Lehrpläne in den Schulen, die Studienordnungen von relevanten Studiengängen und insbesondere das Curriculum der Lehrerausbildung auf den inhaltlichen Bezug zu den nationalen Strategien zur Nachhaltigkeit, zur Biodiversität und zum Klimaschutz zu überprüfen und gegebenenfalls anzupassen.

5.8.4.3 Naturschutz in der Lebenswelt der Bevölkerung

472. Natur- und Umweltbildungsangebote sollten soweit wie möglich an den lebensweltlichen Erfahrungen der Bevölkerung anknüpfen. Ansätze können Erkenntnisse der Lebensstilforschung im Zusammenhang mit Naturschutzakzeptanz (z. B. SCHUSTER 2003) liefern. Auf die Verbindung einer Naturschutzberatung der Landnutzer mit einem Umweltbildungsanspruch wurde bereits hingewiesen. Ebenso sollten Diskussionen über die Natur- und Landschaftsentwicklung der nächsten Umgebung dazu genutzt werden, Wissen und positive Gefühle gegenüber der Natur zu vermitteln. Dieses kann zum Beispiel im Zusammenhang mit Schutzgebietsausweisungen, der Landschaftsplanung (s. Bildungsangebot unter www.koenigslutter.de), Diskussionen über Erholungsinfrastruktur oder Pflegeeinsätzen in der Landschaft geschehen. Ebenso ist die Adressatenorientierung zu beachten, indem Angebote stärker auf die Lebenswelten einzelner Bevölkerungsgruppen (z. B. Senioren, Migranten etc.) zugeschnitten werden (von RUSCHKOWSKI 2008).

Eine mögliche Orientierung von Naturschutzthemen an der Lebenswelt vieler Menschen ist die Verknüpfung mit dem Thema Gesundheit. Dies kann dazu beitragen, Akzeptanzdefizite des Naturschutzes abzubauen. Während in den skandinavischen Staaten oder Großbritannien die Effekte der Natur auf die Gesundheit bereits seit längerem systematisch erforscht, in Planungen einbezogen und breit kommuniziert werden (BURLS und CAAN 2005; SEYMOUR 2003), wird diesem Aspekt in Deutschland bisher nur geringe Aufmerksamkeit geschenkt. Eine Ausnahme bilden CLAßEN et al. (2005), die im deutschen Raum gemeinsame Handlungsfelder des Natur- und Gesundheitsschutzes untersucht haben. Als mögliche Anknüpfungspunkte werden von der Natur bereitgestellte Gratisleistungen, zum Beispiel unzerschnittene Räume für Ruhe, Entspannung und Bewegung, aber auch Themen wie Trinkwasserschutz oder ökologischer Landbau identifiziert (ebd.). Aufbauend auf dieser Studie wird derzeit das Modellvorhaben „Naturparks und Gesundheit“ durchgeführt, in das drei deutsche Naturparks einbezogen sind. Ziel ist die praktische Erprobung konkreter Ansätze, die die positiven Synergien zwischen Naturschutz und Gesundheitsschutz unter der Einbeziehung regionaler Akteure nutzen (Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit 2007). Auch in der geplanten BMU-Strategie „Umwelt und Gesundheit“ sollten Naturschutzthemen eine tragende Rolle einnehmen.

5.8.5 Zusammenfassung und Empfehlungen

473. Zur Gewährleistung der Handlungsfähigkeit des Naturschutzes ist es notwendig, die personelle und finanzielle Ausstattung nachhaltig zu sichern und zu stärken. Hierzu sind unter anderem folgende Maßnahmen erforderlich:

Verbesserung der finanziellen Basis des Naturschutzes

474. Für einen zukunftsfähigen Naturschutz ist die Verbesserung der finanziellen Basis essenziell, um nicht einseitig auf einen schwerpunktmäßig hoheitlichen Naturschutz mit den bekannten Akzeptanzproblemen setzen zu müssen. Stattdessen sollten die Voraussetzungen dafür geschaffen werden, dass die Landnutzer für Nutzungseinschränkungen entschädigt bzw. ihre Leistungen honoriert werden können. Insgesamt ist dazu eine Neuausrichtung der EU-Agrarpolitik hin zu einer gezielteren Förderung notwendig. Dazu bieten sich im Wesentlichen eine effizientere am räumlich konkreten Handlungsbedarf für die Umwelt orientierte Verausgabung der Agrarumweltmittel (vgl. Tz. 985-987, 995) sowie eine verstärkte Umlenkung der Agrarsubventionen in Agrarumweltmaßnahmen an. Eine ergebnisorientierte Entlohnung für Leistungen kann im Bereich der Biodiversität die klassischen Agrarumweltprogramme zu einem Teil ablösen (BATHKE et al. 2003). Begleitend sollte die Aufpreisvermarktung von Koppelprodukten (z. B. Obst von Streuobstwiesen,

Landschaftspflegefleisch) gefördert werden (OPPERMANN et al. 2007; von HAAREN et al. 2007).

Für die Stärkung der finanziellen Basis des Naturschutzes sollten in zweiter Linie auch zusätzliche fiskalische Anreize für die Erschließung weiterer Finanzierungsquellen aus privatem Engagement geschaffen werden. Beispiele aus dem Ausland zeigen, dass dies ein sehr erfolgreicher Weg sei kann. Dabei ist streng auf eine klare Definition der Gemeinnützigkeit geförderter Aktivitäten zu achten. Im Zusammenhang mit der Sicherung der Flächen des Nationalen Naturerbes wird deutlich, dass in Zukunft erheblich höhere Aufwendungen für den Naturschutz in der Fläche aufgebracht werden müssen. Neue Organisationsmodelle, wie Stiftungsnationalparks, Trust- oder Fondslösungen, können als Möglichkeiten in Betracht gezogen werden.

Das Nationale Naturerbe muss insgesamt auf ein tragfähiges finanzielles Fundament gestellt werden, welches neben der Pflege und Entwicklung der Flächen auch eine kontinuierliche Öffentlichkeitsarbeit zur Akzeptanzschaffung ermöglicht. Die Verantwortung kann nicht nur alleine der DBU überlassen werden. Bund, Länder und Gesellschaft müssen ebenfalls ihren Teil zur Sicherung der Flächen beitragen und den entsprechenden Anteil am Finanzbedarf von mindestens 7,5 Mio. Euro pro Jahr für Pflege, Entwicklung und Öffentlichkeitsarbeit aufbringen.

Der hauptamtliche Naturschutz ist in besonderem Maße auf die Zusammenarbeit und Mithilfe des ehrenamtlich organisierten Naturschutzes angewiesen, da dieser wichtige Aufgaben zum Beispiel in den Bereichen der Datenerhebung, des Monitorings, der Schutzgebietsüberwachung sowie der Besucherinformation wahrnimmt. Durch diese Tätigkeiten wird der Staatshaushalt nicht unerheblich entlastet. Um diese stützende Säule des Naturschutzes für die Zukunft zu sichern, sollte die finanzielle Basis für den ehrenamtlichen Naturschutz, zum Beispiel über die Aufstockung von Projektmitteln, ebenfalls verbessert werden.

Stärkung der Bürgerrechte

475. Die EU-rechtskonforme Umsetzung der Prinzipien der Aarhus-Konvention sollte mit Nachdruck verfolgt und bestehende Defizite abgebaut werden. Für den Naturschutz ist eine gute Information vieler Bürger entscheidend, da ansonsten Einzelinteressen in Konfliktfällen die Diskussion dominieren. Der einfache und kostenfreie Zugang zu relevanten Umweltinformationen für jedermann ist eine Grundforderung an modernes Verwaltungshandeln. Umweltinformationen in vorhandenen Planungen (Landschaftsplanung, SUP) sind eine wichtige Entscheidungsgrundlage und tragen dazu bei, das Interesse an der Natur und Landschaft im Lebensumfeld zu wecken. Darüber hinaus gilt es, den gegenwärtig erreichten Stand der Bürgerbeteiligung an Planfeststellungs- oder

Plangenehmigungsverfahren zu stärken, indem Beteiligungsfristen angemessen gestaltet und die altruistische Verbandsklage als ein zentrales Element für die rechtliche Einklagbarkeit von Naturschutzbelangen und als wichtiger Faktor für die Verbesserung der Qualität von Abwägungsentscheidungen auf Bundes- und Länderebene beibehalten wird (SRU 2007b, Tz. 283 ff., 323).

Stärkung von Umweltkommunikation und -bildung

476. Ein erfolgreicher Naturschutz benötigt einen breiten Rückhalt in der Bevölkerung. Daher ist es notwendig, die bedeutenden Themenfelder gemäß dem Nationalen Aktionsplan im Rahmen der UN-Dekade für Bildung für eine nachhaltige Entwicklung besser in allen Bereichen der Fort-, Aus- und Weiterbildung zu verankern. Die Nachhaltigkeits- und Biodiversitätsstrategien der Bundesregierung sowie der Klimaschutz bieten dabei eine wichtige Orientierungshilfe, wenn deren Inhalte auf allen gesellschaftlichen Ebenen kommuniziert werden. Der SRU sieht dabei einen prioritären Handlungsbedarf im schulischen Bereich sowie bei der Lehrerausbildung. Darüber hinaus sollten Naturschutz- und Umweltthemen verstärkt in die Beratung der Landnutzer (vgl. Tz. 561, 720, 971, 999, 1002, 1012, 1014, 1020, Abschn. 11.5.2.3) integriert werden. Bei der Entwicklung entsprechender Strategien und Programme sollte der adressatenspezifischen Ansprache verschiedener Zielgruppen Rechnung getragen werden. Umweltbildungsprojekte sollten an der jeweiligen Lebenswelt der Angesprochenen anknüpfen, um so den Zugang zu erleichtern.

5.9 Zusammenfassung und Empfehlungen

5.9.1 Zusammenfassung

477. Die Entwicklung im Naturschutz seit 2004 ist einerseits durch Erfolge in Einzelthemen, andererseits und im Wesentlichen durch mangelnden Fortschritt oder gar Rückschritt gekennzeichnet. Verbesserungen konnten zum Beispiel erzielt werden in Bezug auf den Abschluss der Gebietsmeldungen für das europäische Schutzgebietsnetzwerk NATURA 2000, die weitgehende Sicherung der nationalen Naturerbegebiete sowie einzelne Entwicklungen in Sektorpolitiken wie der Luftreinhaltung und dem Gewässerschutz. In Hinblick auf den strategischen Ansatz eines integrierten, multifunktionalen Naturschutzes aber sind bei Zielen wie der Reduzierung von Nährstoffeinträgen in empfindliche Ökosysteme, der Erhaltung von multifunktionalen Biotoptypen wie Grünland, der Verminderung der Flächeninanspruchnahme und – in der Folge – der Erhaltung der Biodiversität ungünstige Entwicklungen zu konstatieren.

Zusätzlich wird die Aufgabe der Erhaltung und Wiederherstellung der vielfältigen Leistungen und Funktionen von Natur und Landschaft durch den schwer kalkulierbaren Klimawandel vor neue Herausforderungen gestellt. Deshalb ergeben sich gesteigerte Anforderungen an die strategische Ausrichtung, die Prognosefähigkeit und die Handlungskapazitäten des Naturschutzes. Angesichts der bekannten Schwierigkeiten der Umsetzung und des Vollzuges von Naturschutzzielen in Verbindung mit rückläufigen finanziellen und personellen Kapazitäten des Naturschutzes muss konstatiert werden, dass dieser weder für die gegenwärtigen noch für die zukünftigen Aufgaben gerüstet ist. Gravierende Leistungs- und Funktionsminderungen des Naturhaushaltes und insbesondere fortschreitende und voraussichtlich verstärkte Biodiversitätsverluste mit entsprechenden Auswirkungen für die Gesellschaft (z. B. hohen Folgekosten) sind zu befürchten.

Die Bundesregierung hat mit der Nachhaltigkeitsstrategie und kürzlich mit der Biodiversitätsstrategie auf den Bedarf nach zukunftsfähiger Orientierung reagiert. Die Umsetzung dieser strategischen Ziele ist allerdings durch die primär strukturellen Ursachen der Probleme infrage gestellt. Diese liegen in der unzureichenden Finanzierung des Naturschutzes, der föderalen Rechtszersplitterung, der mangelnden Erreichbarkeit der für die Umsetzung in vielen Fällen entscheidenden kommunalen Ebene und der Landnutzer, mangelnden Mitwirkungs- und Klagemöglichkeiten von Bürgern bei Eingriffen sowie einer zersplitterten und defizitären Umweltbeobachtung und Umweltinformation der Bevölkerung.

Mit dem neuen UGB sollte die Bundesregierung nun wesentliche Voraussetzungen dafür schaffen, dass die Kluft zwischen Zielen und Umsetzung im Naturschutz geschlossen wird. Dazu ist es notwendig, im zukünftigen UGB, aber auch in untergesetzlichen Vorschriften konkret die Ziele, Grundsätze und Instrumente des Naturschutzes festzulegen. Die Ziele des Klimaschutzes sollten – insbesondere durch die Berücksichtigung von Treibhausgasemissionen in Folge von Landnutzungsänderungen – durch Weiterentwicklung der guten fachlichen Praxis (z. B. das Verbot des Umbruchs von Dauergrünland) sowie durch die Stärkung des Biotopverbundes als einer multifunktionalen Anpassungsmaßnahme in das UGB integriert werden. Insgesamt sollte die Stellung des Naturschutzrechts als einzigem umweltmedienübergreifenden auf den Naturhaushalt und das umweltbezogene menschliche Wohlbefinden gerichteten Querschnittsrecht gestärkt werden, da nur so sinnvoll Synergien genutzt und Zielprioritäten gesetzt werden können und mit den verfügbaren knappen Ressourcen multifunktionale Maßnahmen und Landschaften entstehen können.

Um die zukunftsfähige Gestaltungskompetenz des Naturschutzes zu erhalten, ist eine Verbesserung der finanziellen Basis notwendig. Neben der „klassischen“ direkten

Unterstützung von Naturschutzvorhaben ist insbesondere dafür Sorge zu tragen, dass die von Landnutzern erbrachten ökologischen Leistungen bzw. hingenommenen Nutzungseinschränkungen in einem angemessenen und wettbewerbsfähigen Rahmen honoriert werden. Parallel dazu sollten die bestehenden steuerrechtlichen Voraussetzungen für eine Erschließung weiterer Finanzierungsquellen aus privatem Engagement verbessert und gleichzeitig auch vom ehrenamtlich organisierten Naturschutz genutzt werden.

Gemäß den Anforderungen der Aarhus-Konvention sollte der umfassende Zugang zu relevanten Umweltinformationen gerade im Bereich des Naturschutzes, kombiniert mit verbesserten Partizipations- und auch Klagemöglichkeiten, angestrebt werden (SRU 2007b, Tz. 283 ff., 323). Dafür, vor allem aber, um frühzeitig Veränderungen der Naturgüter und Funktionen zu erkennen, sollte auch die derzeit defizitäre und zersplitterte Umweltbeobachtung in Deutschland verbessert werden. Flankierend sollte die Integration von umwelt- und naturschutzrelevanten Themen im gesamten Bildungssektor – einschließlich der Erwachsenenbildung sowie der Lehrerausbildung – verstärkt werden, um die Bedeutung dieser Thematik gesamtgesellschaftlich zu verankern.

5.9.2 Empfehlungen im Einzelnen

478. Die im Folgenden dargestellten Maßnahmen sind geeignet, die Situation im Naturschutz zu verbessern. Sie nehmen insbesondere Bezug auf die Problemfelder

- des Klimawandels und der damit verbundenen Änderungen in der Artenzusammensetzung, dem Wasserhaushalt und den Wirtschaftsformen,
- des Biodiversitätsverlustes,
- des derzeitigen und des zu erwartenden Stoffeintrags vor allem infolge der Landbewirtschaftung und
- der Flächeninanspruchnahme und Verkehrszunahme bzw. Verkleinerung und Fragmentierung der Lebensräume von Pflanzen- und Tier-Populationen.

479. Als Maßnahmen zum Erhalt und zur Verbesserung der Funktionen und der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes schlägt der SRU vor:

- Synergien des Natur- und Klimaschutzes unter anderem durch eine instrumentelle Verankerung im Rahmen der UGB-Novelle zu gewährleisten,
- Stickstoffüberschüsse in der Landwirtschaft durch Einführung einer Stickstoffüberschussabgabe bzw. als zweitbeste Lösung durch die Einführung einer Stickstoffsteuer oder -abgabe zu reduzieren,

- die Flächeninanspruchnahme durch die Einführung handelbarer Flächenausweisungsrechte und die Einführung eines ökologischen Finanzausgleichs zu bekämpfen,
- der Landschaftszerschneidung durch die Ausweitung des Anteils der unzerschnittenen verkehrsarmen Räume (UZVR) auf 25 % des Bundesgebietes und durch die Vernetzung der wichtigsten Biotopverbundachsen (z. B. durch Grünbrücken und Querungshilfen) entgegenzuwirken,
- die Artenvielfalt durch die Umsetzung der nationalen Biodiversitätsstrategie auf Bundes-, Länder- und kommunaler Ebene und die Integration des Biodiversitätsschutzes (biodiversity mainstreaming) in alle Politikbereiche zu erhalten, indem ein Umsetzungskonzept für die Strategie auf Bundes- und Länderebene erstellt, Monitoringkonzepte entwickelt und -programme umgesetzt werden und ein international anschlussfähiges Indikatorensystem entwickelt wird,
- die gute fachlichen Praxis der Landnutzungen weiter zu entwickeln, konsequent umzusetzen und besser zu kontrollieren,
- den hoheitlichen Schutz aller aus europäischer oder nationaler Sicht besonders wertvollen Gebiete, insbesondere der NATURA 2000-Gebiete, voranzutreiben bzw. abzuschließen und dabei sowohl die Vernetzung der Schutzgebiete untereinander (Kohärenz) als auch eine naturschutzfachlich ausreichende Mindestgröße der individuellen Schutzgebiete zu beachten,
- die Erhaltung und Neuentwicklung von Grünland über Vorgaben der guten fachlichen Praxis sowie Schutzgebietsausweisungen bzw. die Anpassung der Schutzgebietsverordnungen zu sichern,
- Managementpläne für die NATURA 2000-Gebiete sowie ein länderübergreifendes Monitoringsystem konsequent und zügig zu implementieren,
- aufgrund der unterschiedlichen Flächenbeteiligung der einzelnen Bundesländer am nationalen Biotopverbund einen ökologischen Finanzausgleich einzuführen,
- zur Steigerung der Akzeptanz und zur Beratung der Landnutzer ein Betreuersystem für die NATURA 2000-Gebiete zu etablieren,
- die Einrichtung eines eigenständigen Fonds, aus dem die NATURA 2000-Maßnahmen zu 100 % finanziert werden, auf der EU-Ebene voranzutreiben,
- die Belange des Biotopverbundes in die Leitfäden für die Eingriffsregelung zu integrieren sowie
- eine bundeseinheitliche Beobachtung von Natur und Landschaft aufzubauen, die die Datengrundlage für eine angemessene und aktuelle Zustandsbeschreibung bereitstellt sowie die Berichterstattung von Zustandsindikatoren der biologischen

Vielfalt auf nationaler und internationaler Ebene ermöglicht. Hierbei sollen die Auswirkungen des Klimawandels auf die biologische Vielfalt angemessen in die Monitoringprogramme integriert werden.

480. Die vorgeschlagenen Maßnahmen erfordern die effektive Verankerung des Naturschutzes im neuen UGB. Der SRU plädiert für eine konsequente Durchsetzung einer Entflechtung des Naturschutzrechts ohne von vornherein konfliktträchtige Konkretisierungen und Weiterentwicklungen des Rechts zu vermeiden. Im Einzelnen sollte

- die Eingriffsregelung um die Schutzbereiche Gewässer und Grundwasser erweitert werden. Ferner sind die Treibhausgasemissionen infolge von Landnutzungsänderungen im Rahmen der Eingriffsregelung zu berücksichtigen, soweit diesen nicht über andere Instrumente entgegenwirkt wird. Der Vorrang der Realkompensation unter Differenzierung von Ausgleich und Ersatz ist beizubehalten. Bei der Planung von Kompensationsflächenpools ist die Kohärenz mit anderen Instrumenten des Naturschutzes ebenso zu gewährleisten wie die dauerhafte Sicherung der Flächen. Für die Abarbeitung der Eingriffsregelung und die Berechnung des subsidiären Ersatzgeldes sind bundeseinheitliche Maßstäbe zu formulieren.
- in die gute fachliche Praxis ein generelles Umbruchverbot für Dauergründland, die Einhaltung einer mindestens dreigliedrigen Fruchtfolge sowie das Verbot der Beseitigung älterer Struktur- und Saumelemente aufgenommen werden.
- die Landschaftsplanung in ihrer Mehrstufigkeit, insbesondere auf der örtlichen Ebene, unter Einführung klarer Qualitätsziele (Biotopverbund, Landschaftselemente, umweltempfindliche Gebiete) beibehalten werden. Die Planungsinhalte sind um die Bereiche des Klimaschutzes (Emissionsminderungs- und Anpassungsmaßnahmen), die Konkretisierung der guten fachlichen Praxis, sowie im Hinblick auf die standortspezifische Verwendung von Fördermitteln, die räumliche Einschränkung der Biomasseerzeugung und den Ausschluss von GVO zu erweitern.
- im Hinblick auf den Gebietsschutz die Profile der Schutzgebietskategorien präzisiert sowie Mindestinhalte für Schutzgebietsverordnungen festgelegt werden.

Im Übrigen sollte die Bundesregierung angesichts fehlender Nachteile und ersichtlicher Vorteile für die Etablierung der Landschaftsplanung in Deutschland und Europa die Europäische Landschaftskonvention ratifizieren.

481. Die finanzielle Basis des Naturschutzes kann insbesondere durch die Umlenkung der Agrarsubventionen in Agrarumweltmaßnahmen verbessert werden. Des Weiteren sollten zur Unterstützung der staatlichen Ausgaben alternative Finanzierungsmodelle (Stiftungs-, Fonds- und Trustlösungen) unter entsprechend

ausgestalteten fiskalischen Rahmenbedingungen ausgebaut werden, um insbesondere den Erhalt des Nationalen Naturerbes zu sichern.

Das ehrenamtliche Engagement ist ein unverzichtbarer Bestandteil des Naturschutzes. Auch hier gilt es, die finanzielle Basis zu verbessern, aber auch durch eine Stärkung der Bürgerrechte und eine konsequente Umsetzung der Aarhus-Konvention das Engagement dauerhaft zu sichern. Gefördert werden kann dies durch eine verbesserte Integration der Ziele des Naturschutzes sowie der nationalen Strategien zur Nachhaltigkeit und zur Biodiversität in den Bildungssektor. Dies betrifft alle Bildungsbereiche, allerdings sollten Schwerpunkte in der Lehrerausbildung sowie der schulischen Bildung liegen.

6 Bodenschutz

Botschaften

Böden sind die unentbehrliche Voraussetzung einer Vielzahl von Ökosystemfunktionen und wirtschaftlicher Nutzungen. Die Komplexität der Prozesse, die Langfristigkeit der Veränderungen, die Konkurrenz zwischen einzelnen Funktionen und die Schwierigkeit, allgemein und überall gültige Qualitätsziele für Böden zu definieren, erschweren die Entwicklung eines transparenten, auf den Boden bezogenen Regelungsregimes. Aufgrund ihrer Multifunktionalität sind Böden Handlungsgegenstand mehrerer Fachpolitiken und -verwaltungen und werden nicht nur im Bundes-Bodenschutzgesetz, sondern auch in unterschiedlichen Gesetzen direkt oder indirekt behandelt. Durch diese Aufsplitterung des rechtlichen Regelungsregimes wird der Bodenschutz häufig unzureichend in Planungs- und Verwaltungsverfahren berücksichtigt. Diesem Defizit mit einer eigenen Fachverwaltung für den Bodenschutz und weiteren spezifischen Bodenschutzinstrumenten entgegenzutreten, ist derzeit weder aussichtsreich noch sinnvoll. Ein sektoraler Ansatz würde auch dem Ansatz eines integrativen Umweltschutzes widersprechen, der umweltmedienübergreifend agiert und Synergien zwischen den Umweltfunktionen hervorbringt.

Die strategische Ausrichtung des Bodenschutzes sollte deshalb darauf abzielen,

- die Multifunktionalität der Böden in das Bewusstsein von Nutzern und Öffentlichkeit zu rufen,
- das Spektrum der Grenz- und Orientierungswerte für Bodenbelastungen sowie der messbaren Qualitätsziele funktions- und standortabhängig zu erweitern und in die bestehenden Rechtsvorschriften (Bundes-Bodenschutzgesetz – BBodSchG, Wasserhaushaltsgesetz – WHG, Bundesnaturschutzgesetz – BNatSchG) zu integrieren,
- den Bodenschutz bei der Ableitung von Grenzwerten für Emissionen und Immissionen (BImSchG) stärker zu berücksichtigen, vorhandene Konzepte für die Entwicklung von Grenzwerten (wie z. B. die Frachtenbetrachtung, die das Verhältnis Nährstoff- zu Schadstoffgehalt berücksichtigt) auf weitere Parameter auszuweiten,
- die Regelungen zum Bodenschutz mit den Zielvorgaben anderer Umweltmedien abzugleichen und so ein konsistentes Regelungssystem aufzubauen,
- die Anwendung und Umsetzung der bodenschutzrelevanten Regelungen zu vereinheitlichen und auf ihre Wirksamkeit zu überprüfen.

Die wesentlichen Bodenprobleme in Deutschland sind die Flächenversiegelung und der flächige Eintrag von Schad- und Nährstoffen aus der landwirtschaftlichen Nut

zung. Maßnahmen zur Eindämmung dieser Belastungen sind:

- eine rechtlich verbindliche Festlegung von Teilzielen zur Reduzierung der Flächeninanspruchnahme und ihre konsequente Umsetzung auf kommunaler Planungsebene sowie die Einführung handelbarer Flächenausweisungsrechte,
- die Verschärfung der Düngemittelverordnung (DüMV; Harmonisierung der Grenzwerte für Schwermetalle und organische Schadstoffe über alle düngenden Substanzen auf anspruchsvollem Niveau) nebst Einführung einer Stickstoffüberschussabgabe, die Konkretisierung und Vollzugskontrolle der Einhaltung der guten fachlichen Praxis, der Ausbau von Agrarumweltmaßnahmen (s. Kap. 11) sowie eine Steigerung des Ökolandbau-Anteils.

Der Schutz des Bodens ist Regelungsgegenstand zahlreicher Rechtsregime, unter anderem des BBodSchG nebst Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV), aber etwa auch des Rechts der Bauleitplanung, des Naturschutz- oder des Gewässerschutzrechts. Ein wirksamer Bodenschutz setzt daher voraus, dass im Rahmen des Vollzuges dieser Regime die Handlungsoptionen zugunsten des Bodenschutzes angemessen ausgenutzt werden. Insofern ist es wünschenswert, die Berücksichtigung des Bodenschutzes im Rahmen der Bebauungsplanung, der naturschutzrechtlichen Landschaftsplanung und der gewässerschutzrechtlichen Planung zu verbessern. Auch eine verstärkte Beachtung der Bodenschutzaspekte bei der strategischen und der projektbezogenen Umweltverträglichkeitsprüfung ist erforderlich, um den stetig zunehmenden Flächenverbrauch sowie die Gefährdung der Bodenfunktionen einzudämmen. Das kann durch die Statuierung angemessener Zielvorgaben im BBodSchG und in der BBodSchV erreicht werden, die von der Fachplanung verbindlich zu beachten sind und im Rahmen der Abwägung nicht durch entgegenstehende Belange verdrängt werden können.

Neben anderen Mitgliedstaaten war Deutschland maßgeblich dafür verantwortlich, dass ein Gesetzgebungsverfahren zum Erlass einer Bodenschutzrahmenrichtlinie auf EU-Ebene vorerst gescheitert ist. Das Inkrafttreten der Richtlinie hätte nicht nur der EU ein neues Handlungsfeld im Bereich der Umweltpolitik eröffnet, sondern auch deutliche Impulse für das nationale Recht gebracht, vor allen Dingen im Bereich des bislang unbefriedigend geregelten vorsorgenden Bodenschutzes. Das Subsidiaritätsprinzip des Art. 5 Abs. 2 des Vertrages zur Gründung der Europäischen Gemeinschaft (EG), auf das die deutsche Ablehnung wesentlich gestützt worden ist, lässt unter anderem im Hinblick auf den wichtigen Beitrag der Böden zum Klimaschutz eine EU-Regelung durchaus als gerechtfertigt erscheinen.

6.1 Einleitung

482. Böden befinden sich an der Schnittstelle zwischen Atmosphäre, Lithosphäre, Hydrosphäre und Biosphäre und fungieren häufig als Trägermedium und Katalysator für Vorgänge zwischen diesen Sphären. Dabei können Böden einerseits Belastungen der Umweltmedien abpuffern und damit abrupte Umbrüche abfedern. Andererseits verändern sich die Böden selbst aber auch durch Belastungen mit Schadstoffen oder durch den Klimawandel, wodurch ihre Ausgleichsfunktionen in Frage gestellt werden können. Häufig werden solche Veränderungen erst über längere Zeiträume sichtbar, da das System Boden träge reagiert und vor allem Funktions- und Nutzungsbeeinträchtigungen erst spät bemerkt werden. Ein vorsorgender, bereits auf leichte Veränderungen reagierender Schutz ist im Fall des Bodens aber besonders notwendig, da die Bodenneubildung in extrem langsamen Prozessen verläuft und Böden in menschlichen Zeithorizonten als nicht erneuerbare Ressource betrachtet werden müssen. Die Auswirkungen von Bodenschädigungen lassen sich zudem häufig weder örtlich noch zeitlich einzelnen Verursachern zuordnen, sodass aus diesem Grund und wegen fehlender öffentlicher Mittel notwendige Sanierungsmaßnahmen vielfach unterbleiben.

Im Gegensatz zu Luft und Wasser, deren Qualität seit Jahrzehnten überwacht und reglementiert wird, wurde das Medium Boden lange Zeit als wenig bedeutsamer oder nur örtlich gefährdeter Komplex bewertet.

Gründe für Defizite beim Bodenschutz in Deutschland liegen darin, dass

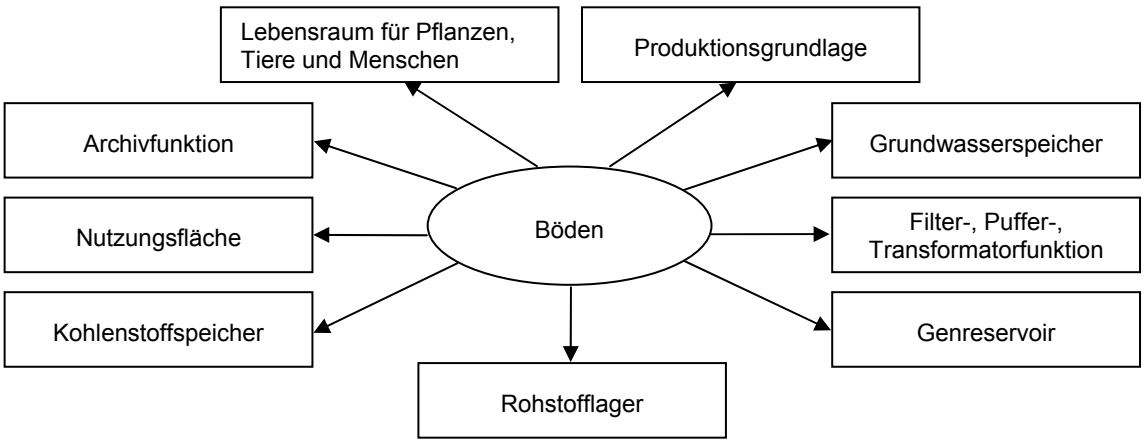
- der Zusammenhang von Ursache und Wirkung zeitlich wie räumlich (z. B. über Lufteinträge) meist weit auseinander fällt,
- die Vorgänge in Böden sehr komplex sind, hydrologische, biologische, chemische und physikalische Komponenten betreffen und deshalb Grenz- und Orientierungswerte für unterschiedliche Bodenkomponenten schwierig ableitbar sind,
- Böden sehr langsam auf Belastungen reagieren und die Veränderungen häufig erst bemerkt werden, wenn andere Schutzgüter wie Wasser, Biodiversität oder die Bodenfruchtbarkeit betroffen sind,
- Schadstoffe sich akkumulieren, Böden sich kaum regenerieren und deshalb in besonderem Maße ein vorsorgender Schutz notwendig ist,
- die Schutzwürdigkeit und der Wert von Böden vor allem über ihre vielfältigen Funktionen (z. B. für den Gewässerschutz, den Arten- und Biotopschutz und für Nutzungen wie die Landwirtschaft) und damit indirekt begründet werden, was sich auch in Lücken und einer mangelnden Konsistenz der Gesetzgebung widerspiegelt,

– verschiedene Fachverwaltungen für Teilaufgaben des Bodenschutzes zuständig sind, diese allerdings in Ermangelung einer konsequenten kompetenziellen Zuordnung nicht umfänglich wahrnehmen.

483. Da sich die Ziele des Bodenschutzes vor allem am Erhalt der Funktionen orientieren (Abb. 6-1), werden messbare Indikatoren der Veränderungen der Bodenfunktionalität notwendig. Die Multifunktionalität des Mediums und die Vielzahl seiner Nutzer haben allerdings nicht zu der erforderlichen Wachsamkeit gegenüber seinem Zustand geführt.

Abbildung 6-1

Bodenfunktionen



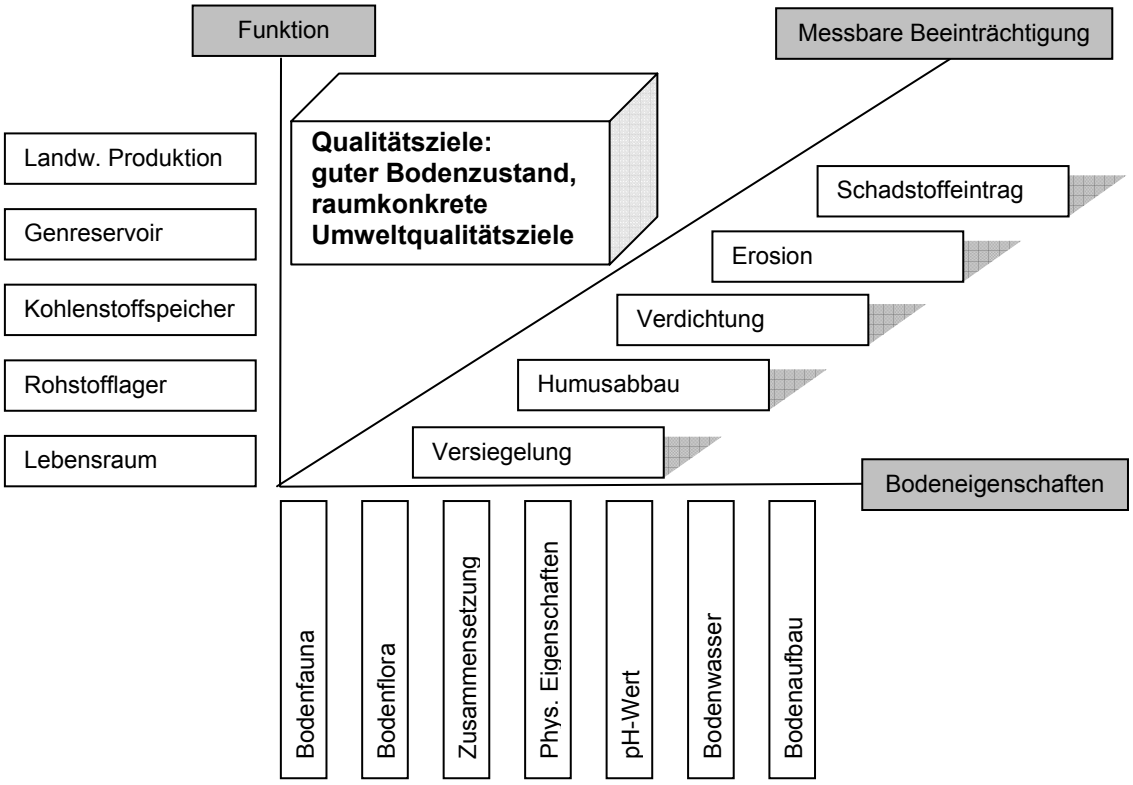
SRU/UG 2008/Abb. 6-1

Bodenqualitätsziele lassen sich ausgehend von der gewünschten Funktion in Abhängigkeit von den Bodeneigenschaften herleiten. Der Grad der Funktionserfüllung wird meist sowohl an Leistungsindikatoren außerhalb des Bodens (Wasserqualität, Erträge, Biotope) als auch anhand von Bodenanalysen gemessen, die aber aufgrund der komplexen Abläufe in Böden nur eine begrenzte Aussagekraft haben.

Aufgrund der Konkurrenz zwischen langfristiger Funktionserhaltung und Nutzungszielen sowie der Konkurrenz zwischen den Funktionen können sich funktionsbezogene Qualitätsziele allerdings auch widersprechen (z. B. Speicherung von Kohlenstoff versus landwirtschaftlichem Ertrag). Dieser Widerspruch kann nur durch situationsbezogene Entscheidungen für räumlich konkrete Umweltqualitätsziele aufgelöst werden. Die Qualitätsziele bewegen sich im Spannungsfeld zwischen erwünschter Funktion, bestehenden Bodeneigenschaften und den verschiedenen Bodenbeeinträchtigungen (Abb. 6-2).

Abbildung 6-2

Wesentliche Spannungsfelder für Qualitätsziele des Bodenschutzes



SRU/UG 2008/Abb. 6-2

484. Aufgrund seiner Multifunktionalität sind mit dem Bodenschutz unterschiedliche Fachpolitiken und -verwaltungen betraut. Einschlägige gesetzliche Regelungen, die direkt oder indirekt auf den Bodenschutz gerichtet sind, sind neben dem BBodSchG in unterschiedlichen Fachgesetzen statuiert. Die rechtliche Regelung des Bodenschutzes in Deutschland erfolgt einerseits durch Regulierungen der Belastungsquellen und andererseits durch das BBodSchG, das ausdrücklich nur die nicht anderweitig geregelten Bereiche erfasst. Die BBodSchV benennt für sieben Schwermetalle und eine Auswahl organischer Parameter Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmenwerte. Für das prinzipielle Gesetzesziel des Bodenfunktionserhalts wird auf eine Vielzahl verursacherbezogener Regelungen (wie Düngemittelrecht, Abfallrecht, Baurecht usw.) verwiesen. Um Beeinträchtigungen nach Möglichkeit bereits an der Quelle zu reglementieren und zu verringern, muss die Bedeutung des Bodenschutzes von den jeweils zuständigen Verwaltungen und Entscheidungsträgern als gewichtig erkannt werden. Gleichzeitig müssen messbare Kriterien zur Verfügung stehen.

Die vorhandenen Regelungen (Tab. 6-1) können – bei konsequenter Anwendung – mittelbar den Schutz oder positive Veränderungen für die Böden bewirken.

Tabelle 6-1

Bodenbeeinträchtigungen, Verursacher, Regelungen

Messbare Beeinträchtigung	Verursacher	Wichtige Regelungen (nicht vollständig)*
Versiegelung, Verdichtung, Bodenabtrag	Wohnungsbau, Verkehrsflächen, Gewerbe-/ Industrieflächen, Erholungsflächen	ROG, BauGB, BauNVO, BNatSchG, WHG, Verkehrswegerecht
Diffuse Schadstoffeinträge über die Luft	Verkehr, Hausbrand, Industrie, Abfallwirtschaft	BImSchG und untergesetzliches Regelwerk, StVZO nebst Anlagen, KrW-/AbfG
Direkte diffuse Schad- und Nährstoffeinträge	Gewerbe, Industrie, Landwirtschaft, Abfallwirtschaft	WHG, BBodSchG, BBodSchV, DüV, DüMV, AbfKlärV, PflSchG, BioabfV PflSchAnwV, KrW-/AbfG, BNatSchG
Altlasten	Gewerbe, Industrie, Bergbau, Militär, Abfallwirtschaft	BBodSchG, BBodSchV, BBergG
Erosion	Landwirtschaft	DirektzahlVerpflG, BBodSchG, BNatSchG
Verdichtung	Landwirtschaft	DirektzahlVerpflG, BBodSchG, BNatSchG
Verlust organischer Substanz	Landwirtschaft	DirektzahlVerpflG, BBodSchG, BNatSchG (im Falle Ackernutzung grundwassernaher, organischer Böden)

* s. a. Abkürzungsverzeichnis

SRU/UG 2008/Tab. 6-1

Allerdings setzt nur ein Teil der Regelungen (insb. das BBodSchG i. V. m. der BBodSchV) auf den Boden bezogene messbare Grenzwerte. Andere Regelungsregime wie das BNatSchG schützen seltene oder gefährdete Geotope entweder direkt oder indirekt durch Naturdenkmäler, gesetzlich geschützte Biotope oder geschützte Landschaftsbestandteile. Landschaftsschutzgebiete und die Regelungen zum Grünlandumbruchverbot können Bodenerosion bzw. den Verlust organischer Substanz verhindern. Im Rahmen der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung sollten auch alle bodenbezogenen Funktionsverluste vorrangig vermieden und – sofern sie unvermeidbar sind – zumindest kompensiert werden. Messbare Qualitätsziele sind aber im BNatSchG nicht statuiert. Der Schutz des Grundwassers ist zwar eng mit dem Bodenschutz verzahnt, dieser ist jedoch nur ein indirektes Ziel des WHG, das sich ausschließlich an den zu erreichenden Wasserqualitätszielen orientiert (s. a. Tz. 549, 571 ff.).

Durch die Aufsplitterung der maßgeblichen rechtlichen Schutzregime und die Zuständigkeit verschiedener Verwaltungen wird der Bodenschutz häufig unzureichend in Pla-

nungs- und Verwaltungsverfahren berücksichtigt. Die Verwaltungen verfolgen bei der Umsetzung der Regelungen in erster Linie die jeweiligen sektoralen Interessen. In der Bauleitplanung unterliegt der Bodenschutz in vollem Umfang der Abwägung (MIEHLICH 2006). Im Bereich des landwirtschaftlichen Bodenschutzes bestehen Zielkonflikte zwischen den ökonomischen und ökologischen Interessen.

Diesem Defizit mit einer eigenen Fachverwaltung für den Bodenschutz und weiteren spezifischen Bodenschutzinstrumenten entgegenzutreten, ist derzeit weder aussichtsreich noch sinnvoll. Eine sektorale Bodenschutzpolitik kann für die Öffentlichkeit und Politik nur schwer überzeugend begründet werden, da die Böden überwiegend indirekt als Teil der Funktionen zum Beispiel für den Trink- oder Hochwasserschutz oder die Biodiversität gesehen werden. Ausnahmen sind die Funktionen der Böden als natürliche Produktionsgrundlage der Land- und Forstwirtschaft und als Archiv der Landschaftsgeschichte. Der Landwirtschaftsverwaltung die Verantwortung für den Bodenschutz zu übertragen – wie dies in der Vergangenheit häufig der Fall war – wäre aber nicht sinnvoll, da sie gleichzeitig die Interessen der landwirtschaftlichen Betriebe, und damit der Hauptverursacher von Bodenbeeinträchtigungen, zu vertreten hat. Ein sektoraler Ansatz würde überdies dem Ansatz eines integrativen Umweltschutzes widersprechen, der umweltmedienübergreifend agieren und Synergien zwischen den Umweltfunktionen hervorbringen soll.

Lösungen sollten deshalb darauf abzielen, die Position des Bodenschutzes in den unterschiedlichen Bereichen zu stärken. Dazu

- werden generell geltende, auf die empfindlichste Funktion ausgerichtete oder funktionsspezifische Bodengrenzwerte und Qualitätsziele benötigt,
- sollten die Zielvorgaben in den unterschiedlichen rechtlichen Regelungen miteinander abgeglichen und in ein konsistentes Regelungssystem integriert werden,
- sollten Wege des Vollzugs präzisiert sowie die Umsetzung und Wirksamkeit kontrolliert werden.

Auf europäischer Ebene wurde der Bedeutung des Bodenschutzes durch eine thematische Strategie und den Vorschlag für eine Rahmenrichtlinie Rechnung getragen. In Anbetracht der Tatsache, dass lediglich neun der Mitgliedstaaten über Regelungen des Bodenschutzes verfügen und nur zwei davon – Deutschland und Dänemark – über weit reichende Regelungen, hätte die Richtlinie zu Verbesserungen des europäischen Bodenschutzes führen können. Das Scheitern des Entwurfs im Dezember 2007 ist eine weitere Hürde auf dem Weg, der Bedeutung des Bodenschutzes auf europäischer Ebene Geltung zu verschaffen.

Im folgenden Kapitel 6.2 werden ausgehend von den Bodenfunktionen der Bodenzustand in Deutschland dokumentiert und Defizite benannt. Kapitel 6.3 ist den aktuellen

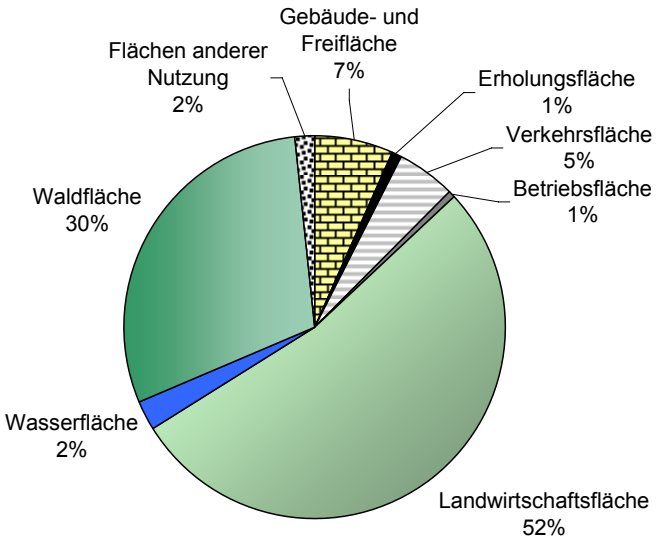
Entwicklungen des Bodenschutzrechtes auf deutscher und europäischer Ebene gewidmet.

6.2 Bodenfunktionen, Beeinträchtigungen und Regelungsdefizite

485. Die Böden in Deutschland werden zu mehr als 50 % landwirtschaftlich genutzt (Abb. 6-3), was die große Bedeutung und Verantwortung der Landwirte für den Zustand der Böden betont.

Abbildung 6-3

Bodenfläche nach Nutzungsarten in Deutschland 2004
Gesamtfläche: 357 050 km²



SRU/UG 2008/Abb. 6-3; Datenquelle: Statistisches Bundesamt 2005

Jede der Nutzungsarten hat erhebliche Auswirkungen auf den Zustand der Böden, ohne dass deren Veränderungen im Zeitablauf systematisch erfasst worden wären. Für einzelne Aspekte der Bodenbeeinträchtigungen wurden in der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung (Bundesregierung 2002) und aktuell in der nationalen Strategie für biologische Vielfalt (BMU 2007a) Qualitätsziele benannt, die jedoch keine verbindlich zu erreichenden Werte, sondern lediglich Leitlinien für die Politik darstellen.

Bodenfunktionen

486. Böden bilden die Lebensgrundlage für Flora und Fauna sowie die Basis für die Nahrungsmittelversorgung des Menschen. Der Abbau von Pflanzenresten durch

die Bodenlebewesen und die erneute Verfügbarkeit der enthaltenen Nährstoffe ist Voraussetzung für die Aufrechterhaltung der biotischen Prozesse. Gleichzeitig finden abiotische Stoffkreisläufe wie die Deposition von staubförmigen Niederschlägen, die Filterung von Niederschlagswasser oder die Grundwasserneubildung statt. Die Pufferkapazität des Bodens bewirkt eine kontinuierliche Nährstoffversorgung der Pflanzen und legt Schadstoffe wie Säuren und Schwermetalle – in begrenztem Maße – fest. Die Speicherkapazität des Bodens für Niederschläge ist für den Hochwasserschutz und die Landwirtschaft von großer Bedeutung.

Neben den mit den Nutzungsarten einhergehenden Funktionen haben die Böden gerade in dicht besiedelten Ländern wie Deutschland weitere bedeutsame Funktionen als Ausgleichsfaktor zum Beispiel hinsichtlich Kleinklima, Biodiversität oder Grundwasser. In § 2 Abs. 2 BBodSchG werden die Bodenfunktionen in „natürliche Funktionen“, „Nutzungsfunktionen“ und die Funktion als „Archiv der Natur- und Kulturgeschichte“ unterteilt.

Die Nutzungsansprüche des Menschen umfassen die Nahrungsmittel- und Trinkwasserversorgung, die Flächennutzung für Siedlungen und Gewerbe und schließlich die Gewinnung von Rohstoffen. Die Bedeutung als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte ist gerade im Hinblick auf die Dokumentation und Bewertung von externen Einflüssen von Bedeutung.

Die Nutzungsansprüche stehen teilweise in Konkurrenz zueinander, da eine Fläche beispielsweise nicht gleichzeitig landwirtschaftlich genutzt und bebaut werden kann. Teilweise stehen sich die Nutzungen sogar diametral gegenüber – unsachgemäße Düngung (für einen Maximalertrag) oder die Ablagerung von Abfällen können zum Beispiel die Trinkwassergewinnung nachhaltig beeinträchtigen.

487. Der Einfluss des Bodens auf den Klimahaushalt (s. Abschn. 3.7.2) ist in den vorgenannten Funktionen kaum berücksichtigt. In Art. 1 des Entwurfs der EU-Bodenrahmenrichtlinie (BRRL) (Europäische Kommission 2006a) wird hingegen die Speicherfähigkeit des Bodens für Kohlenstoff explizit als wesentliche Bodenfunktion genannt. Innerhalb des Kohlenstoffkreislaufes kommt es zu einer Festlegung von Kohlenstoff im Boden, die von verschiedenen Randbedingungen abhängt. Die Böden der Welt enthalten mit circa 1 550 Gt den größten Teil des organisch gebundenen Kohlenstoffs terrestrischer Ökosysteme. Im Vergleich dazu sind in der Biomasse der Landpflanzen circa 560 Gt und in der Atmosphäre 750 Gt Kohlenstoff enthalten (SCHLESINGER 1997). Je nach Art der Bodennutzung und Bewirtschaftung können Böden weitreichende Auswirkungen auf das globale Klima haben, da zwischen Biomasseaufbau und -zersetzung Kohlenstoffdioxid (CO_2) entweder aus Böden emittiert oder in den Böden gebunden wird. Die Freisetzung (Emission) von Kohlenstoff in Form von CO_2 ist dabei

ein sehr schneller, die Bindung ein sehr langsamer Prozess. Der Gehalt an organischer Substanz ist als messbarer Indikator daher von großer Bedeutung.

488. Für die Berücksichtigung der natürlichen Bodenfunktionen und der Archivfunktion des Bodens in Planungs- und Zulassungsverfahren wurden in den letzten Jahren für unterschiedliche Maßstabsebenen zahlreiche Bewertungsmethoden entwickelt. Tabelle 6-2 zeigt die vielfältigen Bodenleistungen differenziert nach Bodenfunktionen und Bodenteilfunktionen sowie Bewertungskriterien. Basis sind Methoden zur Bewertung natürlicher Bodenfunktionen und der Archivfunktionen des Bodens (BALLA 2007).

Tabelle 6-2

Bodenfunktionen, Bodenteilfunktionen und Bewertungskriterien

Bodenfunktionen	Bodenteilfunktionen	Kriterien
Lebensraumfunktion	Lebensraumfunktion für Menschen	Überschreitung von Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmenwerten der BBodenSchV
	Lebensraumfunktion für Pflanzen	Standortpotenzial für natürliche Pflanzen, Natürliche Bodenfruchtbarkeit
	Lebensraumfunktion für Tiere und Bodenorganismen	Standorteignung für Tiere und Bodenorganismengemeinschaften
		Naturnähe
Funktion als Bestandteil des Naturhaushaltes	Funktion des Bodens im Wasserhaushalt	Abflussregulierung Beitrag des Bodens zur Grundwasserneubildung (Sickerwasserrate) Allgemeine Wasserhaushaltsverhältnisse
	Funktion des Bodens im Nährstoffhaushalt	Nährstoffpotenzial und Nährstoffverfügbarkeit
Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium	Filter und Puffer für anorganische sorbierbare Schadstoffe	Bindungsstärke des Bodens für Schwermetalle
	Filter, Puffer und Stoffumwandler für organische Schadstoffe	Bindung und Abbau organischer Schadstoffe
	Puffervermögen des Bodens für saure Einträge	Säureneutralisationsvermögen
	Filter für nicht sorbierbare Stoffe	Retention des Bodenwassers
		Sickerwasserverweilzeit
Archiv der Natur- und Kulturgeschichte	Archiv der Naturgeschichte	Naturgeschichtlich bedeutsame Pedogenesen
	Archiv der Kulturgeschichte	Kulturgeschichtlich bedeutsame Pedogenesen
Quelle: BALLA 2007		

Grundlage des Bodenschutzes ist eine Bewertung der einzelnen Bodenfunktionen und der jeweiligen Schadwirkung bei Beeinträchtigung. Hierfür stehen verschiedene Methoden der Priorisierung einzelner Bodenfunktionen (Maximalwertprinzip, Mittelwertprinzip/Summenbildung) in Abhängigkeit von der jeweiligen Fragestellung zur Verfügung (FELDWISCH et al. 2006). Mittelfristig ist eine bundesweite Vereinheitlichung der Vorgehensweise wünschenswert, die ggf. mit den Erfordernissen einer zukünftigen Bodenrahmenrichtlinie (Tz. 526) abgestimmt ist.

Beeinträchtigung der Bodenfunktionen

489. Böden können sowohl durch chemische als auch durch physikalische Veränderungen beeinträchtigt werden. Die Schädigung durch den Eintrag von Schadstoffen kann lokal begrenzt (z. B. Chemieunfälle) oder großflächig (Deposition von Luftschadstoffen) erfolgen. Der übermäßige Eintrag von Nährstoffen und physikalische Veränderungen des Bodens wie zum Beispiel die Verdichtung durch schwere Fahrzeuge bei der Bodenbearbeitung oder der Bodenabtrag durch Erosion sind dagegen von Anfang an großflächig angelegt.

In der thematischen Strategie für den Bodenschutz werden folgende Faktoren genannt, die zu einer Degradation der Böden führen können: Versiegelung, Kontaminierung, Versalzung, Erosion, Verdichtung, Verluste organischer Substanzen und Erdrutsche, die in unterschiedlichem Maße für die einzelnen Mitgliedstaaten bedeutsam sind. In Deutschland sind insbesondere die ersten fünf genannten von hoher Relevanz.

6.2.1 Bodenversiegelung

490. Die Umwandlung von Freiflächen in Wohn-, Verkehrs-, Freizeit- und Gewerbeflächen hält unvermindert an (UBA 2007c). Folgen für den Boden sind Verdichtung, Versiegelung und vollständige Bodenentnahme. Die Versiegelung von Flächen entzieht diese einerseits der natürlichen Nutzung als biologisch aktive Fläche, andererseits der Funktion als Medium für die Aufnahme von Niederschlagswasser. Ein Rückbau von Gebäuden und Straßenanlagen zugunsten natürlicher Freiflächen erfolgt nur im Ausnahmefall. Eine verstärkte Umnutzung von Brachland findet bisher nicht statt. Das UBA (2007c) weist auf eine Brachfläche von 139 000 ha innerhalb der Städte und Gemeinden hin, die als Flächenvorrat zur direkten Wiedernutzung zur Verfügung stehen. Eine annähernde Wiederherstellung der Bodenfunktionen nach Versiegelung ist nur mit erheblichem Aufwand möglich, da der natürliche Bodenaufbau durch die Nutzung grundlegend verändert wurde. Der SRU hat sich in dem Umweltgutachten 2004 eingehend mit dem Thema der Flächeninanspruchnahme auseinander gesetzt (Tz. 202 ff., 781). Die aktuellen Entwicklungen weisen auf keine Trendumkehr gegenüber 2004 hin (Tz. 339-342). Eine Annäherung an das in der Nachhaltigkeitsstrategie

(Bundesregierung 2002) anvisierte Ziel eines Flächenverbrauchs von nur noch 30 ha pro Tag wurde nicht erreicht. Inwieweit die Einfügung von § 13a in das Baugesetzbuch (BauGB), nach dem den Gemeinden bestimmte Verfahrenserleichterungen in Bezug auf die Aufstellung sogenannter Bebauungspläne der Innenentwicklung ermöglicht werden, die Nutzung vorhandener innergemeindlicher Brachflächen befördern wird, ist fraglich (Tz. 518).

491. Die Festlegung eines Qualitätszieles in der Nachhaltigkeitsstrategie hat verschiedene Aktivitäten zur Reduzierung des Flächenverbrauchs ausgelöst, die sich statistisch bisher noch nicht ausgewirkt haben.

Tabelle 6-3 stellt die wesentlichen Informationen für den Bereich Flächeninanspruchnahme zusammen.

Tabelle 6-3

Basisinformationen Bodenversiegelung

Indikator	Versiegelte Fläche [ha/d]
Verursacher	Wachsende Raumnutzungsansprüche der Gesellschaft
Qualitätsziele	Nachhaltigkeitsstrategie: 30 ha/d bis 2020; Verhältnis Innen-/Außenraum-Entwicklung 3 : 1 Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt (Entwurf 2005): bis 2010 60 ha/d, bis 2020 30 ha/d, bis 2050 0 ha/d Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt 2007: bis 2020 30 ha/d
Maßnahmen	Verdichtung Innenräume, Brachflächenrecycling, Entsiegelung
Wichtige rechtliche Regelungen	ROG; BauGB; BNatSchG (Landschaftsplanung, Eingriffs-/ Ausgleichsregelung); BBodSchG; Abwassergebührenrecht; UVPG
Defizite	Bewertung und Schutz der Bodenfunktionen werden nicht systematisch vorgenommen; in Abwägung mit anderen Interessen (z. B. Verkauf als Bauland) wird der Bodenschutz häufig zurückgestellt.
	SRU/UG 2008/Tab. 6-3

Ergänzend zu indirekten Lenkungsmaßnahmen sind als wichtiges Instrument zur Reduzierung der Flächeninanspruchnahme weiterhin handelbare Flächenausweisungsrechte, kombiniert mit einer qualitativen Flächensteuerung über die Raum- und Bauleitplanung, dringend erforderlich (SRU 2004, Tz. 214 ff., 782; von HAAREN und MICHAELIS 2005; s. a. Tz. 352).

6.2.2 Diffuse Schad- und Nährstoffeinträge in Böden

492. Relevante diffuse Eintragspfade für Schad- und Nährstoffe in Böden sind die Deposition von Luftschadstoffen, Einträge über Düngemittel (Wirtschaftsdünger, Kompost und Gärrückstände, Klärschlamm, Mineraldünger) und Bodenhilfsstoffe (Stoffe ohne wesentlichen Nährstoffgehalt, die der gezielten physikalischen, biotischen oder

chemischen Bodenverbesserung dienen) sowie das Aufbringen von Materialien und Abfällen.

6.2.2.1 Einträge über die Luft

493. Von Bedeutung für die Bodenqualität sind die gasförmigen Stoffe Schwefeldioxid (SO_2), Ammoniak (NH_3) und Stickstoffoxide (NO_x), die Veränderungen des pH-Werts (Versauerung) oder der Nährstoffversorgung (Eutrophierung) verursachen, sowie Stäube als Träger von Schwermetallen (z. B. Blei, Cadmium und Nickel). Die Schadstoffe gelangen aus der Atmosphäre über nasse Deposition (Regen, Schnee) und trockene Deposition (Partikel) auf Böden und Gewässer. Emissionsentwicklung und Wirkung der wichtigsten Luftschadstoffe werden im Kapitel 4 (Tz. 242 ff.) vorgelegt, zur Eutrophierung siehe Kapitel 5 (Tz. 335).

In Deutschland und Europa ist eine Abnahme der Emissionen an SO_2, NO_X, NH_3 und Staub in unterschiedlichem Ausmaß zu verzeichnen. Die bisherige Minderung ist jedoch nicht ausreichend, um die in der EU für 2010 festgelegten nationalen Emissionshöchstmengen für NO_x und NH_3 zum Schutz der Ökosysteme vor Versauerung und Eutrophierung zu erreichen (BMU 2006).

Emissionsquellen für SO_2 sind vor allem Anlagen der Energiewirtschaft und Industrieprozesse. Stickstoffoxide in der Luft stammen hauptsächlich aus Abgasen von Industrieanlagen, Kraft- und Fernheizwerken, von Gebäudeheizungen und Verkehrsabgasen, den größten Anteil unter den Verursachern hat mit Abstand der Verkehr. Nahezu ausschließliche Quelle für Ammoniak ist die Landwirtschaft (UBA 2007b).

Zur Begrenzung der Einträge über den Luftweg haben die Staaten der Europäischen Union einheitliche Regelungen erlassen. Grundlage ist die Luftqualitäts-Rahmenrichtlinie aus dem Jahr 1996. Diese europäischen Beschlüsse wurden in den vergangenen Jahren in deutsches Recht umgesetzt. Für die verschiedenen Schadstoffe wurden in Tochterrichtlinien Grenzwerte und Alarmschwellen beschlossen (s. SRU 2004, Tz. 538 ff.).

Von Bedeutung für den Bodenschutz sind dementsprechend alle Maßnahmen, die bei den Hauptverursachern Energiewirtschaft, Verkehr und Landwirtschaft ansetzen. Die geplanten Maßnahmen zur Einhaltung der Vorgaben der Richtlinie über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe (NEC-Richtlinie, 2001/81/EG) (Tz. 283 ff.) werden auch für den Boden positive Auswirkungen haben.

6.2.2.2 Einträge über Feststoffe

494. Der Erhalt der natürlichen Bodenfunktionen erfordert nach der Entnahme von Nährstoffen, zum Beispiel durch landwirtschaftliche Nutzung, ein Wiederauffüllen der

verbrauchten Nährstoffe. Zur Verfügung stehen dafür einerseits gezielt hergestellte Mineraldünger und andererseits Reststoffe wie Wirtschaftsdünger, Klärschlamm und in zunehmendem Maße Gärreste aus der Biogaserzeugung. In der Landwirtschaft bestehen seit vielen Jahren jedoch erhebliche Dünge-Überschüsse, die zur Eutrophierung beitragen. Die geringfügige Abnahme der Stickstoffüberschüsse lässt sich auf eine bessere Nutzung der ausgebrachten Stickstoffmengen und die Zunahme der im ökologischen Landbau genutzten Flächen zurückführen. Die erwünschte Aufnahme an Nährstoffen ist bodenabhängig begrenzt, so dass ein Zuviel an Düngemitteln zu einem Nährstoffüberschuss mit negativen Auswirkungen auf Klima, Grundwasser, Oberflächengewässer und die Biodiversität führt (Tz. 335 f., 965). Eine unsachgemäße Anwendung von Pflanzenschutzmitteln kann ebenfalls zu erheblichen Beeinträchtigungen des Bodens führen (Tz. 747-749, 967).

Düngemittel enthalten vielfach neben den erwünschten Nährstoffen auch Schadstoffe (z. B. Arzneimittel, Desinfektionsmittel, Futtermittelzusätze, Schwermetalle), die sich gegebenenfalls im Boden und in Pflanzen anreichern und das Grundwasser beeinträchtigen können (s. Tz. 911, Kap. 8.4).

495. Klärschlamm dient in erster Linie der Ausschleusung von unerwünschten Stoffen aus Abwässern, die in den Schlämmen konzentriert werden. Wirtschaftsdünger können alle Stoffe bzw. deren Metaboliten enthalten, die in der Tierhaltung verwendet werden. Der relativ neue Wirtschaftsdünger Gärrückstand aus der Biogaserzeugung unterliegt ebenfalls der Düngeverordnung (DüV) und der Düngemittelverordnung (DüMV). Die Zusammensetzung des Gärrückstands hängt vom jeweiligen Input ab, der aus organischen Materialien wie zum Beispiel Gülle oder nachwachsenden Rohstoffen besteht. Erste Untersuchungen (DEDERER 2006) zeigen, dass die Gärreste in Abhängigkeit vom Input eine große Schwankungsbreite an enthaltenen Nährstoffen aufweisen. Um die Düngung zeit- und bedarfsgerecht durchzuführen, ist für Gärreste eine einzelbetriebliche Untersuchung und Bewertung notwendig.

496. Seit 2003 liegen bundesweit Hintergrundwerte für anorganische Stoffe in Ober- und Unterböden vor, die die geogenen Gehalte sowie die diffus eingetragenen Stoffe widerspiegeln und als Beurteilungsgrundlage dienen können, beispielsweise im gebietsbezogenen Bodenschutz zur Identifikation von Gebieten, in denen flächenhaft schädliche Bodenveränderungen vorliegen. Mit Blick auf die in der BBodSchV geregelten Vorsorgewerte wurden flächenrepräsentative Hintergrundwerte für Blei (Pb), Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Nickel (Ni), Quecksilber (Hg) und Zink (Zn) abgeleitet (LABO 2003).

Eine Auswertung von punktuellen Messungen auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen zeigte, dass die Schwermetallgehalte in den Oberböden in der Regel unter den Vorsorgewerten der BBodSchV lagen, mit Ausnahme von Quecksilber in Sandböden, wo

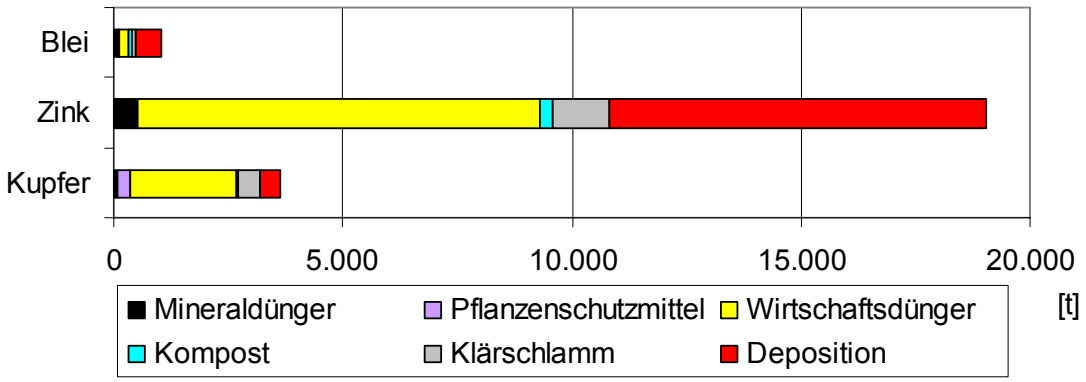
der Median beim Vorsorgewert lag. Auffallend hohe Bleigehalte wurden in Waldböden festgestellt. Auf Grünlandflächen wurden im Vergleich zu anderen Nutzungsarten nahezu doppelt so hohe Gehalte an Cd, Cu, Ni und Zn gefunden (HUSCHEK und KRENGEL 2004).

In einem großflächigen Vergleich von Blei-Hintergrundwerten zwischen den Ober- und Unterböden Deutschlands zeigten sich allerdings weiträumig Anreicherungen dieses Schwermetalls durch anthropogene Einträge in den Oberböden (UBA 2005), die in größerem Umfang sogar oberhalb des Vorsorgewertes der BBodSchV liegen.

Die Eintragspfade für Kupfer, Zink und Blei werden in Abbildung 6-4 zusammengestellt.

Abbildung 6-4

Schwermetalleinträge (Pb, Zn, Cu) in Böden Deutschlands 2000



SRU/UG 2008/Abb. 6-4; Datenquelle: HILLENBRAND et al. 2005

Haupteintragspfad für Blei ist die staubförmige Deposition. Zink wird in großen Mengen über die Luft und Wirtschaftsdünger eingetragen, bestimmend für Kupfer ist der Wirtschaftsdünger (HILLENBRAND et al. 2005).

Einträge über Düngemittel

497. Düngemittel können sowohl zu Nährstoffüberschüssen (Tz. 1003 ff.) als auch zu einem Eintrag von Schwermetallen führen. Tabelle 6-4 zeigt die Belastung unterschiedlicher Düngemittel mit Schwermetallen und Arsen. Von Bedeutung für die Bewertung sind jedoch die pro Nährstoffeinheit ausgebrachten Schadstoffmengen – ein Düngemittel, das eine hohe Düngewirkung aufweist, kann trotz hohem Schadstoffgehalt zu einem geringeren Schadstoffeintrag führen als ein Düngemittel, das wegen geringen Nährstoffinhalts in wesentlich größeren Mengen aufgebracht werden muss.

Tabelle 6-4

Elementgehalte in Düngemitteln

	Zn	Cu	As	Cd	Cr	Hg	Ni	Pb	Tl	U
	mg/kg									
Kaliumchlorid (55)	0,01	1,6	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	3,1	0,01	0,56
Harnstoff	1,7	0,4	0,35	0,03	0,33	0,07	0,26	0,09	0,13	0,30
Kalkammonsalpeter	32	4,0	0,31	0,17	2,9	0,01	2,3	16,0	0,04	0,23
Kohlensaurer Kalk	31	9,0	4,8	0,23	16	0,02	14	9,6	0,05	0,60
Triplesuperphosphat (45)	159	5,2	10	14	131	0,09	17	10	0,78	197
NPK-Dünger	283	172	2,0	4,5	18	0,02	5,5	6,1	0,19	23
Organisch-mineralische NPK-Dünger (9-7-8)	110	77	1,55	2,44	112	0,61	5,8	1,8	0,04	19
Kompost	323	76	-	1,0	28	0,3	21	61	1	-
Klärschlamm (Niedersachsen)	609	238	3,2	0,83	29	0,5	23	26	0,13	0,75
Rindergülle	225	54	1,6	0,28	4,8	0,04	5,4	4,7	0,08	1,1
Schweinegülle	864	225	1,2	0,29	6,7	0,03	9,8	4,5	0,05	3,5
Quelle: SEVERIN 2007										

498. Aktuelle Untersuchungen der Gehalte an organischen und anorganischen Schadstoffen in Düngern zeigen für Mineraldünger einzelne Überschreitungen der Schwermetallgrenzwerte der DüMV. Ökologische Wirtschaftsdünger weisen gegenüber konventionellen Wirtschaftsdüngern geringere Gehalte an Kupfer sowie – mit Einschränkungen – an Zink auf. Die vom Umweltbundesamt (UBA) vorgeschlagenen Bewertungswerte des Konzeptes „Gute Qualität und sichere Erträge“ für Arsen, Cadmium, Chrom, Nickel und Blei werden von den Wirtschaftsdüngern im Durchschnitt unterschritten, für Zink und Kupfer wurden Überschreitungen nachgewiesen (KÖRDEL et al. 2007).

Klärschlämme halten die aktuellen Schwermetallgrenzwerte sowie die Grenzwerte für Polychlorierte Biphenyle (PCB) und Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine/Furane (PCDD/F) der Klärschlammverordnung (AbfKlärV) weitgehend ein. Auf klärschlammgedüngten Flächen wurde keine bedeutsame Anreicherung von Schwermetallen, jedoch von Benzo(a)pyren und Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) sowie für Zinnorganika und Moschusverbindungen nachgewiesen (KÖRDEL et al. 2007) (s. Tz. 897 ff.).

In Klärschlämmen finden sich verschiedenste Humanarzneimittel wieder, hier besteht weiterer Forschungsbedarf über Wirkung und Verhalten in Böden (HEMBROCK-HEGER und BERGMANN 2007). Gerade weil aufgrund der Komplexität der Vorgänge und der Variabilität der Böden bisher kaum allgemeingültige Aussagen über die Mobi-

lität und die Rückflüsse der Schadstoffe in Wasser, Luft und Pflanzen möglich sind, ist es unabdingbar, dem Vorsorgeprinzip Rechnung zu tragen.

499. Bedenklich ist das Vorkommen von Veterinärarzneimitteln in Wirtschaftsdüngern. Der Schwellenwert von 100 µg/kg je Einzelsubstanz, ab dem weitere ökotoxikologische Untersuchungen erforderlich sind (EMEA 1996), wurde von zehn Veterinärarzneistoffen in Wirtschaftsdüngern überschritten (in der Nachfolgeregelung der European Agency for the Evaluation of Medicinal Products (EMEA) 2000 wurden allerdings keine Werte mehr für Wirtschaftsdünger festgelegt). So wurden in Böden, die mit Wirtschaftsdünger gedüngt wurden, Tetrazykline in Mengen > 100 µg/kg nachgewiesen. Für Böden stellen nach HEMBROCK-HEGER und BERGMANN (2007) in erster Linie Tetrazykline und das Antiparasitikum Ivermectin ein Risiko dar. Es liegen bisher nur wenige Daten über die ökotoxikologischen Auswirkungen auf Böden vor (SRU 2007; Tz. 707-715).

Die zunehmende Menge an Nutztieren führt auch zu einer Zunahme an Wirtschaftsdüngern bzw. Gärresten. Diese können neben den Nährstoffen auch Schadstoffe (z. B. aus Arzneimitteln, Desinfektionsmitteln, Futtermittelzusätzen, Klauenbädern) enthalten, die vor allem in der industriellen Massentierhaltung verwendet werden.

Verwertung von mineralischen Restmassen

500. Der mengenmäßig größte Abfallstrom ist mit 185 Mio. t (2005) die mineralische Fraktion aus dem Bau- und Abbruchgewerbe, die aus Bodenaushub, Abbruchmaterial sowie Aschen und Schlacken besteht. Alle Stoffströme können belastet sein, beispielsweise durch Schadstoffe aus der Nutzungsphase, Dämmstoffe oder Schwermetalle. Die hohe Verwertungsquote dieser Abfälle (2005: 87 %) ist einerseits auf die 1996 eingegangene Selbstverpflichtung der Bauindustrie zurückzuführen, andererseits auf die gute Verwertbarkeit eines Großteils der Mengenströme. Ein großer Teil des Materials wird für Verfüllmaßnahmen, zum Beispiel von Gruben und Hohlräumen, verwendet. Etwa 50 Mio. t wurden 2004 nach der Aufbereitung wieder als Recyclingbaustoff eingesetzt. Die Qualitätsanforderungen an mineralische Materialien wurden lange Zeit über ein Merkblatt der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) geregelt, das für den Vollzug herangezogen wurde. Da eine Einhaltung der Vorsorgewerte der BBodSchV damit nicht gewährleistet werden konnte (BVerwG, Urteil v. 14. April 2005, BVerwGE, Bd. 123, S. 247 ff.), etablierte sich in den einzelnen Bundesländern eine sehr unterschiedliche Vollzugspraxis. Die bergrechtliche Genehmigung für die Verwertung von Sortierresten (Abfallschlüsselnummer 191212) in Abgrabungen – gedacht für den mineralischen Anteil aus Bauabfallsortieranlagen – wurde mittlerweile mehrfach für die Entsorgung von Sortierresten aus der mechanisch-biologischen Behandlung genutzt. Kurzfristig wird hier voraussichtlich die Überprüfung und Nachbesserung der

Genehmigungslage der Verfüllungsbetriebe durch die Bundesländer Abhilfe bringen. Mittelfristig sollte aber die Ersatzbaustoffverordnung, die derzeit im Entwurf vorliegt, allgemein gültige Regelungen für den Einsatz mineralischer Reststoffe schaffen.

6.2.2.3 Zusammenfassung

501. Die vorhandenen Regelungen zum Schutz des Bodens vor Schadstoffen, die über die Luft und das direkte Aufbringen auf Böden eingetragen werden, erreichen ihr Ziel nur teilweise.

Tabelle 6-5 stellt die wesentlichen Informationen für den Bereich „diffuse Schadstoffeinträge“ zusammen (s. a. Kap. 4.1-4.4, Abschn. 5.2.1.1, 7.2.1, Kap. 10.3, 11).

Tabelle 6-5

Basisinformationen diffuse Schadstoffeinträge

Indikator	Verursacherbezogen: Emissionswerte; N-Nährstoffbilanz; P-Bilanz; Schadstofffrachten (mg/ha);Düngemittelabsatz; Pflanzenschutzmittelabsatz Akkumulierte Belastung der Böden: Schwermetall-Gehalt; N_{min}-Gehalt (mg NO_3 + NH_4/100g Boden), organische Parameter
Verursacher	Luftpfad: Industrie / Gewerbe, Verkehr, Kraftwerke, Hausbrand Direkter Eintrag: Landwirtschaft, Abfallablagerung
Qualitätsziele	NEC-RL: Halbierung der durch Versauerung belasteten Ökosystemflächen; Eutrophierung verringern Wasserrahmenrichtlinie (WRRL): Oberflächen- und Grundwasserkörper bis Ende 2015 in gutem chemischen Zustand Nachhaltigkeitsstrategie 2002: Bis 2010 Anteil des ökologischen Landbaus 20 %; bis 2010 Begrenzung des Stickstoffüberschusses auf 80 kg/ha Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt 2007: Bis 2020 Einhaltung der critical loads und levels für Versauerung, Schwermetall- und Nährstoffeinträge; ab 2020 Rückführung bewirtschaftungsbedingter Schadstoffeinträge in land- und forstwirtschaftlich genutzten Böden
Maßnahmen	Begrenzung der Emissionen; Verringerung des Einsatzes von Mineraldünger, Wirtschaftsdünger, Klärschlamm, Pflanzenschutzmitteln
Wichtige rechtliche Regelungen	BImSchG, 33. BImSchV, TA Luft, DüMV, DüV (gute fachliche Praxis), AbfKlärV, KlärschlammV, BioabfV, ErsatzbaustoffV (Entwurf), WHG und Landeswassergesetze, PflanzenschutzG, Pflanzenschutz-AnwendungsV
Defizite	Nicht messbare Ziele, unzureichende Umsetzung und Kontrolle; uneinheitliche Grenzwertsetzung im Düngemittelbereich
	SRU/UG 2008/Tab. 6-5

Die Einträge über die Luft nehmen deutschland- und europaweit langsam ab, die weitere Verschärfung von Grenzwerten wie zum Beispiel für NO_x-Emissionen aus Kraftwerken und der Abfallverbrennung ist ein Schritt in die richtige Richtung.

Die Harmonisierung der Grenzwerte für den Eintrag von Schadstoffen in Böden ist für die Gewährleistung eines einheitlichen Schutzniveaus unabhängig vom aufgebrachten Produkt oder Abfall notwendig. Das 2002 vorgelegte Konzept „Gute Qualität und

sichere Erträge“ (BMU und BMVEL 2002) hat daher nichts von seiner Aktualität verloren, sollte jedoch um Mineraldünger und ausgewählte organische Schadstoffe erweitert werden.

Für die Bewertung von Human- und Veterinärarzneimitteln sind systematische ökotoxikologische Untersuchungen notwendig, um tragfähige Grenzwerte ableiten zu können, die sich nicht am Machbaren sondern am Notwendigen orientieren. Grundsätzlich sollte hier dem Vorsorgeprinzip Rechnung getragen werden.

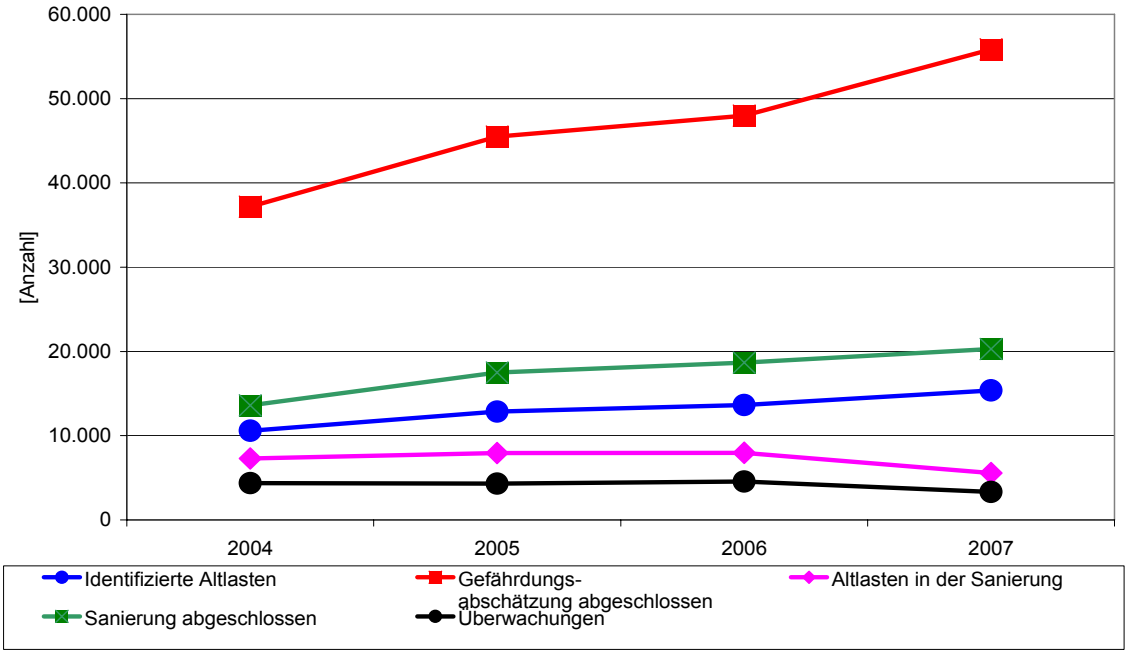
6.2.3 Altlasten

502. Bodenverunreinigungen aus industrieller, gewerblicher und militärischer Nutzung gefährden das Bodengefüge ebenso wie das Grundwasser. Auch die ungeordnete Ablagerung von Abfällen führt zu einer Beeinträchtigung dieser Medien. Hier ist insbesondere den Langzeiteffekten Beachtung zu schenken, da die Auswaschungen über einen langen Zeitraum und im Zusammenhang mit sich verändernden chemischen Bedingungen stattfinden.

503. Die Erfassungsregelungen in den Ländern führen noch zu abweichenden Begriffsauslegungen und zu fehlenden Angaben bei einzelnen Merkmalen. Die Erhebung weiterer Parameter wie Flächengröße, Sanierungsziele und Zeitplanung, wie sie bereits 2004 gefordert wurde (SRU 2004, Tz. 835), ist weiterhin nicht in allen Bundesländern üblich. Der Trend der letzten Jahre zeigt eine stetige Zunahme der Verdachtsflächen (Altablagerungen und Altstandorte) von 230 500 (2003/2004) über 271 000 (2005), 272 000 (2006) auf 289 508 (2007) (UBA 2004; LABO 2005; 2006; 2007; AAV 2007). Bis 2007 wurde erst auf circa 56 000 Verdachtsflächen eine Gefährdungsabschätzung abgeschlossen. In Abbildung 6-5 werden die Entwicklung der Flächen, bei denen sich der Verdacht bestätigt hat (Altlasten), der Gefährdungsabschätzungen sowie der durchgeführten Maßnahmen dargestellt.

Abbildung 6-5

Entwicklung der Altlastenbearbeitung in Deutschland 2004 – 2007



SRU/UG 2008/Abb. 6-5; Datenquelle UBA 2004; LABO 2005; 2006; 2007; AAV 2007

Die Hauptursache für das nur langsame Voranschreiten der Sanierung von Altlasten scheint die Schwierigkeit der Finanzierung zu sein (dazu näher SRU 2004, Tz. 801 ff.).

Die Durchsetzung bestehender Rahmenbestimmungen und -vorschriften, zum Beispiel der Deponierichtlinie oder der Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (Anwendung des Standes der Technik bei der Genehmigung von umweltrelevanten Industrieanlagen) sollte zu einem Rückgang der Bodenbelastungen führen (EEA 2005). Die geplante Ausweisung von Risikogebieten in der Bodenrahmenrichtlinie wäre ein Schritt zu einer europaweiten Erfassung von Verdachtsflächen gewesen (Tz. 526).

504. Die Sanierung kontaminierter Standorte wird in Deutschland kontinuierlich vorangetrieben, wobei sich der Umfang weniger an den Notwendigkeiten als an den Finanzierungsmöglichkeiten orientiert.

Tabelle 6-6 stellt die wesentlichen Informationen für den Bereich Altlasten zusammen.

Tabelle 6-6

Basisinformationen Altlasten

Indikator	Belastung durch organische und anorganische Substanzen; Überschreitung der Maßnahmenwerte der BBodSchV
Verursacher	Industrie/Gewerbe, Verkehr, Militär, Bergbau, Abfallwirtschaft
Qualitätsziele	Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt 2007; bis 2050 sind Altlasten weitgehend saniert
Maßnahmen	Bewertung anhand der Vorsorge- / Maßnahmenwerte; Vorlage eines Sanierungsplans
Wichtige rechtliche Regelungen	BBodSchG, BBodSchV, Umweltschadensgesetz (für künftig entstehende Altlasten)
Defizite	Konkretisierung des Sanierungszieles einzelfallabhängig
	SRU/UG 2008/Tab. 6-6

Die Empfehlungen aus dem Jahr 2004 haben nicht an Bedeutung verloren (SRU 2004, Tz. 828 f.). Notwendig ist weiterhin eine bundesweite Vereinheitlichung der Erhebung von Altlastendaten, um eine Bewertung zu ermöglichen. Wünschenswert, wenngleich mit höherem Aufwand verbunden, sind zusätzliche Angaben wie Flächengröße, Sanierungsziele und Zeitplanung. Insbesondere im Hinblick auf die positiven Wirkungen des innerstädtischen Flächenrecyclings durch Sanierung oder Brachflächennutzung wäre eine zusätzliche Förderung sinnvoll.

6.2.4 Bodenerosion

505. Wind- und Wassererosion führen zu einem irreversiblen Verlust von fruchtbarem Oberboden, wenn der Bodenabtrag größer als die Neubildung ist. Einflussfaktoren für die Wassererosion sind (EISELE 2008)

- Niederschläge (Menge und Intensität, Infiltration),
- Bodenstruktur (Bodenart, Aggregatstabilität, Wasserleitfähigkeit, Oberfläche),
- Topographie (Hangneigung, -länge, -form) und
- Bewirtschaftung (Bodenbearbeitung, -bedeckung, Bearbeitungsrichtung).

Von Bedeutung sind weniger die sichtbaren Folgen, wie die Ausbildung von Rinnen, als die großflächigen Verluste an organischer Substanz. Gleichzeitig können durch den Abtrag Gewässer mit Schad- und Nährstoffen, mit denen die Bodensubstanz belastet sein kann, beeinträchtigt werden. Klimatische Veränderungen wie verringerte Niederschläge, höhere Temperaturen und längere Trockenperioden führen zu einer geringeren Bodenfeuchte, weniger Bewuchs und damit zu einer Verstärkung der Erosionsgefahr. Die prognostizierte Zunahme von Starkregenereignissen wird zu einer zunehmenden Wassererosion führen (UBA 2006). Für Bayern und Baden-Württemberg

wurde bereits heute eine Zunahme der Häufigkeit extremer Niederschlagswerte statistisch nachgewiesen (ALBRECHT 2006).

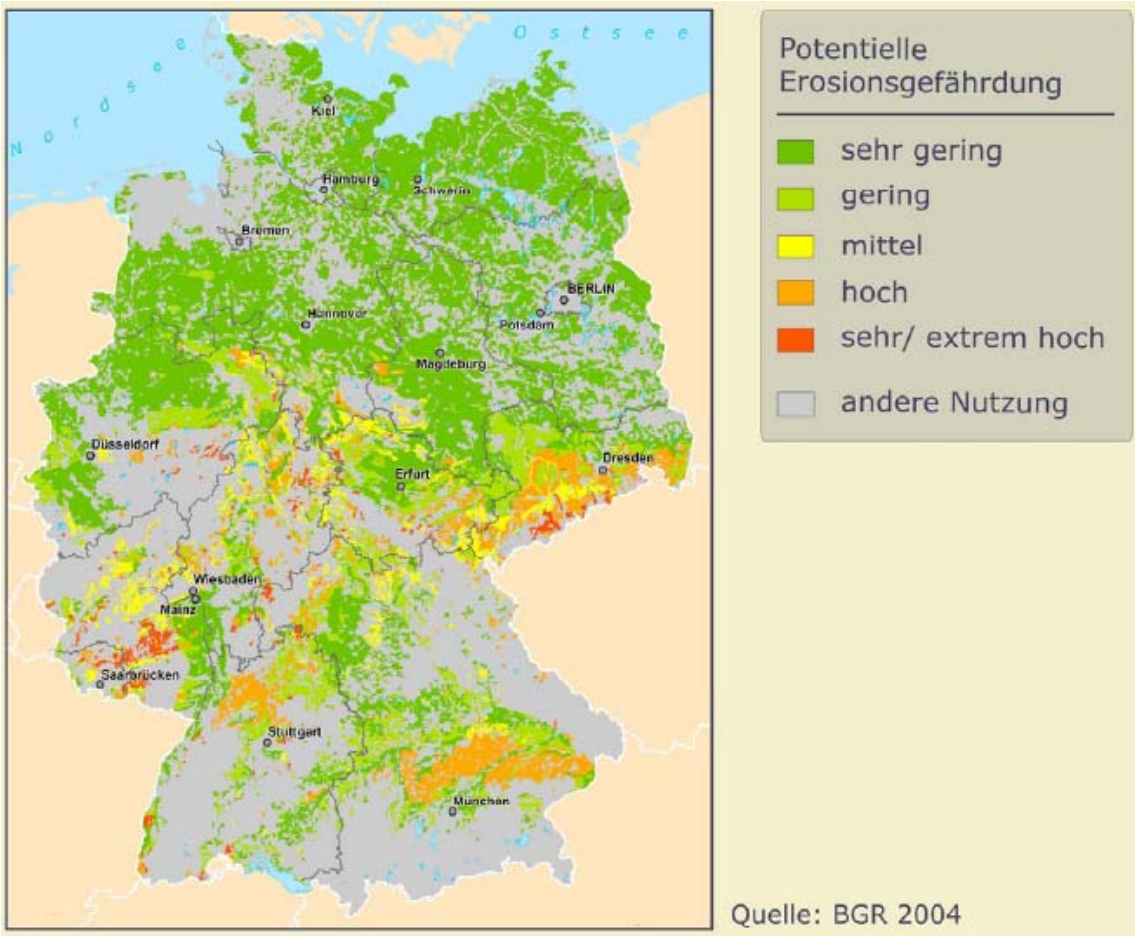
Hauptursachen von Erosion sind sowohl die Freilegung der Bodensubstanz als auch die Bearbeitung gefährdeter Flächen durch die Landwirtschaft. Die ökonomisch sinnvolle Vergrößerung der Ackerschläge bringt den Verlust von schützenden Ackerrandstreifen und die Verlängerung der Fließstrecken mit sich. Auch die Wahl der Fruchtfolge und der angebauten Früchte beeinflusst die Erosionsanfälligkeit der Böden. Mais und Zuckerrüben bedecken noch lange nach der Saat den Boden nicht ausreichend, um ihn vor Erosion bei Sommergewittern und Starkregenereignissen schützen zu können.

Durch Erosionsschutzmaßnahmen wie Minimalbodenbearbeitung, höhenlinienparallele Bodenbearbeitung, Mulchsaaten, Zwischensaaten und Zwischenfruchtanbau kann die Anfälligkeit für den Bodenabtrag stark verringert werden (UBA 2005). In Projekten auf europäischer Ebene (SOWAP – Soil and Water Protection) konnten die Abträge um mehr als 50 % reduziert werden. Zusätzlich wurden die CO_2-Emissionen um bis zu 70 % reduziert. Bedingung für diese Erfolge ist allerdings eine sorgfältige Auswahl der Fruchtfolgen. Problematisch ist, dass bei pflugloser Bodenbearbeitung der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln gegen den unerwünschten Aufwuchs von Wildkräutern steigt (SOWAP 2006).

506. Anhand der natürlichen Standortfaktoren (Niederschläge, Bodeneigenschaften, Hanglänge und -neigung) und der Bodennutzung wurde bundesweit die Gefährdung durch Wassererosion für die Ackerflächen Deutschlands bewertet (Abb. 6-6). Besonders gefährdet sind das bayerische Tertiärhügelland, das Erzgebirge und -vorland, der Kraichgau, das Pfälzisch-Saarländische Stufenland und das Saar-Nahe-Bergland.

Abbildung 6-6

Potenzielle Erosionsgefährdung in Deutschland



Quelle: UBA 2007a

Klimatische Veränderungen können zusätzliche Bodenverluste bewirken – das zeitliche Zusammentreffen von intensiven Regenfällen mit der Periode einer schwachen vegetativen Bodenbedeckung führt zu einer Zunahme des Bodenabtrages.

507. Neben der Wassererosion spielt auch die Winderosion eine nicht unerhebliche Rolle für den Verlust des Oberbodens. Sie tritt vor allem dann auf, wenn hohe Windgeschwindigkeiten, eine anfällige, trockene Bodenoberfläche sowie unzureichender Schutz der Oberfläche zusammentreffen (FUNK 2008). Dies ist vor allem ein Problem der nördlichen Bundesländer. Untersuchungen in Brandenburg wiesen einen Verlust von 220 t/h, entsprechend 15 mm Ackerkrume über einen Zeitraum von vier Jahren nach (FUNK 2004). Die Intensität der Winderosion kann allerdings sehr stark variieren, in den nachfolgenden Jahren wurden sehr viel geringere Abträge gemessen. Schutzmaßnahmen sind beispielsweise Windschutzhecken und eine kontinuierliche Bodenbedeckung von über 40 % der Fläche.

Bundesweite Daten über tatsächlich stattfindende Erosion existieren nicht, da diese standortspezifisch in Abhängigkeit von Bodenbewirtschaftung und den durchgeführten Erosionsschutzmaßnahmen ermittelt werden müssten.

508. In Bezug auf die landwirtschaftliche Bodennutzung sind Änderungen der Voraussetzungen für den Erhalt von Direktzahlungen vorgesehen, die die fortschreitende Erosion landwirtschaftlicher Nutzflächen eindämmen sollen. So sollen künftig nach der Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung (DirektZahlVerpflV) Erosionsgefährdungsstufen (Wind- und Wassererosion) sowie entsprechende Schutzmaßnahmen festgesetzt werden, die die Erosionsgefährdung der Flächen berücksichtigen. Für die Wassererosion sind drei Gefährdungsstufen (keine Gefährdung, Gefährdung, starke Gefährdung) und für die Winderosion zwei Stufen (keine Gefährdung, Gefährdung) vorgesehen. Die Abgrenzung der Klassen soll sich an Flächenmerkmalen, Boden- und Klimaverhältnissen, Bewirtschaftungssystemen, Flächennutzung, Fruchtwechsel und Betriebsstrukturen orientieren. In der DirektZahlVerpflV sollen Erosionsschutzmaßnahmen speziell für die einzelnen Gefährdungsklassen festgeschrieben werden (CRAMER 2007).

509. Der Schutz vor Wind- und Wassererosion ist einerseits für den Erhalt der Bodenfruchtbarkeit und andererseits für eine Reduzierung des Eintrags von Nährstoffen in Gewässer von Bedeutung. Tabelle 6-7 stellt die wesentlichen Informationen für den Bereich Erosion zusammen.

Tabelle 6-7

Basisinformationen Erosion

Indikator	Sichtbarer Bodenabtrag, Gefährdungsgrad (Hanglage, Schluffboden), Grad der Bodenbedeckung
Verursacher	Landwirtschaft, Klimawandel (Starkregenereignisse)
Qualitätsziele	Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt 2007: Kontinuierliche Rückführung der Erosion bis 2020
Maßnahmen	Zunahme Konturstreifen; Art der Bodenbearbeitung; Beschränkung der Bearbeitungszeiträume
Wichtige rechtliche Regelungen	BBodSchG (Gute fachliche Praxis), BBodSchV (nur für Wassererosion), DirektZahlVerpflV
Defizite	BBodSchV i.V.m. § 17 BBodSchG verpflichten lediglich zu Problemerfassung, ggf. Beratung, nicht aber zu Maßnahmen
	SRU/UG 2008/Tab. 6-7

Kritisch ist der Indikator „sichtbarer Bodenabtrag“ zu bewerten, da auch der großflächige Abtrag, der kaum sichtbar ist, zu bedeutenden Bodenverlusten führt. Die geplanten Regelungen der DirektZahlVerpflV sollten sowohl auf ihre tatsächliche Umsetzung als auch auf ihre Wirksamkeit hin kritisch begleitet werden. Da die Wirksamkeit einzelner Schutzmaßnahmen im konkreten Fall stark variieren kann, ist ein weitgehen-

der Schutz vor Wasser- und Winderosion nur durch die Kombination mehrerer Maßnahmen sicherzustellen (MOSIMANN 2008).

6.2.5 Bodenschadverdichtungen

510. Als Bodenschadverdichtung wird eine dauerhafte, bewirtschaftungsbedingte Schädigung des Bodengefüges bezeichnet. Negative Auswirkungen auf die Bodenfunktionen durch die Befahrung mit großen Landmaschinen sind ein verringertes Infiltrationsvermögen, verminderte Luftkapazität und gestörte Wasser- und Luftleitfähigkeit. Dadurch verschlechtern sich die Ertragsfähigkeit sowie die Lebensbedingungen für Bodentiere und Mikroorganismen. Zusätzlich erhöhen schädliche Bodenverdichtungen die Gefahr von Wassererosion auf sonst nur mäßig gefährdeten Flächen.

Bodenverdichtung kann durch konservierende Bodenbearbeitung verringert werden. Bei geringer mechanischer Belastung können sich Bodentiere wie die Regenwurmpopulation nach ein bis zwei Vegetationsperioden selbst regenerieren, was zu einer Verbesserung der Bodenstruktur führt.

511. Über das Ausmaß schädlich verdichteter Böden gibt es derzeit keine bundesweiten Daten, zumal über die Methoden zur eindeutigen Identifizierung von Bodenschadverdichtungen im Sinne des Bundes-Bodenschutzgesetzes in der Fachwelt bisher noch kein Konsens herrscht (CRAMER et al. 2006). Für das Land Nordrhein-Westfalen wurde anhand von Untersuchungen an 46 Flächen unterschiedlicher Bodenarten und unter Hinzuziehen der von LEBERT et al. (2004) entwickelten Kriterien zum Erkennen von Bodenschadverdichtungen festgestellt, dass Bodenschadverdichtungen an der Krumenbasis auftreten, im Unterboden jedoch nicht feststellbar waren. Allerdings lagen die Luftkapazitätswerte bei vielen Lehm- und Schluffböden bereits nahe am kritischen Bereich. Die Autoren schlussfolgern, dass nur durch ein längerfristiges Bodenmonitoring festgestellt werden könne, ob eine schleichende Degradierung des Unterbodens stattfindet (CRAMER et al. 2006). Weitere Untersuchungen in Sachsen, Bayern, Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Thüringen ergaben ebenfalls, dass zwar flächenhaft keine Schadverdichtungen des Unterbodens vorliegen, wohl aber auf intensiv befahrenen Flächen wie Fahrgassen, Vorgewenden und Zufahrtsbereichen (LORENZ 2008).

Tabelle 6-8 stellt die wesentlichen Informationen für den Bereich Verdichtung zusammen.

Tabelle 6-8

Basisinformationen Verdichtung

Indikator	Luftkapazität, Wasserleitfähigkeit, Gefügeansprache (Lagerungsdichte, Packungsdichte, Spatendiagnose)
Verursacher	Landwirtschaft
Qualitätsziele	Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt 2007: Erhalt der Leistungsfähigkeit und der natürlichen Bodenfunktionen, Bodenverdichtungen soweit wie möglich vermeiden, bis 2010 Anteil des ökologischen Landbaus 20 %
Maßnahmen	Begrenzung der Radlast pro Fläche, Optimierung von Art und Zeitpunkt der Bodenbearbeitung, Gestaltung der Fruchtfolge
Wichtige rechtliche Regelungen	BBodSchG (Gute fachliche Praxis)
Defizite	In Ermangelung belastbarer Indikatoren können keine Grenzwerte/ Wirkungsschwellen abgeleitet werden
	SRU/UG 2008/Tab. 6-8

Im Sinne der Vorsorge sind einheitliche Monitoringprogramme, die Wissenserweiterung über Ursachen und Synergieeffekte sowie insbesondere die anwenderorientierte Weitergabe dieses Wissens an die Verursacher notwendig.

6.2.6 Verlust an organischer Substanz

512. Der Verlust an organischer Substanz kann mechanisch durch Wind- und Wassererosion verursacht werden (Abtrag des humusreichen Oberbodens). Weiterreichend ist allerdings die flächige Reduzierung des Kohlenstoffgehalts durch eine intensive landwirtschaftliche Nutzung (Tz. 223)

In einer Untersuchung der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) wurden deutschlandweit die Gehalte an organischem Kohlenstoff (C_{org}) für vier Klimagebiete mit 15 verschiedenen Ausgangsgesteinen jeweils für die Nutzung Acker, Grünland und Forst aus insgesamt etwa 9 000 Proben für den Oberboden bestimmt. Die Gehalte an organischem C lassen sich den Humusklassen nach der bodenkundlichen Kartieranleitung (Tab. 6-9) zuordnen (BGR 2005).

Tabelle 6-9

Humusklassen nach bodenkundlicher Kartieranleitung

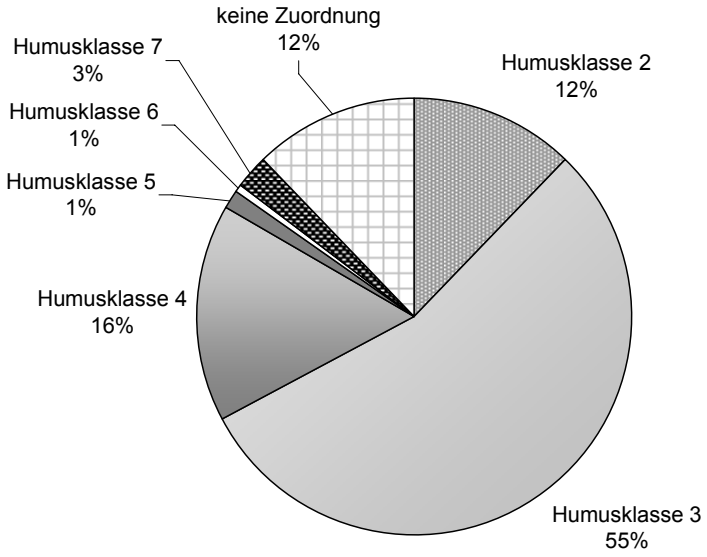
Kurzzeichen	Humusgehalt (Gew.%) Acker- und Grünland	Humusgehalt (Gew.%) Forst	Bezeichnung
h1	0	0	humusfrei
h1	< 1	< 1	sehr schwach humos
h2	1 bis < 2	1 bis < 2	schwach humos

h3	2 bis < 4	2 bis < 5	mittel humos
h4	4 bis < 8	5 bis < 10	stark humos
h5	8 bis < 15	10 bis < 15	sehr stark humos
h6	15 bis < 30	15 bis < 30	extrem humos, anmoorig
h7	> 30	> 30	Organisch
Quelle: DÜWEL et al. 2007			

Abbildung 6-7 zeigt, dass mehr als die Hälfte der deutschen Landesfläche der Humusklasse 3 (mittel humos) zuzuordnen ist.

Abbildung 6-7

Flächenanteile nach Humusgehalten (Deutschland)



SRU/UG 2008/Abb. 6-7; Datenquelle: DÜWEL et al. 2007

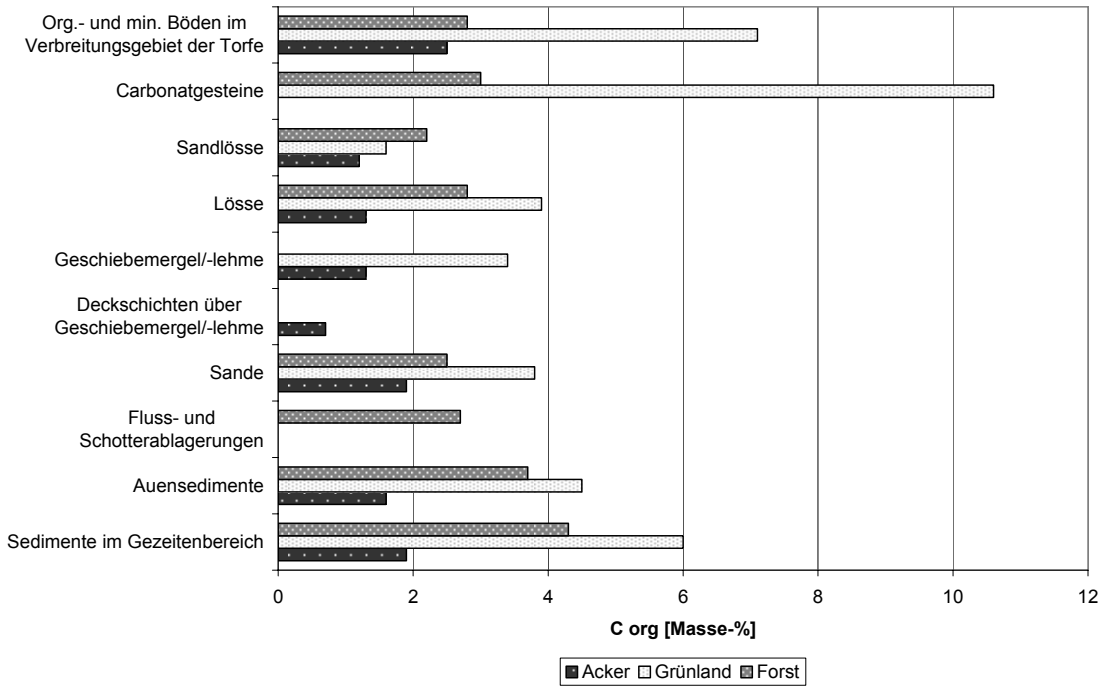
Auffällig ist, dass unabhängig von der Bodenart und dem Klimagebiet der jeweils niedrigste Humuswert für die Böden unter Ackernutzung bestimmt wurde. Prinzipiell wird eine Zunahme der Humusgehalte in der Reihenfolge Acker – Forst – Grünland beobachtet: Bei ackerbaulicher Nutzung sind die Humusgehalte überwiegend den Humusklassen h2 und h3 zuzuordnen, bei forstlicher Nutzung bewegen sie sich im Bereich h3 und h4 und unter Grünland im Bereich h4 und h5 (DÜWEL et al. 2007).

513. In Abbildung 6-8 werden die Gehalte an organischem C in den Oberböden der Klimazone 33 für die unterschiedlichen Nutzungsarten dargestellt. Es handelt sich hier um das nord-westliche Klimagebiet Deutschlands (mittlere bis (zum Teil) hohe Niederschläge, mäßig kalte Winter und mäßig warme Sommer, Vegetationsdauer 180

bis mehr als 210 Tage). Unabhängig von der Bodenart weisen die Böden unter Ackernutzung die geringsten und unter Grünlandnutzung die höchsten Humusgehalte auf.

Abbildung 6-8

Gehalte an organischem C in verschiedenen Oberböden Deutschlands für die Klimazone 33 (Nutzung Acker, Grünland, Forst)



SRU/UG 2008/Abb. 6-8; Datenquelle: eigene Darstellung nach DÜWEL et al. 2007

Da die ausgewerteten Daten größtenteils aus den Jahren zwischen 1984 und 2004 stammen, ist eine zeitliche Entwicklung nicht ablesbar, die Werte können jedoch die Vergleichsbasis für ein harmonisiertes Monitoring bilden. Ausgehend von einem optimierten Datenerhebungskonzept sollten regelmäßige Untersuchungen durchgeführt werden, um Veränderungen belastbar nachweisen zu können.

514. Die Datenauswertung der organischen C-Gehalte von Oberböden in Deutschland zeigt, dass mehr als 75 % der Flächen einen zufrieden stellenden Humusgehalt > 2 % aufweisen. Auffällig ist allerdings auch, dass die Humusgehalte stark von der Bodennutzung abhängen – eine Freigabe von Stilllegungsflächen für die landwirtschaftliche Nutzung wie aktuell beschlossen (Europäische Kommission 2007) hat dementsprechend auch negative Auswirkungen auf die gespeicherten C-Vorräte im Boden.

Tabelle 6-10 stellt die wesentlichen Informationen für den Bereich Verlust an organischer Substanz zusammen.

Tabelle 6-10

Basisinformationen Verlust an organischer Substanz

Indikator	C-Gehalt, Humusgehalt, Fruchtbarkeit / geringere Erträge
Verursacher	Landwirtschaft
Qualitätsziele	Humusbilanz auf landwirtschaftlichen Flächen, die Direktzahlungen erhalten: Humusbilanz muss zwischen 75 und 125 kg C/ha pro Jahr liegen; wahlweise Mindestgehalt 1 % Humus auf landwirtschaftlich genutzten Böden
Maßnahmen	Humusaufbau durch Nutzung organischer Dünger, Mulchen
Wichtige rechtliche Regelungen	DirektZahlVerpflV; BBodSchG (gute fachliche Praxis)
Defizite	Mangelhafte Umsetzung
	SRU/UG 2008/Tab. 6-10

Da der Aufbau von Humus an den Abbau organischer Substanz (durch Dünger oder Bodenhilfsstoffe) gebunden ist, muss sichergestellt sein, dass mit den erwünschten Bestandteilen der organischen Dünger (Gülle, Mist, Kompost, Gärreste) nicht gleichzeitig Schadstoffe in die Böden eingebracht werden (Tz. 497 ff.).

6.3 Bodenschutzrecht

515. Das deutsche Bodenschutzrecht besteht zunächst aus den bodenschutzspezifischen Instrumenten des BBodSchG und der BBodSchV. Diese regeln allerdings nur Teilbereiche des als umfassende Querschnittsmaterie zu verstehenden Bodenschutzes. Für zahlreiche weitere Aspekte sind die fachrechtlichen Vorschriften anderer Umweltschutzgesetze einschlägig. Dazu gehören insbesondere das Naturschutzrecht, das Anlagenzulassungsrecht, das Fachplanungs- und Baurecht sowie das Gefahrstoff- und sonstige Stoffrecht (HERRMANN 2007, Rn. 18 f.). Dieses komplexe Regime ist im Wesentlichen geeignet, ein angemessenes Schutzniveau des Bodens und seiner Funktionen zu erreichen. Allerdings sind auch seit Langem Defizite identifiziert, ohne dass die notwendigen Korrekturen in Angriff genommen worden sind. Nachfolgend werden zunächst diese hinlänglich bekannten Defizite gebündelt dargestellt und sodann die aktuellen Entwicklungen im Bereich des Bodenschutzrechts analysiert. In Bezug auf das spezifische Bodenschutzrecht sind im Berichtszeitraum keine nennenswerten Änderungen eingetreten. Im Hinblick auf das zwar für den Bodenschutz relevante, aber nicht primär auf ihn gerichtete Umweltrecht sind zunehmend

- die Notwendigkeit einer Effektivierung der planungsrechtlichen Instrumente des Baurechts, des Naturschutzrechts und des Gewässerschutzrechts mit dem Ziel einer Reduzierung der Flächeninanspruchnahme sowie

- das Erfordernis einer besseren Berücksichtigung des Bodenschutzes im Rahmen der Umweltverträglichkeitsprüfung von Plänen und Programmen sowie der Umweltverträglichkeitsprüfung bestimmter Vorhaben

erkannt worden.

Nachdem die EU lange Zeit äußerste Zurückhaltung im Hinblick auf die Regulierung des Bodenschutzes geübt hatte, hat sich inzwischen auch die EU Kommission im Jahre 2006 zu Wort gemeldet und entschiedene Schritte hin zu einer gemeinschaftsrechtlichen Ausformung des Bodenschutzes eingeleitet. Sie hat unter anderem einen Entwurf für eine Bodenschutzrahmenrichtlinie vorgelegt, der jedoch inzwischen gescheitert ist.

6.3.1 Defizite des deutschen Bodenschutzrechts – ein Überblick

516. Unverändert kritikwürdig sind in Bezug auf das spezifische deutsche Bodenschutzrecht (SRU 2000, Tz. 447 ff.; SRU 2004, Tz. 786; s. für darüber hinausgehende Forderungen BVB 2006):

- der zu enge Anwendungsbereich des BBodSchG,
- die mangelnde Steuerungskraft der Zielbestimmung des § 1 BBodSchG, die auf die unterbliebene gesetzliche Statuierung der Vorrangigkeit einzelner Bodenfunktionen gegenüber anderen Funktionen zurückgeht,
- die noch immer fehlende EntsiegelungsVO,
- unzureichende rechtsverbindliche Beschränkungen der landwirtschaftlichen Bodennutzung,
- die begrenzte Anwendbarkeit der Verpflichtung zur Einhaltung der guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft gemäß § 17 BBodSchG durch die vorrangige Anwendbarkeit der KlärschlammVO, des Düngemittelgesetzes (DüngeMG) und des KrW-/AbfG aufgrund von § 3 Abs. 1 Nr. 1 BBodSchG, die zum Teil dem Bodenschutz abträgliche Regelungen enthalten,
- fehlende Regelungen zur Erfassbarkeit der Summationen von Bodenbelastungen aus unterschiedlichen Quellen,
- fehlende Regelungen zu physikalischen Schadeinwirkungen in der BBodSchV, insbesondere in Bezug auf die Vermeidung von Bodenverdichtungen beim Auf- und Einbringen von Materialien in der BBodSchV,
- die unzureichende Erfassung der relevanten Schadstoffe in den Stoff- und Wertelisten der BBodSchV,

- die fehlende Orientierung der BBodSchV an der Lebensraumfunktion des Bodens,
- fehlende Prüfwerte für den Pfad Boden-Mensch in der BBodSchV, die mittlerweile erarbeitet sind,
- fehlende Berücksichtigung der Bodenversauerung in der BBodSchV,
- eine unzureichende Konkretisierung des Schutzes vor Bodenerosion durch Abschwemmungen in der BBodSchV sowie
- eine fehlende Konkretisierung des Schutzes vor Winderosion.

Insgesamt verdeutlichen die aufgezeigten Defizite die erhebliche Durchsetzungsschwäche des bodenschutzspezifischen Rechts.

Im Hinblick auf die übrigen bodenschutzrelevanten gesetzlichen Regelungen sind insbesondere die folgenden Mängel hervorzuheben:

- eine zunehmende Aufweichung des dem § 35 BauGB zugrunde liegenden Prinzips, nach dem der Außenbereich grundsätzlich von einer Bebauung freigehalten werden soll,
- fehlende Verpflichtungen, im Rahmen der Verkehrswegeplanung auf eine raumsparende Planung hinzuwirken,
- die Fokussierung der praktischen Anwendung der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung auf die Schutzgüter Tiere und Pflanzen, wodurch der Boden und seine Funktionen entgegen den gesetzlichen Anforderungen als eigenständiges Schutzgut in den Hintergrund gedrängt werden,
- eine fehlende Orientierung des sehr bodenschutzrelevanten Düngemittelrechts an den Belangen des vorsorgenden Bodenschutzes durch verbindliche und für alle Düngemittel maßgebliche Schadstoffgrenzwerte, die anhand einheitlicher Bewertungsmaßstäbe festgelegt wurden;

(s. zur Kritik im Einzelnen und zu weiteren Defiziten: SRU 2000, Tz. 444 ff.; 2004, Tz. 778 ff.; SPARWASSER et al. 2003, § 6 Rn. 17 ff., § 9 Rn. 73 ff.; KÖCK und HOFMANN 2007, S. 46 f.). Diese Defizite sollten im Zuge künftiger Novellierungen der einschlägigen Regelwerke unbedingt behoben werden.

6.3.2 Fortentwicklungen im bodenschutzrelevanten Recht

6.3.2.1 Effektivierung des Planungsrechts

517. Für den vorsorgenden Bodenschutz ist das Planungsrecht von wesentlicher Bedeutung, da es noch im Vorfeld der Gestattung konkreter den Boden belastender Projekte geeignet ist, den Flächenverbrauch zu steuern und zum Teil auch zum Schutz

des Bodens vor stofflichen Einträgen beizutragen. Dies wird nachfolgend für die Bauleitplanung, die Landschaftsplanung und die gewässerschutzrechtliche Planung aufgezeigt.

Bauleitplanung

518. Mehrere Bestimmungen des BauGB sind darauf gerichtet, der Inanspruchnahme neuer Flächen durch städtebauliche Maßnahmen entgegenzuwirken und so den rapide voranschreitenden Flächenverbrauch (Tz. 339) einzudämmen. Insbesondere soll nach der sogenannten Bodenschutzklausel des § 1 a Abs. 2 S. 1 BauGB mit Grund und Boden sparsam und schonend umgegangen werden. Dabei sind zur Verringerung der zusätzlichen Inanspruchnahme von Flächen für bauliche Nutzungen die Möglichkeiten der Entwicklung der Gemeinde insbesondere durch Wiedernutzbarmachung von Flächen, Nachverdichtung und andere Maßnahmen zur Innenentwicklung zu nutzen. Um den vorsorgenden Bodenschutz durch eine Reduzierung der Flächeninanspruchnahme gesetzlich stärker zu fördern, wurden durch das am 1. Januar 2007 in Kraft getretene Gesetz zur Erleichterung von Planungsvorhaben für die Innenentwicklung der Städte (BGBl. I, 27. Dezember 2006, S. 3316) zusätzliche Regelungen in das BauGB eingefügt, von denen der neue § 13a BauGB nachfolgend einer näheren Betrachtung unterzogen wird.

Die Vorschrift soll Anreize zu einer vorrangigen Innenentwicklung schaffen, in dem unter den näher statuierten Voraussetzungen Erleichterungen in den Verfahren zur Aufstellung sogenannter Bebauungspläne der Innenentwicklung ermöglicht werden. Diese Bebauungspläne sind gemäß § 13a Abs. 1 BauGB auf die Wiedernutzbarmachung von Flächen, die Nachverdichtung oder andere Maßnahmen der Innenentwicklung gerichtet. Die Erleichterung soll maßgeblich durch den Verzicht auf die Umweltprüfung nach § 2 Abs. 4 BauGB erreicht werden (s. näher zu dem Verfahren und seinen Voraussetzungen u. a. BATTIS et al. 2007; UECHTRITZ 2007; TOMERIUS 2008; GÖTZE und MÜLLER 2008; MITSCHANG 2007; KOCH und HENDLER 2008, § 11 Rn. 31 f.). Dadurch wird indessen die Gefahr begründet, dass den spezifischen Risiken der Innenraumentwicklung nicht adäquat begegnet werden kann. Die Umweltprüfung dient dazu, die im Rahmen der Abwägung gemäß § 1 Abs. 7 BauGB zu berücksichtigenden Umweltschutzbelange sachgerecht zu erfassen und zu bewerten. Fallen die dazu notwendigen Verfahrenschritte weg, ist der erforderliche sensible Umgang mit den von der Bauleitplanung berührten Umweltschutzbelangen schwerlich möglich. Da die Pflicht zur Einstellung der berührten Umweltschutzbelange in die Abwägungsentscheidung weiterhin bestehen bleibt, erscheint es zweifelhaft, ob die intendierte Beschleunigungswirkung tatsächlich eintreten wird (BUNZEL 2006, S. 37). Der Wegfall der Umweltprüfung für Bebauungspläne der Innenentwicklung steht auch im Widerspruch zu den Genehmigungsanforderungen für industrielle Anlagen in Industriege-

bieten. Für diese ist zwingend eine Umweltverträglichkeitsprüfung durchzuführen, obwohl die Anforderungen an den Schutz der Umwelt und der menschlichen Gesundheit in Industriegebieten im Vergleich zu städtebaulichen Innenbereichen herabgesetzt sind.

Problematisch ist zudem, dass gemäß § 13a Abs. 2 Nr. 4 BauGB für Bebauungspläne der Innenentwicklung, in denen eine Grundfläche von weniger als 20 000 m^2 festgesetzt wird, nunmehr keine Ausgleichsmaßnahmen für erhebliche Beeinträchtigungen des Landschaftsbildes sowie der Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes mehr in die Abwägung eingestellt werden müssen. Diese Regelung dürfte sich in vielen Fällen negativ auf den Bodenschutz auswirken, da durch den Wegfall der Ausgleichsverpflichtung keine bodenschützenden Maßnahmen, wie insbesondere Entsiegelungen, im Rahmen der Bauleitplanung festgesetzt werden müssen (TOMERIUS 2008, S. 5 m. w. N.). Wendet eine Gemeinde das beschleunigte Verfahren zur Aufstellung eines Bebauungsplanes der Innenentwicklung an, so ist unbedingt zu beachten, dass die Erleichterung bezüglich der Anwendung der Eingriffsregelung gemäß § 13a Abs. 2 Nr. 4 BauGB auf Ausgleichsmaßnahmen beschränkt ist. Eine Befreiung von der Pflicht zur Vermeidung und Minimierung von Eingriffen erfolgt nicht (LOUIS 2007, S. 98 f.; MITSCHANG 2007, S. 446; TOMERIUS 2008, S. 5).

Insgesamt ist damit festzuhalten, dass die durch § 13a BauGB eingeführten Verfahrenserleichterungen die Gefahr erheblicher Abschwächungen des Umweltschutzniveaus der von der Bestimmung erfassten Bauleitplanung begründen. Ob tatsächlich eine vorrangige Planung im Innenbereich befördert wird, erscheint zudem zweifelhaft. Jedenfalls wurde keine verpflichtende gesetzliche Statuierung des Grundsatzes „Innen- vor Außenentwicklung“ vorgenommen. Maßnahmen der Innenentwicklung bleiben weiterhin freiwillig und stehen in Konkurrenz zu der Außenbebauung, die sich aus kurzfristiger wirtschaftlicher Perspektive oftmals als die attraktivere Option darstellt (TOMERIUS 2008, S. 6).

Naturschutzrechtliche Planung

519. Im Bereich des Naturschutzrechts nimmt die Landschaftsplanung gemäß §§ 13 ff. BNatSchG eine zentrale Rolle ein. Mit der Novellierung des BNatSchG im Jahre 2002 wurde die Bedeutung, die dem Bodenschutz insoweit zukommt, erheblich gestärkt. Die Landschaftsplanung ist auf einen vorsorgenden und flächendeckenden Naturschutz gerichtet (MAAß und SCHÜTTE 2007, Rn. 52) und hat die Aufgabe, die Erfordernisse und Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege für den jeweiligen Planungsraum darzustellen und zu begründen. Gemäß § 13 Abs. 1 S. 2 BNatSchG dient sie der Verwirklichung der Ziele und Grundsätze des Naturschutzes und der Landschaftspflege, zu denen auch der Bodenschutz gehört. So sind Böden

nach § 2 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG so zu erhalten, dass sie ihre Funktionen im Naturhaushalt erfüllen können. Gemäß Nr. 11 der Bestimmung sind unbebaute Bereiche wegen ihrer Bedeutung für den Naturhaushalt und für die Erholung in der dafür erforderlichen Größe und Beschaffenheit zu erhalten. Nicht mehr benötigte versiegelte Flächen sind zu renaturieren oder, soweit eine Entsiegelung nicht möglich oder nicht zumutbar ist, der natürlichen Entwicklung zu überlassen. Aber auch nach den spezifischen Bestimmungen für die Landschaftsplanung sind Festsetzungen in Bezug auf den Bodenschutz in den Landschaftsplänen zu treffen. So sollen gemäß § 14 Abs. 1 Nr. 4 lit. e) BNatSchG Erfordernisse und Maßnahmen unter anderem zum Schutz, zur Verbesserung der Qualität und zur Regeneration von Böden festgelegt werden. Die Landschaftsplanung, die sich auch auf landwirtschaftlich genutzte Böden erstreckt, kann aber auch indirekte Bodenschutzeffekte haben, wenn die Ziele des Naturschutzes durch Nutzungseinschränkungen bestimmter Flächen befördert werden sollen (HOFMANN 2007, S. 1396 m. w. N.). Auf dieser Grundlage können sowohl flächenhafte als auch qualitative Bodenschutzmaßnahmen in den Landschaftsplänen festgeschrieben werden.

Die Bedeutung der Landschaftsplanung für den Bodenschutz folgt auch aus § 14 Abs. 3 BNatSchG, der eine Verpflichtung zur Berücksichtigung der Inhalte der Landschaftsplanung im Rahmen anderer Planungen und Verwaltungsverfahren statuiert. Über die in Satz 2 der Bestimmung ausdrücklich genannten Prüfungen der Umwelt- und der FFH-Verträglichkeit (FFH – Fauna-Flora-Habitat) hinaus erfasst diese Berücksichtigungspflicht sämtliche Planungen und Verwaltungsverfahren, deren Entscheidungen sich auf Natur und Landschaft im Planungsraum auswirken können und begründet damit eine umfassende Vollzugsdirektive. Eine Kontrollmöglichkeit wird durch Satz 3 der Bestimmung geschaffen, nach der eine Nichtberücksichtigung der Inhalte der Landschaftsplanung im Rahmen anderer Planungen und Entscheidungen begründungspflichtig ist (GASSNER in: GASSNER/BENDOMIR-KAHLO/SCHMIDT-RÄNTSCH 2003, § 14 Rn. 16 ff.). Allerdings existiert keine gesetzliche Konkretisierung, wie der Bodenschutz in die für die Landschaftsplanung erforderliche Ermittlung, Bewertung und Maßnahmenfestsetzung einfließen soll. Dies wird als der maßgebliche Grund dafür identifiziert, dass der Bodenschutz im Rahmen der Landschaftsplanung in der Praxis nur unzureichend berücksichtigt wird (KÖCK 2007, S. 173 ff.). Der Beitrag, den die Landschaftsplanung derzeit für den Bodenschutz leistet, ist zudem dadurch beschränkt, dass in der landschaftsplanerischen Praxis vornehmlich der Schutz wertvoller Tier- und Pflanzenarten sowie der Lebensraumschutz im Vordergrund stehen (HOFMANN 2007, S. 1396 m. w. N.).

Gewässerschutzrechtliche Planung

520. Mit der auf die WRRL zurückgehenden Verpflichtung zur Aufstellung gewässerschutzbezogener Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne nach den §§ 36 und 36b WHG erlangt die wasserrechtliche Planung auch für den Bodenschutz zunehmende Bedeutung. Da diese Pläne und Programme auf das gesamte Einzugsgebiet eines Flusses bezogen sein müssen, haben sie Auswirkungen auf den Bodenschutz, und zwar insbesondere in qualitativer Hinsicht, da das Erreichen eines guten chemischen Gewässerzustandes vielfach Reduzierungen der Pflanzenschutz- und Düngemitteleinträge erforderlich macht. Ist eine derartige Beschränkung des Einsatzes entsprechender Stoffe in einem Maßnahmenprogramm festgelegt, steht sie nicht mehr zur Disposition der Vollzugsbehörden (KÖCK 2007, S. 175 f. m. w. N.).

Auch von dem in den §§ 31a bis 32 WHG statuierten Hochwasserschutzrecht gehen mittlerweile erhebliche Impulse für den Bodenschutz aus. Insofern sind insbesondere die in § 31b WHG in Bezug auf Überschwemmungsgebiete statuierten Verpflichtungen zur Vermeidung möglicher Erosionen und von Schadstoffeinträgen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen, Beschränkungen der baulichen Nutzung (§ 31b Abs. 4 WHG) sowie die Verpflichtung zur Funktionserhaltung als Rückhalteflächen, die bis hin zur Wiederherstellung von Rückhalteflächen reichen können, zu nennen. Inwieweit die Hochwasserschutzplanung für andere Planungen verbindlich ist, ist derzeit allerdings gesetzlich nicht geregelt (KÖCK 2007, S. 176 ff.). Auch im Referentenentwurf des Bundesumweltministeriums für das zweite Buch des Umweltgesetzbuches – Wasserwirtschaft – (BMU 2007b; UGB-E II) wird keine Verbindlichkeit der Risikomanagementpläne für hochwassergefährdete Gebiete gemäß § 57 UGB-E II vorgeschrieben.

6.3.2.2 Bodenschutz im Rahmen fachübergreifender Verträglichkeitsprüfungen

521. Wesentlich für einen wirksamen Bodenschutz ist auch die Berücksichtigung bodenschutzrelevanter Aspekte im Rahmen fachübergreifender Verträglichkeitsprüfungen sowohl von Plänen und Programmen (Strategische Umweltprüfung – SUP) als auch von konkreten Einzelvorhaben (Umweltverträglichkeitsprüfung – UVP). Mit der Regelung der SUP im Jahre 2005 im nationalen Recht wurde aufgrund gemeinschaftsrechtlicher Anforderungen die Verpflichtung begründet, bestimmte Pläne und Programme im Zuge ihrer Aufstellung einer Prüfung ihrer Umweltauswirkungen zu unterziehen. Im Vorfeld der Genehmigungserteilung für bestimmte konkrete Vorhaben ist eine UVP nach dem Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG) durchzuführen. Auch der Vollzug der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung gemäß §§ 18 ff. BNatSchG erfordert eine Berücksichtigung der relevanten Bodenschutzaspekte. Die

insoweit evidenten Defizite wurden bereits aufgezeigt (Tz. 516 und dortige Nachweise), so dass die nachfolgende Analyse auf die SUP und die UVP beschränkt bleibt.

Umweltprüfung von Plänen und Programmen

522. Die SUP bietet die Möglichkeit, die in den Textziffern 518 bis 520 analysierten Planungen so auszugestalten, dass den Aspekten des Bodenschutzes hinreichend Rechnung getragen wird. Eine SUP ist gemäß § 14b Abs. 1 Nr. 1 i. V. m. Anh. 3 Nr. 1 des UVPG nicht nur für die hier untersuchten Bauleitpläne, Hochwasserschutzpläne und Maßnahmenprogramme gemäß § 31d bzw. § 36 WHG sowie die Landschaftsplanungen nach den §§ 15, 16 BNatSchG sondern auch für weitere Planungen durchzuführen, die erhebliche Auswirkungen auf den Bodenschutz haben können; so für die Verkehrswegeplanungen des Bundes, Flughafenausbaupläne oder Raumordnungsplanungen.

Im Rahmen der SUP sind Aspekte des Bodenschutzes in den nach § 14g UVPG zu erstellenden Umweltbericht aufzunehmen. In dem Umweltbericht sind die voraussichtlichen erheblichen Umweltauswirkungen der Durchführung des Plans oder Programms sowie vernünftige Alternativen darzustellen und zu bewerten. Zu den zu berücksichtigenden Umweltauswirkungen gehören gemäß § 14g Abs. 2 Nr. 5 i. V. m. § 2 Abs. 1 Nr. 2 BBodSchG auch Auswirkungen auf den Boden. Dieser Begriff ist in dem Sinne weit zu verstehen, dass die Beeinträchtigungen sämtlicher bodenschutzrelevanter Funktionen einschließlich des Flächenverbrauches zu erfassen sind. Zur Stärkung der Bodenschutzbelange im Rahmen der SUP ist es allerdings erforderlich, den gesetzlichen Auftrag dahingehend zu konkretisieren, dass eine Untersuchung und Dokumentation des Flächenverbrauches der zu überprüfenden Pläne und Programme und eine Darstellung der im Hinblick auf den Flächenverbrauch sparsamsten Planvariante verbindlich vorgeschrieben werden (BOVET 2007).

Umweltverträglichkeitsprüfung

523. Neben anderen Schutzgütern umfasst die UVP gemäß § 2 Abs. 1 Nrn. 2 und 4 UVPG die Ermittlung, Beschreibung und Bewertung der unmittelbaren und mittelbaren Auswirkungen eines Vorhabens auf den Boden sowie der Wechselwirkungen zwischen dem Boden und den übrigen in der Bestimmung genannten Schutzgütern. Die UVP muss insbesondere auf die Schutzwürdigkeit und Leistungsfähigkeit des Bodens hinsichtlich seiner unterschiedlichen Funktionen, die potenzielle Empfindlichkeit und Schutzbedürftigkeit sowie die Vorbelastung und die Belastbarkeit gerichtet sein (GASSNER et al. 2005, S. 85). Hinsichtlich der Bewertung der Auswirkungen eines UVP-pflichtigen Vorhabens auf die stoffliche Bodenbeschaffenheit sind in Nr. 1.3 des Anhanges der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zur Ausführung des UVPG (GMBl. 1995, S. 671) Orientierungshilfen statuiert. Danach ist maßgeblich darauf abzustellen,

dass der Boden in seinen natürlichen Funktionen, seinen Nutzungsfunktionen und seiner Leistungsfähigkeit erhalten bleibt (APPOLD in: HOPPE 2007, § 2 Rn. 30). Bei der Bewertung ist nach Satz 2 der Bestimmung zu prüfen, ob bei der Vorhabensdurchführung eine Veränderung der physikalischen, chemischen oder biologischen Bodenbeschaffenheit auftritt, die eine nachteilige Beeinträchtigung der natürlichen Bodenfunktionen besorgen lässt. Weiterhin ist entscheidend, ob das Vorhaben unter Berücksichtigung der Nutzungsfunktionen nach Prägung des Gebietes oder den planerischen Festlegungen mit den gesetzlichen Umweltanforderungen zu vereinbaren ist. Relevant sind insofern für alle Böden die Faktoren Versiegelung, Schadstoffeintrag, Bodenauf- und Bodenabtrag. Im Hinblick auf die Wirkfaktoren Bodenverdichtung, Wasser- und Winderosion sowie Nährstoffeinträge oder Veränderungen des Grundwasserhaushaltes ist dagegen, abhängig von der spezifischen Empfindlichkeit des betroffenen Bodens, eine differenzierte Betrachtung vorzunehmen (GASSNER et al. 2005, S. 97).

In der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zur Ausführung des Gesetzes über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPVwV) werden als Maßstäbe für die Bewertung der Umweltauswirkungen eines UVP-pflichtigen Vorhabens die gesetzlichen Umweltanforderungen herangezogen (s. Nr. 1.3.1 für genehmigungsbedürftige Anlagen nach dem BImSchG oder Nr. 5.3.1 für zulassungsbedürftige Abwasserbehandlungsanlagen nach § 18c WHG). Daraus ergibt sich für die besonders relevanten genehmigungsbedürftigen Anlagen nach dem BImSchG in Bezug auf den Bodenschutz der folgende Prüfungsablauf (s. GASSNER et al. 2005, S. 303):

- Zu klären ist, ob das Schutzgut Boden überhaupt betroffen ist.
- Liegt ein Altlastenverdacht vor, müssen die entsprechenden Maßnahmen auf der Grundlage des BBodSchG getroffen werden.
- Im Anschluss daran muss untersucht werden, ob das Vorhaben zu einer schädlichen Bodenbelastung nach § 2 Abs. 3 BBodSchG führt.
- Unterfallen die Umwelteinwirkungen des Vorhabens dem Geltungsbereich eines der in § 3 Abs. 1 Nrn. 1 bis 11 BBodSchG aufgelisteten Gesetze, sind die Einwirkungen auf den Boden anhand dieser Gesetze zu beurteilen, soweit sie einschlägig sind.
- Ist das Fachrecht nicht einschlägig, ist das BBodSchG subsidiär anwendbar.
- Subsidiär kann die Orientierungshilfe zur Bewertung der Auswirkungen auf die stoffliche Bodenbeschaffenheit nach Nr. 1.3 des Anh. 1 der UVPVwV herangezogen werden.

6.3.2.3 Zwischenbilanz

524. Die vorangehenden Überlegungen verdeutlichen, dass maßgebliche Bereiche des nicht spezifisch auf den Bodenschutz gerichteten Fachplanungs- und Umwelt-

rechts einen prinzipiell angemessenen rechtlichen Rahmen für die Förderung des Bodenschutzes bilden. Dies trifft insbesondere auf die analysierten verfahrensrechtlichen Bestimmungen des Natur- und Gewässerschutzes sowie der fachübergreifenden Umweltprüfungen der SUP und der UVP zu. Eine Ausnahme stellt insoweit allerdings § 13a BauGB dar, der keine förderliche Grundlage für eine Flächen sparende städtebauliche Planung bildet. Allerdings erfordern darüber hinaus auch mehrere andere Bestimmungen des BauGB eine Berücksichtigung der relevanten Bodenschutzaspekte, so dass auch das BauGB insgesamt einen grundsätzlich adäquaten Rahmen für den Bodenschutz zur Verfügung stellt. Ursächlich für den unverändert schlechten Zustand der Böden in Deutschland (Kap. 6.2) sind damit nicht etwaige Defizite des Fachplanungs- und Umweltrechts. Vielmehr werden die Möglichkeiten, den Bodenschutz beim Vollzug der untersuchten Regelwerke zu berücksichtigen, in der Praxis nicht hinreichend genutzt. So tritt der Bodenschutz beispielsweise im Rahmen der bauplanungsrechtlichen Abwägung regelmäßig hinter anderen Belangen zurück. Die erforderliche stärkere Gewichtung bei der Anwendung der relevanten rechtlichen Rahmen kann durch die Statuierung strengerer Ziele im bodenschutzspezifischen Recht erreicht werden. Insofern ist es entscheidend, das BBodSchG und die BBodSchV um Anforderungen zu erweitern, die im Rahmen des einschlägigen Fachplanungs- und Umweltrechts nicht mehr im Wege der Abwägung zu überwinden sind.

6.3.3 Auf dem Weg zu einer Europäisierung des Bodenschutzrechts

525. Die Europäische Kommission hat im Jahre 2006 den Versuch einer Europäisierung des Bodenschutzrechts unternommen und eine thematische Strategie für den Bodenschutz, eine auf diese Strategie bezogene Folgenabschätzung sowie den Entwurf einer Bodenschutzrahmenrichtlinie (BRRL-E) vorgelegt (Europäische Kommission 2006b; 2006c; 2006d). Aufgrund des Widerstandes Deutschlands, Großbritanniens, Österreichs und der Niederlande ist jedoch im EU-Umweltministerrat eine politische Einigung über die BRRL gescheitert (Rat der Europäischen Union 2007, S. 8; ENDS Europe Daily, 20. Dezember 2007). Maßgebend dafür waren aus deutscher Sicht Subsidiaritätserwägungen. und die Auffassung, dass eventuell auftretende grenzüberschreitende Wirkungen von Bodenschädigungen besser bilateral gelöst werden könnten sowie Einwände gegen einige Bestimmungen des Richtlinienentwurfes (Bundesrat 2006). Nach dem einstweiligen Scheitern ihrer Gesetzesinitiative wartet die Europäische Kommission nunmehr eine künftige Ratspräsidentschaft ab, die den Vorschlag erneut aufgreift. Nachfolgend werden der Regelungsgehalt des BRRL-E skizziert, der Anpassungsbedarf aufgezeigt, den das Inkrafttreten der BRRL für das deutsche Recht bedeutet hätte, und das Subsidiaritätsargument einer näheren Betrachtung unterzogen.

6.3.3.1 Regelungsgehalt des BRRL-E

526. Ziel des BRRL-E war die Schaffung eines Rahmens für den Schutz des Bodens und für den Erhalt seiner Fähigkeiten zur Erfüllung der Bodenfunktionen in ökologischer, wirtschaftlicher, kultureller und sozialer Hinsicht. Zu diesen sollten nach Art. 1 Abs. 1 lit. a) bis g) BRRL-E die Biomasseerzeugung, Nährstoffspeicherung, -filterung und -umwandlung, die Funktion für die biologische Vielfalt der Lebensräume, der Arten und der Gene, die Bereitstellung eines physischen und kulturellen Umfeldes für den Menschen und seine Tätigkeiten, die Funktion als Rohstoffquelle und Kohlenstoffspeicher sowie als Archiv des geologischen und archäologischen Erbes zählen. Als Mittel zur Erreichung dieser Ziele waren in dem BRRL-E maßgeblich Planungsinstrumente zur Vorsorge vor bzw. Eindämmung von Verschlechterungen der Bodenqualität und Instrumente zum Schutz des Bodens vor chemischen Verunreinigungen vorgesehen. Durch diese sollten die Folgen der Bodenqualitätsverschlechterung eingedämmt und geschädigte Böden bis zu einem Funktionalitätsgrad wiederhergestellt und saniert werden, der im Hinblick auf die gegenwärtige und künftige genehmigte Nutzung zumindest angemessen ist. Nach den allgemeinen Bestimmungen in Kap. I des BRRL-E war vorgesehen, dass die Mitgliedstaaten

- den Bodenschutz in Maßnahmen der nicht bodenschutzspezifischen aber relevanten Politikbereiche einbeziehen (Art. 3 BRRL-E),
- Landnutzer zu Vorsorgemaßnahmen gegen die Beeinträchtigung der Bodenfunktionen verpflichten (Art. 4 BRRL-E) und
- die Versiegelung mit geeigneten Maßnahmen begrenzen (Art. 5 BRRL-E).

In Kapitel II des BRRL-E waren Maßnahmen zur Risikovermeidung und -minderung sowie zur Wiederherstellung der Bodenqualität vorgesehenen. Insbesondere sollten die Mitgliedstaaten nach Art. 6 BRRL-E dazu verpflichtet werden, innerhalb von fünf Jahren nach dem Ablauf der Umsetzungsfrist der Richtlinie jeweils für ihr Hoheitsgebiet sogenannte Risikogebiete zu bezeichnen und zu veröffentlichen. Ein Risikogebiet sollte ein Gebiet sein, bei dem eine Verschlechterung der Bodenqualität bereits eingetreten ist oder in naher Zukunft eintreten könnte. Als Ursachen der Verschlechterung sollten Wasser- und Winderosion, Verlust organischer Substanz, Verdichtung, Versalzung und Erdrutsche relevant sein. Für die Risikogebiete sollten sodann gemäß Art. 8 BRRL-E durch die Mitgliedstaaten Maßnahmenprogramme zur Bekämpfung der Verschlechterungsursachen aufgestellt und veröffentlicht werden. Diese Programme sollten darauf gerichtet sein, die erfassten Bodenfunktionen zu erhalten. Sie sollten innerhalb von sieben Jahren nach Ablauf der Umsetzungsfrist der Richtlinie aufgestellt und acht Jahre nach Ablauf der Umsetzungsfrist angewendet werden. Als Mindestinhalt waren Risikominderungsziele, Maßnahmen zur Erreichung dieser Ziele, Zeitpläne für die Maßnahmendurchführung und eine Schätzung der aufzuwendenden privaten oder öf-

fentlichen Mittel vorgesehen. Die Mitgliedstaaten sollten auch angeben, in welcher Form die Maßnahmen durchgeführt werden und inwiefern die Maßnahmen zur Erreichung der festgelegten Umweltziele beitragen.

In Bezug auf die Bodenverunreinigung sollten die Mitgliedstaaten nach Maßgabe des Kapitel III BRRL-E Maßnahmen zur Begrenzung der Auf- oder Einbringung gefährlicher Stoffe ergreifen. Diese Maßnahmen sollten auf den Erhalt der Bodenfunktionen gerichtet sein und auf die Vermeidung einer Gefahr für die menschliche Gesundheit oder die Umwelt. Dabei sollte es unerheblich sein, ob die Stoffe absichtlich oder unbeabsichtigt auf oder in den Boden gelangen. Ablagerungen aus der Luft und Stoffeinträge infolge von Naturereignissen sollten ausgenommen sein. Bereits vorhandene verunreinigte Standorte sollten gemäß Art. 10 und 11 BRRL-E durch die Mitgliedstaaten für ihr Gebiet bestimmt und in einem nationalen Verzeichnis veröffentlicht werden. Als verunreinigt sollte dabei ein Standort angesehen werden, auf dem aufgrund menschlicher Tätigkeiten gefährliche Stoffe nachweislich in einer solchen Konzentration vorkommen, dass die Mitgliedstaaten erwägen, dass von diesen eine erhebliche Gefahr für die menschliche Gesundheit oder die Umwelt ausgeht. In Art. 13 war eine Verpflichtung der Mitgliedstaaten vorgesehen, die in den Verzeichnissen aufgelisteten verunreinigten Standorte nach Maßgabe einer durch den betroffenen Mitgliedstaat aufzustellenden Sanierungsstrategie zu sanieren. Als Mindestinhalt sollten die Strategien Sanierungsziele, Priorisierungen anhand der Gesundheitsgefährdungen, Zeitpläne für die Umsetzung und die zugewiesenen Geldmittel enthalten (Analysen des BRRL-E u. a. bei HEUSER 2007, 119 f.; HOFMANN 2007, S. 1398 f.).

527. Der BRRL-E wies jedoch erhebliche Schwächen hinsichtlich des erreichbaren Schutzniveaus auf, da insbesondere keine quantitativen Bodenschutzziele vorgesehen waren (dazu und zu weiteren Schwächen des Richtlinienentwurfes UBA 2007d; HEUSER 2007, S. 119 f.). Bei einer erneuten Initiative hin zu einer Europäisierung des Bodenschutzrechts sollte aus Sicht eines verbesserten Umweltschutzes und zur Vermeidung von Wettbewerbsverzerrungen zwischen den Mitgliedstaaten unbedingt auf eine Verstärkung und Vereinheitlichung des Schutzniveaus gedrungen werden.

6.3.3.2 Hypothetischer Anpassungsbedarf des deutschen Bodenschutzrechts

528. Für das deutsche Bodenschutzrecht hätte sich vor allen Dingen in den Bereichen des Altlastenrechts und des vorsorgenden Bodenschutzes ein Anpassungsbedarf an die Erfordernisse des Entwurfs der Bodenschutzrahmenrichtlinie (BRRL-E) ergeben.

In Bezug auf das in Art. 10 BRRL-E vorgesehene Verzeichnis verunreinigter Standorte ist zunächst anzumerken, dass die Bundesländer bereits seit Langem Altlastenkataster

führen, in denen Altlasten und Verdachtsflächen ausgewiesen sind. Seit Kurzem wird auch durch die Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) eine deutschlandweite vollständige Übersicht bereitgestellt (Tz. 503). Allerdings hätten die insofern vorgehaltenen Informationen den Anforderungen des BRRL-E nur zum Teil genügt. Der in § 2 Abs. 5 BBodSchG definierte Altlastenbegriff stellt nämlich maßgeblich auf bereits stillgelegte Standorte ab. Nach Art. 11 Abs. 2 BRRL-E sollten jedoch mindestens auch die Standorte erfasst werden, an denen die in Anh. II des BRRL-E genannten potenziell bodenverschmutzenden Tätigkeiten stattfinden oder in der Vergangenheit stattgefunden haben. Daraus folgt, dass für das Verzeichnis sowohl aktive als auch stillgelegte Standorte relevant gewesen wären. Insofern hätte es einer Erweiterung des nationalen Rechts bedurft.

Das nationale Korrelat der Pflicht zur Sanierung verunreinigter Standorte gemäß Art. 13 Abs. 1 BRRL-E ist in § 4 Abs. 3 S. 1 BBodSchG zu sehen. Danach sind Altlasten sowie durch Altlasten verursachte Gewässerverunreinigungen durch den Sanierungspflichtigen so zu sanieren, dass dauerhaft keine Gefahren, keine erheblichen Nachteile oder erheblichen Belästigungen für den Einzelnen oder die Allgemeinheit entstehen. Die dafür nach dem BRRL-E vorgesehene Sanierungsstrategie ist nach dem deutschen Bodenschutzrecht nicht für alle Altlastensanierungen vorgesehen und überdies nicht zwingend erforderlich. Allerdings finden sich wesentliche Elemente der von den Mitgliedstaaten geforderten planvollen Bewältigung der Altlastenproblematik (s. zu den Anforderungen HOFMANN 2007, S. 1401 f.) in § 13 BBodSchG. Danach soll die zuständige Behörde von dem Sanierungspflichtigen die Vorlage eines Sanierungsplans verlangen, wenn die Sanierung koordinierungsbedürftige verschiedenartige Maßnahmen erfordert, oder wenn von den Altlasten in besonderem Maße schädliche Bodenveränderungen oder sonstige Gefahren für den Einzelnen oder die Allgemeinheit ausgehen. Dieser Plan enthält dann unter anderem eine Darstellung des Sanierungsziels und einen Zeitplan zur Umsetzung. Um Richtlinienkonformität zu erreichen, wäre jedoch eine Ausweitung der Vorschrift auf alle Altlastenfälle und eine Umwandlung der Bestimmung von einer „soll"- in eine „ist"-Bestimmung erforderlich gewesen. Auch eine Priorisierung der Sanierungsfälle auf der Grundlage des Risikos für die menschliche Gesundheit wird im deutschen Bodenschutzrecht nicht vorgeschrieben. Zwar erfolgt die auf der Grundlage von BBodSchG und BBodSchV vorzunehmende Sanierung anhand der in der BBodSchV festgelegten Grenzwerte, wodurch eine gewisse Priorisierung der Sanierungsflächen abhängig von ihrer Gefährlichkeit stattfindet (HOFMANN 2007, S. 1402). Eine planvolle und koordinierte Festlegung vorrangig zu sanierender Flächen speziell mit Blick auf die Gefährdung der menschlichen Gesundheit wird jedoch nicht verlangt.

529. Richtungsweisende Impulse hätte die Umsetzungspflicht einer BRRL für das deutsche Recht im Bereich des vorsorgenden Bodenschutzes begründet. So war in

Art. 4 BRRL-E eine Verpflichtung der Mitgliedstaaten vorgesehen, die Landnutzer zum Ergreifen von Vorsorgemaßnahmen zu verpflichten, deren Tätigkeiten sich in einer Art auf den Boden auswirken, bei der davon auszugehen ist, dass sie die von dem Richtlinienentwurf erfassten Bodenfunktionen deutlich beeinträchtigen. Zwar enthält das BBodSchG mit § 7 bereits eine Regelung zum vorsorgenden Bodenschutz. Allerdings bleiben die daraus folgenden Verpflichtungen aufgrund begrenzter untergesetzlicher Konkretisierungen und weitreichender Ausnahmen hinter den gemeinschaftsrechtlich vorgesehenen Verpflichtungen zu einem vorsorgenden Bodenschutz zurück. Gemäß § 7 S. 1 BBodSchG sind der Grundstückseigentümer, der Inhaber der tatsächlichen Gewalt über ein Grundstück und diejenigen, die Verrichtungen auf einem Grundstück durchführen oder durchführen lassen, die zu Veränderungen der Bodenbeschaffenheit führen können, dazu verpflichtet, Vorsorge gegen das Entstehen schädlicher Bodenveränderungen zu treffen. Diese ihrem Wortsinn nach umfassende gesetzliche Verpflichtung ist aber gemäß § 7 S. 4 BBodSchG durch behördliche Anordnungen nur insoweit durchsetzbar, als in der BBodSchV Anforderungen festgelegt sind. Insoweit sind die §§ 9 bis 12 BBodSchV maßgeblich, die aber nicht alle relevanten Schadstoffe erfassen (SRU 2004, Tz. 786, 828). Hinzu kommt die begrenzte Anwendbarkeit des § 7 BBodSchG. So sind gemäß § 7 S. 5 und 6 BBodSchG in Bezug auf die land- und forstwirtschaftliche Bodennutzung sowie die Vorsorge vor Grundwasserbeeinträchtigungen spezialgesetzliche Bestimmungen einschlägig. Für die in Bezug auf die Gefährdung der Bodenfunktionen besonders relevante landwirtschaftliche Bodennutzung sind zur Erfüllung der Vorsorgepflicht gemäß § 17 Abs. 1 S. 1 BBodSchG die Grundsätze der guten fachlichen Praxis nach Abs. 2 der Bestimmung einzuhalten. Auf der Grundlage der Regelungen der guten fachlichen Praxis ist jedoch ein effektiver vorsorgender Bodenschutz nicht gewährleistet. Dies geht insbesondere darauf zurück, dass in § 17 BBodSchG keine Regelungen über chemische Einwirkungen auf den Boden getroffen werden, sondern der Fokus auf den physikalischen Bodeneinwirkungen liegt. Darüber hinaus werden den Vollzugsbehörden keine Befugnisse zur Durchsetzung der Grundsätze der guten fachlichen Praxis eingeräumt (s. zu den Defiziten von STRENGE 2004, S. 184 ff. m. w. N.).

530. Für die Umsetzung der BRRL in das deutsche Recht hätte es danach vor allen Dingen folgender Anpassungen bedurft:

- an Stelle der derzeitigen Ermächtigung in § 13 BBodSchG einer Verpflichtung der Behörde zum Einfordern eines Sanierungsplans von dem Sanierungspflichtigen,
- einer Verpflichtung zur Erstellung von Sanierungsplänen auch für solche Altlastenflächen, deren Sanierung keine koordinierten Maßnahmen erfordern und die nicht besonders schädlich sind,

- einer Pflicht zur Benennung zugewiesener Haushaltsmittel für die Altlastensanierung,
- einer Verpflichtung zur Priorisierung der Sanierungsflächen unter Berücksichtigung des Maßes der Gefährdung der menschlichen Gesundheit und
- einer Anpassung der Bestimmungen des vorsorgenden Bodenschutzes an die im Vergleich zum deutschen Recht anspruchsvolleren gemeinschaftsrechtlichen Anforderungen.

Die erforderlichen Anpassungen wären zum Teil von erheblicher praktischer Bedeutung gewesen. Durch das Inkrafttreten der BRRL wäre eine gemeinschaftsrechtliche Verpflichtung zur koordinierten und strategischen Altlastensanierung begründet worden, die die Organe der EU gegenüber den Mitgliedstaaten hätten durchsetzen können. Der schleppenden Herangehensweise an die Altlastensanierung (Tz. 502 ff.) wären dann gemeinschaftsrechtliche Grenzen gesetzt worden. Auch im Bereich des vorsorgenden Bodenschutzes hätte es einer verbindlicheren und weiter reichenden Regelung als nach dem geltenden Recht bedurft.

6.3.3.3 Die Regelungsbefugnis der EU

531. Die EU verfügt mit Art. 175 EG über die Gesetzgebungskompetenz zum Erlass einer gemeinschaftsrechtlichen BRRL. Bedenken, die dagegen von Teilen der Literatur und auch vom Deutschen Bundesrat im Hinblick auf die gemeinschaftsrechtliche Subsidiaritätsklausel vorgebracht werden (BUNDESRAT 2006; GLASER 2007; SCHEIL 2007), überzeugen nicht. Bekanntlich darf die Gemeinschaft nach Art. 5 UAbs. 2 EG in Bereichen, die nicht in ihre ausschließliche Zuständigkeit fallen, nur tätig werden, wenn und soweit die Ziele der in Betracht gezogenen Maßnahmen auf Ebene der Mitgliedstaaten nicht ausreichend erreicht werden können und daher wegen ihres Umfanges oder ihrer Wirkungen besser auf Gemeinschaftsebene erreicht werden können (s. zu den einzelnen Anforderungen detailliert CALLIESS in: CALLIESS/RUFFERT 2007, Art. 5 EG Rn. 41 ff. m. w. N.). Dieses Prinzip beschränkt die Regelungsbefugnis der EU zugunsten der Mitgliedstaaten in den Bereichen, in denen die Aufgabenerfüllung durch die Mitgliedstaaten mit Blick auf die Erfordernisse der Aufgabenerfüllung und Problemlösungskapazität der nachrangigen Steuerungsebenen gleichermaßen effektiv möglich ist (SRU 2004, Tz. 1243; KOCH 2004, S. 7 f.). Das ist aber insbesondere in den Fällen ausgeschlossen, in denen transnationale Umweltschutzaspekte betroffen sind. Der grenzüberschreitende Charakter des Bodenschutzes wird zwar vielfach mit dem Argument in Abrede gestellt, dass der Boden ein statisches Umweltmedium sei und der Schutz daher nur ortsnah und unter Berücksichtigung der örtlichen Verhältnisse erfolgen könne (BUNDESRAT 2006, S. 2; GLASER 2007, S. 377). Trotz der Ortsgebundenheit der Ressource berührt der Bodenschutz aber auch mehrere die

Mitgliedstaaten übergreifende Aspekte. So verursacht der Schadstoffferntransport über den Luft- und Wasserpfad Stoffeinträge in den Boden unabhängig von mitgliedstaatlichen Grenzen. Auch Wind- und Wassereinwirkungen, die zu Bodenerosion führen, sind transnationaler Natur. Einen ganz entscheidenden Aspekt stellt überdies die wichtige Funktion der Böden als Senke, Quelle und Speicher von Kohlenstoff dar (dazu bereits SRU 2004, Tz. 821 f. unter Bezugnahme auf WBGU 2003, S. 57; HEUSER 2007, S. 121). Die Klimawirkungen der durch Landnutzungsänderungen verursachten CO_2-Freisetzungen sind ersichtlich nicht auf die jeweiligen Mitgliedstaaten beschränkt, in denen Nutzungsänderungen erfolgen. Dass diese transnationalen Gesichtspunkte von den Mitgliedstaaten nicht zufriedenstellend geregelt werden können, wird bereits durch die gravierenden Schädigungen der Böden in der gesamten EU verdeutlicht. Gemeinschaftseinheitliche Bodenschutzbestimmungen sind darüber hinaus erforderlich, um Wettbewerbsverzerrungen zwischen den Mitgliedstaaten entgegenzuwirken. Hohe Bodenschutzanforderungen in einem Mitgliedstaat können marktbezogene Nachteile für Erzeugnisse aus dem betreffenden Mitgliedstaat gegenüber Erzeugnissen aus Mitgliedstaaten mit niedrigeren oder gar keinen Anforderungen an den Bodenschutz begründen und auch zu Produktionsverlagerungen führen (HEUSER 2007, S. 121).

6.3.4 Bilanz und Ausblick

532. Zu der grundlegenden Kritik, dass der Boden und seine Funktionen in vielfacher Hinsicht nicht ausreichend geschützt werden, besteht auch knapp zehn Jahre nach dem Inkrafttreten des BBodSchG und der BBodSchV weiterhin Anlass. Grundlegende Forderungen in Bezug auf notwendige Verbesserungen des spezifischen Bodenschutzrechts und des nicht spezifisch auf den Bodenschutz gerichteten Umwelt- und Fachplanungsrechts bleiben weiterhin aktuell (SRU 2000; 2004). Nunmehr kommt es zusätzlich insbesondere darauf an, die Berücksichtigung des Bodenschutzes im Rahmen des einschlägigen Planungsrechts und der fachübergreifenden Verträglichkeitsprüfungen der SUP und der UVP voranzubringen. Dazu sind adäquate Anforderungen in das BBodSchG und in die BBodSchV aufzunehmen, die beim Vollzug des Fachplanungs- und übrigen Umweltrechts nicht im Rahmen der Abwägung überwindbar sind.

Das Inkrafttreten der BRRL hätte in Deutschland insbesondere eine Anpassung der Praxis im Bereich der Altlastensanierung und Verbesserungen des Rechts des vorsorgenden Bodenschutzes erfordert. Dem bislang im deutschen Recht aufgrund zahlreicher Ausnahmebestimmungen und einer unzureichenden Konkretisierung der guten fachlichen Praxis der landwirtschaftlichen Bodennutzung äußerst unbefriedigend geregelten vorsorgenden Bodenschutz hätte ein deutlich größeres Gewicht zugemessen werden müssen. Diese potenziell positiven Wirkungen einer BRRL dürfen aber nicht

darüber hinwegtäuschen, dass auch nach erfolgter Richtlinienumsetzung die aufgezeigten Defizite fortbestanden hätten. Art. 3 des BRRL-E, der eine Einbeziehung von Bodenschutzaspekten in andere politische Maßnahmen erfordert hätte, hätte ausschließlich eine Beschreibung und Bewertung der Auswirkungen bestimmter Vorhaben auf die Qualität des Bodens verlangt. Damit wäre diese Querschnittsklausel des Richtlinienentwurfes hinter den Anforderungen zurückgeblieben, die im deutschen Recht in Bezug auf die Berücksichtigung der Belange des Bodenschutzes im Rahmen des einschlägigen Fachplanungs- und übrigen Umweltrechts bereits jetzt statuiert sind. Die für das deutsche Recht erforderliche Verbindlichkeit der Belange des Bodenschutzes im Rahmen fachplanerischer Abwägungsentscheidungen wäre durch Art. 3 BRRL-E nicht begründet worden.

6.4 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

533. Die anhaltenden Trends zur Degradierung der Böden geben weiterhin Anlass zur Besorgnis. Bodendegradationen sind in der Regel nicht reversibel, die Funktionen der Böden gar nicht, nur unvollständig oder nur mit sehr hohen Kosten technisch wieder herstellbar. Grundsätzlich ist die breite Streuung von bodenschutzrechtlichen Regelungen in andere Rechtsbereiche zu begrüßen, da sie nach dem Vorsorgeprinzip die Beeinträchtigungen an der Quelle einzudämmen suchen. Gleichzeitig lassen sich die Anforderungen aufgrund der unterschiedlichen lokalen Randbedingungen nur schwer konkretisieren, so dass die vorhandenen Spielräume leicht zugunsten anderer Interessen ausgelegt werden können. Im Ergebnis führt dies zu einem Defizit bei der praktischen Umsetzung der bodenschutzrechtlichen Regelungen.

Aus diesem Grunde wird empfohlen,

- den Bodenschutz bei der Ableitung von Grenzwerten zu berücksichtigen, vorhandene Konzepte (wie „critical loads“, „Gleiches zu Gleichem“, Frachtenmodell) auf weitere Schadstoffe auszuweiten, die Anzahl der messbaren Qualitätsziele zu erweitern und in die Rechtsvorschriften zu integrieren,
- diese Maßgaben mit den Zielvorgaben anderer Umweltmedien abzugleichen und ein in sich konsistentes Regelungssystem aufzubauen,
- die Anwendung und Umsetzung der bodenschutzrelevanten Regelungen zu präzisieren, zu vereinheitlichen, zu kontrollieren und auf ihre Wirksamkeit zu überprüfen.

Die landwirtschaftliche Nutzung hat mit über 50 % den größten Anteil an der Landesfläche. Da die Qualität der Böden die Grundlage dauerhafter Erträge ist, ist das Interesse der Nutzer an der Erhaltung der Böden in einem guten Zustand vorauszusetzen. Dennoch gehen von der landwirtschaftlichen Nutzung durch den Eintrag von Schad-

und Nährstoffen, physikalische Veränderungen durch Erosion und Verdichtung sowie den Verlust organischer Substanz starke Beeinträchtigungen aus. Abgesehen von Optimierungsmaßnahmen, die in Einzelbereichen Besserung bringen, sind die Konkretisierung und Vollzugskontrolle der Einhaltung der guten fachlichen Praxis und der konsequente Ausbau des ökologischen Landbaus Schritte, die nicht nur eine Minderung der vorgenannten Beeinträchtigungen sondern auch Verbesserungen für die Bereiche Naturschutz, Klimaschutz und Biodiversität bewirken.

Wissensbasis verbreitern

534. Um eine bessere Berücksichtigung des Bodenschutzes in Politik und Gesellschaft zu erzielen, ist es sinnvoll, ähnlich wie beim Klimawandel anschauliche Szenarien zu entwickeln, welche Konsequenzen die Fortsetzung der bestehenden Trends und großflächige Bodendegradierungen auf wichtige Funktionen des Naturhaushaltes (Versorgung mit Nahrungsmitteln, sauberes Trinkwasser, Nährstoffhaushalt, abnehmende C-Speicherkapazität etc.) haben können. Gleichzeitig sind Modelle notwendig, die die Auswirkungen der absehbaren klimatischen Veränderungen auf das Medium Boden betrachten. Erst auf dieser Basis können langfristige Anpassungsstrategien geplant werden, wie zum Beispiel der Anbau von Feldkulturen, die bereits während der prognostizierten Starkregenereignisse im Frühjahr eine hinreichende Bodenbedeckung – und damit Schutz vor Erosion – bieten. Zugleich bedürfen künftig die Klimaeffekte von Bodenveränderungen einer stärkeren Berücksichtung.

Die Datenbasis für die Entwicklung von Szenarien ist zum einen wegen unterschiedlicher Erhebungsmethoden, zum anderen wegen unzureichender Datenmengen nach wie vor als nicht ausreichend zu bezeichnen. Die Erhaltung und Harmonisierung der Bodendauerbeobachtung in Deutschland kann hier Abhilfe schaffen. Für diese Vereinheitlichung sollte ein integratives Datenmanagement aufgebaut werden. Erforderlich ist insbesondere die Zusammenführung und Harmonisierung der Daten über

- Erosion (Bodenverluste, Profilverkürzung),
- Versiegelung (Überbauung),
- chemische Veränderungen (Eutrophierung, Hypertrophierung, stoffliche Verarmung/Humusgehalt, Versauerung, Auswirkungen organischer und anorganischer Schadstoffeinträge),
- physikalische Veränderungen (Bodenverdichtung).

Ziel dieses Konzeptes ist ein periodisches Monitoring, das sich in die Anforderungen auf europäischer Ebene einpasst. Von ebenso großer Bedeutung sind der Austausch der Forschungsergebnisse, die praxisorientierte Aufbereitung und die Kommunikation an die Verursacher.

Für die Bewertung von Human- und Veterinärarzneimitteln sind systematische ökotoxikologische Untersuchungen notwendig, um tragfähige Grenzwerte ableiten zu können, die sich nicht am Machbaren sondern am Notwendigen orientieren.

Forschungsbedarf besteht weiterhin für den relativ neuen organischen Dünger Gärrückstand. Mit dem absehbaren Ausbau der Biomassenutzung werden die Mengen erheblich ansteigen. Die Schließung der Wissenslücken über Mengen, Qualitäten, Bodenwirkungen und die Festlegung von Randbedingungen für die landwirtschaftliche Nutzung sind kurzfristig zu erarbeiten.

Für die Abschätzung einer potenziellen Verdichtungsgefährdung stehen unterschiedliche Methoden zur Verfügung, die aufgrund unterschiedlicher Ergebnisse noch nicht harmonisiert werden konnten. Es besteht dringender Forschungsbedarf, um Ursachen und Auswirkungen der Bodenverdichtung so beschreiben zu können, dass bei Bedarf Regelungen erarbeitet werden können.

Weiterhin ist die Fortschreibung eines Bundesbodenschutzberichtes der Bundesregierung – geplant war eine regelmäßige Veröffentlichung alle vier Jahre, erstmals 2002 – einzufordern, um die Fortentwicklung des deutschen Bodenschutzes zu dokumentieren.

Flächeninanspruchnahme

535. Um das erklärte Nachhaltigkeitsziel der Bundesregierung – Minderung des Flächenverbrauchs auf 30 ha pro Tag – zu erreichen, müssen verschiedene Maßnahmen weiter ausgebaut und gefördert werden. Dazu gehören Flächengewinn durch Flächenaktivierung (Sanierung wenig belasteter Flächen), Brachflächenmanagement, Entsiegelung und der ökologische Stadtumbau. Gleichzeitig sind Szenarien zu entwickeln, wie der Bevölkerungsrückgang positiv für den Flächenverbrauch genutzt werden kann.

Das Planungsrecht erlaubt bereits jetzt wesentliche Anforderungen des nichtstofflichen vorsorgenden Bodenschutzes durch sparsame und schonende Inanspruchnahme von Böden, Minimierung von Versiegelungen, Entsiegelung nicht mehr genutzter Böden, Vorrang der Wiedernutzung „gebrauchter“ Böden (Flächenrecycling) und den Schutz von Böden als Naturgut umzusetzen. Problematisch ist die geringe Nutzung dieser Möglichkeiten. Die bisherige Bilanz des Planungsrechts hat noch keinen signifikanten Beitrag zur Minderung der Flächeninanspruchnahme geleistet. Die Gründe liegen im unzureichend entwickelten Problembewusstsein der Gesellschaft, fehlender Akzeptanz des Flächensparens in Politik, Verwaltung und Bevölkerung und fehlendem Interesse der Planungsbehörden an einer flächensparenden Durchführung ihrer Pläne und Projekte. Hinzu kommen Gewinnerwartungen durch Bodenwertsteigerungen und steigende Gewerbesteuereinnahmen. All diese Gründe führen dazu, dass die Planungs-

träger ihre Entscheidungsspielräume nicht zu Gunsten sondern zu Lasten des Flächensparens einsetzen.

Da die Summe der Einzelmaßnahmen bisher keine messbaren Erfolge erbringt, wird die verbindliche Festlegung der im Entwurf 2005 der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt vorgelegten Maßnahmen vorgeschlagen:

- Festlegung von Teilzielen für die Reduktion der Flächeninanspruchnahme auf allen Planungsebenen für die Jahre 2020 (30 ha pro Tag), 2050 (0 ha pro Tag),
- Lenkung der Flächeninanspruchnahme auf bereits erschlossene und in die vorhandenen Städte und Gemeinden integrierte Standorte durch ein Verhältnis von Innenentwicklung zu Außenentwicklung von 3 : 1,
- Durchführung privilegierter Vorhaben im Außenbereich ab 2020 nur noch bei Rückbau anderer baulicher Anlagen,
- Veränderung der ökonomischen und fiskalischen Rahmenbedingungen für einen sparsamen Umgang mit Flächen,
- Stärkung und fachliche Weiterentwicklung der Planungsinstrumente,
- Ausweisung von Standorten für Wohn- und Gewerbeflächen nur noch auf der Grundlage interkommunaler Konzepte.

Ergänzend wird die Einführung handelbarer Flächenausweisungsrechte, kombiniert mit einer qualitativen Flächensteuerung über die Raum- und Bauleitplanung, empfohlen.

Diffuse Schadstoffeinträge

536. Die Einträge über die Luft nehmen deutschland- und europaweit langsam ab; die weitere Verschärfung von Grenzwerten wie zum Beispiel für NO_x-Emissionen aus Kraftwerken und aus dem Verkehr ist dennoch notwendig.

Die Eindämmung von diffusen Schadstoffeinträgen an den Quellen – durch BImSchG, TA Luft, DüMV, DüV, AbfKlärV, KlärschlammV, BioabfV, ErsatzbaustoffV (Entwurf), WHG – sollte im Hinblick auf ihre Erfolge überwacht und kritisch bewertet werden. Die Harmonisierung der Grenzwerte für den Eintrag von Schadstoffen in Böden ist für die Gewährleistung eines einheitlichen Schutzniveaus unabhängig vom aufgebrachten Produkt oder Abfall notwendig. Das 2002 vorgelegte Konzept „Gute Qualität und sichere Erträge“ hat daher nichts von seiner Aktualität verloren, sollte jedoch um Mineraldünger und ausgewählte organische Schadstoffe erweitert werden.

Altlasten

537. Die Sanierung kontaminierter Standorte wird in Deutschland zwar kontinuierlich vorangetrieben. Der Umfang orientiert sich aber primär an den verfügbaren knap-

pen Mitteln und nicht an den Erfordernissen. Die Empfehlungen aus dem Jahr 2004 haben nicht an Bedeutung verloren:

Notwendig ist eine bundesweite Vereinheitlichung der Erhebung von Altlastendaten, um eine Bewertung zu ermöglichen. Wünschenswert, wenngleich mit höherem Aufwand verbunden, sind zusätzliche Angaben wie Flächengröße, Sanierungsziele und Zeitplanung.

Insbesondere im Hinblick auf die positiven Wirkungen des innerstädtischen Flächenrecyclings durch Sanierung oder Brachflächennutzung wäre eine zusätzliche Förderung sinnvoll, z. B. durch steuerliche Abzugsfähigkeit von Sanierungskosten oder durch Einführung einer Neuversiegelungsabgabe mit Teilverwendung der Mittel für die Altlastensanierung.

Bodenerosion und -schadverdichtung

538. Von zunehmender Bedeutung ist die Erhaltung der physikalischen Funktionsfähigkeit der Böden. Erosion und Verdichtung vermindern die Leistungsfähigkeit der Böden sowohl für die anthropogene Nutzung als auch in ihrer Funktion als Lebensgrundlage für Flora und Fauna. Zusätzlich werden die Konsequenzen veränderter klimatischer Bedingungen durch Erosion und Bodenschadverdichtung verstärkt.

Eine standortangepasste und nachhaltige Landnutzung begünstigt einerseits eine Verringerung von Schad- und Nährstoffeinträgen in Böden, puffert zusätzlich veränderte klimatische Bedingungen ab und kann andererseits sogar einen eigenen Beitrag zur Reduzierung des Ausmaßes der Klimaveränderungen leisten.

In der DirektZahlVerpflV ist die Kategorisierung landwirtschaftlich genutzter Flächen nach Wind- und Wassergefährdungsklassen vorgeschrieben. Die geplanten Regelungen der DirektZahlVerpflV für die einzelnen Gefährdungsklassen sollten sowohl im Hinblick auf ihre tatsächliche Umsetzung als auch auf ihre Wirksamkeit kritisch begleitet werden.

Verlust der organischen Substanz

539. Die Datenauswertung der organischen C-Gehalte von Oberböden in Deutschland zeigt, dass ein Flächenanteil von mehr als 75 % einen Humusgehalt > 2 % aufweist und damit als ausreichend versorgt angesehen werden kann. Auffällig ist, dass die Humusgehalte stark von der Bodennutzung abhängen. Eine Freigabe von Stilllegungsflächen für die landwirtschaftliche Nutzung, wie aktuell beschlossen, hat dementsprechend negative Auswirkungen auf die gespeicherten C-Vorräte im Boden.

Da der Aufbau von Humus an den Abbau organischer Substanz gebunden ist, muss sichergestellt werden, dass mit den erwünschten Bestandteilen der organischen Dün-

ger (Gülle, Mist, Kompost, Gärreste) nicht gleichzeitig Schadstoffe in die Böden eingebracht werden.

Bodenschutzrecht

540. Die städtebauliche Innenentwicklung darf nicht durch den Verzicht auf die Umweltprüfung von Bebauungsplänen und auf Ausgleichsmaßnahmen bei Beeinträchtigungen des Landschaftsbildes sowie der Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes gefördert werden. § 13a BauGB ist daher neu zu fassen.

Die gesetzlichen Bestimmungen, die den städtebaulichen Grundsatz „Innen- vor Außenentwicklung“ konkretisieren, sollten zu einer rechtsverbindlichen Berücksichtigungspflicht weiterentwickelt werden.

Die Berücksichtigung des Bodenschutzes im Rahmen des Vollzuges des Fachplanungsrechts und der fachübergreifenden Verträglichkeitsprüfungen der SUP und der UVP muss gestärkt werden. Dazu ist es erforderlich, im BBodSchG und in der BBodSchV angemessene Zielvorgaben zu statuieren, die für die Fachplanung verbindlich sind und bei der planerischen Abwägung nicht überwindbar sind.

Für eine bessere Förderung des Bodenschutzes im Zuge der SUP sollte eine Untersuchung und Dokumentation des Flächenverbrauches sowie die Benennung der raumsparendsten Planvariante im Umweltbericht rechtsverbindlich vorgeschrieben werden.

Der seitens Deutschlands gegen eine Bodenrahmenrichtlinie der EU geübte Widerstand sollte aufgegeben werden. Bei einer erneuten Initiative zur Europäisierung des Bodenschutzrechts sollte die Bundesregierung auf ein gemeinschaftsrechtliches Instrument dringen, das über den gescheiterten Entwurf hinaus auch fortschrittliche und einheitliche Bodenschutzziele vorschreibt.

Das Subsidiaritätsprinzip gebietet es nicht, insbesondere im Hinblick auf den Klimaschutz als transnationales Umweltproblem, den Bodenschutz den Mitgliedstaaten zu überlassen.

7 Gewässerschutz

Botschaften

Im Gewässerschutz sind in den vergangenen Jahren durchaus einige Fortschritte zu verzeichnen. Das betrifft insbesondere die Schad- und Nährstoffemissionen aus Punktquellen, die seit Jahren rückläufig sind. Kommunale Kläranlagen haben sich auf einem sehr hohen Qualitätsniveau stabilisiert und hinsichtlich der Stickstoffelimination sogar noch weiter verbessert. Dagegen gelang es nicht, die Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen in gleicher Weise zu reduzieren. So sind die Stoffeinträge aus der Landwirtschaft mittlerweile das Hauptproblem für die Wasserqualität nicht nur in Deutschland, sondern in ganz Europa geworden. Neben den diffusen Stoffeinträgen stellt die Verbesserung der Gewässermorphologie und dabei vor allem die Durchgängigkeit der Gewässer die zweite große Herausforderung im Gewässerschutz dar.

Die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) steht neben den genannten Herausforderungen vor der Schwierigkeit, eine möglichst effiziente Umsetzung der Maßnahmenprogramme zu gewährleisten. Hierfür fehlen in den meisten Fällen noch adäquate Kosten-Nutzen-Betrachtungen. Außerdem ist es unerlässlich, bei der Umsetzung der Bewirtschaftungspläne folgendes zu beachten:

- die Erstellung umfassender Maßnahmenpakete zur Minderung diffuser Stoffeinträge und für die Renaturierung der Gewässermorphologie;
- die Einbettung der Bewirtschaftungspläne, in enger Kooperation mit allen Umweltverwaltungen, in ein integriertes Gesamtkonzept der räumlichen Umweltentwicklung, das Eingang in die Regional- und Bauleitplanung finden kann;
- eine stärkere Einbeziehung der Akteure auf Ebene der Teilflussgebietseinheiten, ohne dass dabei die Verantwortung der Länder für die Umsetzung der politischen Ziele der Wasserrahmenrichtlinie vernachlässigt wird, und
- in Anlehnung an die Umsetzungen der WRRL in Großbritannien und den Niederlanden sollten Kosten-Nutzen-Betrachtungen als Grundlage für die Bereitstellung von Finanzmitteln dienen.

Die vielfältigen ökologischen und funktionalen Verflechtungen in Flusseinzugsgebieten machen ein integriertes Landschaftsmanagement in besonderem Maße notwendig, um die Ziele im Gewässerschutz zu erreichen.

Zur Verbesserung der Situation sollte die Umsetzung der HochwasserRL in nationales Recht explizit einen engen Bezug zur Raumplanung und zum Naturschutz und Bodenschutz herstellen, ein gemeinsames Datenmanagement der Umweltverwaltungen angestrebt werden und insbesondere Wasser- und Natur-

schutzbehörden sehr viel enger als derzeit miteinander verbunden werden.

Trotz eines stetig wachsenden Interesses sowohl in der Öffentlichkeit als auch in der Politik am Thema Meeresschutz sind noch keine gravierenden Fortschritte für die Erhaltung der Meereslebensräume zu erkennen. Die bestehenden europäischen Initiativen zum Meeresschutz sind nicht ausreichend, um einen umfassenden Schutz der Meere zu gewährleisten. Dringend erforderlich sind weiter gehende Reformen in der Gemeinsamen Fischereipolitik und der Gemeinsamen Agrarpolitik. Die Fischbestände dürfen in Zukunft nur noch auf der Basis wissenschaftlicher Empfehlungen und nicht aufgrund kurzfristiger politischer und ökonomischer Interessen bewirtschaftet werden. Für den Schutz der Meere sind in der Landwirtschaft weiter gehende Maßnahmen zur Minderung der Nährstoffeinträge unumgänglich. Außerdem müssen die Initiativen zur Minderung der Belastungen durch die Seeschifffahrt sowohl auf europäischer als auch auf internationaler Ebene weiter vorangetrieben werden.

Auf der Grundlage der vom BMU vorgelegten Entwürfe für ein UGB kann im Bereich der Wasserwirtschaft weitgehend eine bundeseinheitliche Regelung der Materie erreicht werden. Mit den im Vergleich zum WHG deutlich erweiterten Regelungen zur Bewirtschaftung oberirdischer Gewässer sind Vorschriften vorgesehen, deren Vollzug das Erreichen der Bewirtschaftungsziele der WRRL im Wesentlichen voranbringen kann. Vereinzelt sind jedoch noch konkretere Regelungen sowie nicht so weitreichende Ermessensspielräume der Vollzugsbehörden wünschenswert. Große Bereiche der im ersten und zweiten Entwurf für ein UGB vorgesehenen Regelungen sind wegen ihres Stoff- und Anlagenbezuges von den Abweichungsbefugnissen der Bundesländer ausgenommen.

7.1 Einleitung

541. Der Gewässerschutz in Europa und damit auch in Deutschland steht derzeit vor zwei zentralen Herausforderungen: der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000/60/EG) – und damit der Ausgestaltung einer integrierten, sowohl grenz- als auch verursacherübergreifenden Bewirtschaftung der europäischen Oberflächengewässer – sowie der Schaffung einer konsistenten, sektorübergreifenden Politik zum Schutz und zur nachhaltigen Bewirtschaftung der Meeresräume. Beide Prozesse werden zwar getrennt voneinander vorangetrieben, zweifelsfrei bestehen aber Überschneidungen, die berücksichtigt werden müssen. So umfasst beispielsweise die WRRL nicht nur die Binnengewässer und das Grundwasser, sondern auch die Küstengewässer sowie die Hoheitsgewässer bis zur seeseitigen Grenze der 12-Seemeilenzone. Außerdem haben Maßnahmen und Ziele, die dem Erhalt bzw. der Schaffung einer hohen Qualität der Binnengewässer dienen, Einfluss auf den Zustand der

Meeresgewässer. Es empfiehlt sich dringend, die bisher bei der Umsetzung der WRRL gemachten Erfahrungen und geschaffenen Strukturen für die Ausgestaltung der Meeresstrategie-Richtlinie zu nutzen.

542. Die Gewässerschutzpolitik kann hinsichtlich der Belastungen aus Punktquellen zwar einige Erfolge verzeichnen. Problematisch bleiben aber weiterhin die erheblichen Nähr- und Schadstoffemissionen aus diffusen Quellen. Das zeigt sich unter anderem in den Bestandsaufnahmen der Belastungen der Oberflächengewässer und Grundwässer der WRRL, wobei als Quelle für diese Belastungen insbesondere die Landwirtschaft identifiziert wurde. Kritisch sind auch die hydromorphologischen Veränderungen der Gewässer. Dabei liegt die größte Herausforderung in der Verbesserung der Durchgängigkeit der Fließgewässer. Die bisherige Umsetzung der WRRL lässt keine Verbesserungen hinsichtlich dieser Problematiken erkennen. So weisen die Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme noch erhebliche Mängel auf. Es entsteht trotz der weit fortgeschrittenen Umsetzungsphase der Eindruck einer Stagnation in wesentlichen Handlungsfeldern. Insbesondere fehlt weiterhin ein raumdifferenzierter, übergreifender Ansatz. Der Gedanke der Integration gewinnt zwar in der europäischen Gewässerschutzpolitik stetig an Bedeutung, es lassen sich aber noch erhebliche Defizite auf dem Wege zur Umsetzung identifizieren. Um die bestehenden Herausforderungen des Schutzes der Gewässer in den Griff zu bekommen, ist eine stärkere Einbeziehung sämtlicher relevanter Politikbereiche, insbesondere der Landwirtschaftspolitik, unumgänglich. Weitere wichtige Aspekte, die in einem konsistenten Konzept zum Schutz der europäischen Gewässer in Zukunft berücksichtigt werden müssen, sind der Hochwasserschutz und die durch anthropogenen CO_2-Ausstoß bzw. den Klimawandel verursachten Veränderungen.

543. In ähnlicher Weise bestehen noch erhebliche Defizite in der Ausgestaltung eines europäischen Konzeptes zum Schutz der Meere. So fehlt neben der Abstimmung zwischen der Meeresstrategie-Richtlinie und WRRL auch die Einbeziehung sonstiger europäischer Politiken und internationaler Vereinbarungen. Mit dem Grünbuch für eine europäische Meerespolitik wird immerhin versucht, eine stärkere Kohärenz wie auch Kooperation zwischen den unterschiedlichen europäischen Sektorpolitiken zu erzielen, welche die Meere betreffen. Dies ist prinzipiell ein zu begrüßender Ansatz, der auch für die europäische Meeresschutzstrategie wünschenswert wäre, bisher aber nicht umgesetzt wurde.

7.2 Zustand der deutschen Oberflächengewässer und des Grundwassers

544. Die Belastung der Oberflächengewässer und des Grundwassers erfolgt durch Einträge aus Punkt- und diffusen Quellen. Oberflächengewässer werden zusätzlich

durch nutzungsbezogene hydromorphologische Veränderungen beeinträchtigt. Hauptquellen für Nähr- und Schadstoffeinträge sind die Landwirtschaft und der Verkehr (diffuse Quellen) sowie Industriebetriebe und kommunale Kläranlagen (Punktquellen) (FUCHS et al. 2002).

Die inzwischen abgeschlossene Bestandsaufnahme nach der WRRL gibt zusätzlich zu den Messprogrammen von Bund und Ländern einen guten Überblick über die bestehenden Probleme im Gewässerschutz in Deutschland. Maßstab für die Zustandsbewertungen war die Zielvorgabe der WRRL, bis 2015 einen guten Zustand in den Gewässern zu erreichen, welcher für die Oberflächengewässer den ökologischen und den chemischen Zustand, beim Grundwasser den mengenmäßigen und den chemischen Zustand umfasst. Für erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper ist nur das Ziel eines guten chemischen Zustands und eines guten ökologischen Potenzials vorgesehen. In Deutschland wurden insgesamt 9 800 Oberflächenwasserkörper ermittelt, von denen 14 % als künstlich und 23 % vorläufig als erheblich verändert eingestuft wurden.

Im Folgenden werden die Belastungen durch Stoffeinträge und die hydromorphologische Belastungssituation dargestellt.

7.2.1 Wasserqualität

7.2.1.1 Belastung durch Stoffeinträge

545. Die Stoffeinträge aus Punktquellen wie zum Beispiel aus der Einleitung von Abwasser aus Kommunen und der Industrie sind in den letzten Jahren erheblich zurückgegangen. Zwischen 1983 und 2000 konnte ein Rückgang der Gesamt-Stickstoff(N)-Emissionen um 70 % und der Gesamt-Phosphor(P)-Emissionen um 64 % erreicht werden. Allerdings sind die Emissionen in Oberflächengewässern insgesamt nur um 37 % zurückgegangen, da es nicht gelang, die Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen ausreichend zu reduzieren. Damit konnte beispielsweise die internationale Zielsetzung einer Halbierung der Stickstoffemissionen in die Meere nicht erreicht werden (UBA 2005).

Diffuse Quellen sind weiterhin für knapp 60 % der Gesamt-Stickstoffeinträge in Oberflächengewässer verantwortlich. Diese Emissionen haben zwischen 1995 und 2000 sogar wieder leicht zugenommen. Hauptverantwortlich für diffuse Einträge von Stickstoff und Phosphor ist die Landwirtschaft. Dabei sind vor allem Gebiete in Deutschland betroffen, in denen Veredelungsbetriebe (Viehzucht) angesiedelt sind (BMU 2006b; UBA 2005).

Auch die Nitrateinträge (NO_3) in das Grundwasser rühren hauptsächlich von der Landwirtschaft her. So wiesen 44,1 % der Messstellen des EUA-Grundwassermessnetzes

unter Ackerland erhöhte Nitratbelastungen auf (> 25 mg/l) (Messnetz zur Berichterstattung an die Europäische Umweltagentur (EUA) mit 800 Messstellen, die gleichmäßig über das Bundesgebiet verteilt sind). Insgesamt waren bei etwa einem Drittel der Messstellen erhöhte Nitratbelastungen festzustellen. Knapp 15 % wiesen Messwerte oberhalb des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung von 50 mg/l NO_3 auf, unter Ackerland waren es sogar knapp 25 % der Messstellen. In dem Zeitraum von 2000 bis 2002 wiesen 56,4 % der Messstellen des Nitratmessnetzes Nitratwerte über dem Grenzwert von 50 mg NO_3/l auf. Dadurch, dass diese 180 Messstellen anhand von deutlich erhöhten Nitratkonzentrationen ausgewählt wurden, sind die Ergebnisse allerdings nicht für das gesamte Bundesgebiet repräsentativ (Nitratmessnetz: Messnetz, das speziell an die Überwachungsanforderungen der EG-Nitratrichtlinie ausgerichtet ist; vierjährige Berichterstattung an die Europäische Kommission) (BMU 2006a, S. 34 ff.; vgl. auch SRU 2004a, Tz. 431). Damit ergaben sich sogar leichte Verschlechterungen der stofflichen Beeinträchtigungen des Grundwassers seit der letzten Erhebung 2001 (BMU 2006a; UBA 2006; SRU 2004a, Tz. 431). Auch bei der Bestandsaufnahme der WRRL erwiesen sich die Nährstoffeinträge aus landwirtschaftlich genutzten Flächen als problematisch (Tz. 549).

Die Folgen dieser unzureichenden Emissionsreduktion sind je nach naturräumlicher Situation unterschiedlich und reichen von geringen Auswirkungen bis zum Verlust wichtiger Funktionen für die Biodiversität, die Trinkwassernutzung oder die Nutzbarkeit für Erholungszwecke. Gelangen Nährstoffe vermehrt in das Grundwasser, wird seine Nutzbarkeit eingeschränkt. Das Grundwasser bedarf eines besonderen Schutzes, insbesondere da es für die Herstellung von etwa 75 % des Trinkwassers in Deutschland verwendet wird (BMU 2006b). Ist das Grundwasser erst einmal durch Schadstoffe verunreinigt, kann eine Sanierung nicht in einer angemessenen Zeit durchgeführt werden.

546. Beim Eintrag von Schwermetallen (SM) konnte zwischen 1985 und 2000 eine starke Reduktion erzielt werden (BMU 2006b). Im Gegensatz zu 1985 ist seit 2000 nicht mehr die Industrie Haupteintragungsquelle. Die SM werden über kommunale diffuse Emissionen aus urbanen Gebieten (vor allem Zink, Blei und Kupfer), aus Kläranlagen, durch Erosion (vor allem Chrom und Blei) und über das Grundwasser (geogene Emissionen von Arsen und Nickel) in Oberflächengewässer eingetragen (BMU 2006b; FUCHS et al. 2002).

Diffuse Quellen haben einen Anteil von 72 % bei Quecksilber, 76 % bei Cadmium und Kupfer, 84 % bei Blei und Chrom, 80 % bei Zink, 82 % bei Nickel und 94 % bei Arsen (UBA 2005). Hinsichtlich der Güteklassifikation für Schwermetalle in Schwebstoffen an 88 Messstellen von Wasserschutzgebieten wurden insgesamt 30 % der Messstellen in Güteklasse III bis IV und schlechter (IV) eingestuft (UBA 2005).

547. Pflanzenschutzmittel (PSM) sind gerade für das Grundwasser wesentliche Belastungsfaktoren. Es werden weiterhin erhöhte PSM-Wirkstoff-Konzentrationen im Grundwasser und Überschreitungen des Trinkwassergrenzwertes gemessen (Tz. 749). PSM stellen nicht nur eine Beeinträchtigung des Trinkwassers dar, sondern belasten auch die Ökosysteme.

548. Die biologische Gewässergütekarte stellt die Ergebnisse der saprobiellen Gewässergüteklassifizierung dar. Die Saprobie wird als die Intensität der biologischen Abbauprozesse definiert. Das Saprobiensystem zur Gewässergüteklassifizierung beruht auf Indikatororganismen, die aufgrund ihrer spezifischen Umweltansprüche in einer bestimmten Belastungsstufe eines Gewässers häufig auftreten. Nach diesem vierstufigen Einteilungssystem sind 65 % der kartierten Gewässerstrecken in Deutschland in die Gewässergüteklassen II und besser einzustufen (von Stufe I bis IV). Gegenüber 1995 hat sich der Anteil der Gewässer an diesen Gütestufen damit um 18 % erhöht (s. Tab. 7-4; UBA 2005).

7.2.1.2 Bewertung nach WRRL

549. Die Bewertung des chemischen Zustands nach WRRL zeigt, dass 63 % der ermittelten Fließgewässer den guten chemischen Zustand erreichen werden und nur bei 9 % eine Zielerreichung bezweifelt wird (Tab. 7-1).

Tabelle 7-1

Vergleich chemischer Zustand und ökologischer Zustand der Fließgewässer nach der Bestandaufnahme der WRRL (Anteil der Wasserkörper in %)

	Der gute Zustand wird wahrscheinlich erreicht	**Die Zielerreichung ist unsicher**	**Der gute Zustand wird wahrscheinlich nicht erreicht**
Chemischer Zustand	63	28	9
Ökologischer Zustand	15	24	61
Quelle: BMU 2005a			

Etwa 38 % der bewerteten stehenden Gewässer werden den guten Zustand erreichen. Bei ebenso vielen Seen gilt es als unwahrscheinlich, dass dieser Zustand bis 2015 ohne weitergehende Maßnahmen erzielt werden kann (vgl. Tab. 7-2). Die häufigste Ursache für eine mangelnde Zielerreichung sind zu hohe Nährstoffeinträge, diese wiederum primär aus landwirtschaftlich genutzten Flächen.

Hinsichtlich des Grundwassers sehen die WRRL bzw. der Vorschlag für eine Tochterrichtlinie für den Grundwasserschutz vor, dass der gute chemische Zustand erreicht ist, wenn die geltenden Qualitätsnormen für Schadstoffe (einschließlich Pflanzenschutz-

mittel) eingehalten werden und keine Anzeichen für Salz- oder andere Intrusionen (Eindringen von fließfähigem Material) zu erkennen sind. Außerdem gelten die Schwellenwerte für Trichlorethylen, Tetrachlorethylen, Ammonium, Arsen, Cadmium, Chlorid, Blei, Quecksilber und Sulfat aus der Richtlinie zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung (2006/118/EG). Die Bestandsaufnahmen ergaben, dass etwa 52 % der Grundwasserkörper einen guten chemischen Zustand ohne weitere Maßnahmen wahrscheinlich erreichen werden, für 48 % ist dies dagegen unsicher oder unwahrscheinlich. Das Erreichen eines guten mengenmäßigen Zustandes wird für 95 % der Wasserkörper für das Jahr 2015 angenommen. Somit stammt die Hauptbelastung des Grundwassers aus stofflichen Einträgen, insbesondere aus diffusen Quellen. Hauptproblem bei der Belastung des Grundwassers ist die Überschreitung des Grenzwertes der EU-Nitratrichtlinie von 50 mg NO_3/l (Tz. 745). Zudem trägt die PSM-Belastung oft zur eingeschränkten Wasserqualität bei. Relevante lokale Belastungsquellen für Schadstoffe, Salze und den mengenmäßigen Zustand des Grundwassers sind Altdeponien, Braunkohle- und Kaliabbau. Bei auffällig vielen Grundwasserkörpern der Länder Niedersachen und Sachsen-Anhalt ist die Zielerreichung unsicher oder unwahrscheinlich (BMU 2005a).

Tabelle 7-2

Ergebnisse der Bestandsaufnahmen nach WRRL für den guten Zustand der Gewässer in Deutschland

Gewässer	**Der gute Zustand wird wahrscheinlich erreicht**	**Die Zielerreichung ist unsicher**	**Der gute Zustand wird wahrscheinlich *nicht* erreicht**
	Anteil der Wasserkörper in %		
Flüsse	12	26	62
Seen	38	24	38
Küsten- und Übergangsgewässer	7	2	91
Grundwasser*	47	Kategorie entfällt	53
*die beiden Bewertungskategorien für das Grundwasser sind: „Zielerreichung wahrscheinlich“ und „Zielerreichung unsicher/unwahrscheinlich“			
Quelle: BMU 2005a			

550. In der Auswertung der Bestandsaufnahmen der WRRL der einzelnen Mitgliedstaaten kommt die Europäische Kommission zu einem sehr ähnlichen Bild für die Belastungslage der europäischen Oberflächengewässer und des Grundwassers (Europäische Kommission 2007a). Danach sind die Stoffeinträge aus der Landwirtschaft inzwischen das Hauptproblem für die Wasserqualität in Europa geworden. Erst an dritter Stelle werden Schadstoffeinträge aus Punktquellen wie kommunale Einleiter und Industrie genannt.

7.2.2 Hydromorphologie

7.2.2.1 Hydromorphologische Beeinträchtigungen

551. Belastungen der Hydromorphologie bestehen aus Beeinträchtigungen hinsichtlich des Abflussgeschehens, des Feststofftransports und der Gewässermorphologie. Sie ergeben sich durch menschliche Eingriffe und Maßnahmen am und im Gewässer sowie durch Nutzung zum Beispiel für die Schifffahrt und die Wasserkraft. Die Belastung wird am hydromorphologischen Zustand der Gewässer gemessen, der von „unverändert“ bis „vollständig verändert“ reicht.

Nach wie vor ist die Morphologie nahezu aller Fließgewässer und Auen durch den Ausbau für die Schifffahrt, Entwässerung und Deichbau stark verändert, was in der Folge vielfältige Funktionsbeeinträchtigungen insbesondere für die Biodiversität mit sich gebracht hat. Besonders betroffen von diesen anthropogenen Eingriffen ist die Fischfauna, die neben der Passierbarkeit des Gewässers auch eine natürliche oder naturnahe Gewässerbeschaffenheit (Struktur) als Lebensgrundlage für eine nachhaltige Entwicklung benötigt. Insbesondere Fische und Rundmäuler mit langen Wanderwegen, wie zum Beispiel Lachs, Aal, Flussneunauge, Meerneunauge und Meerforelle, werden beeinträchtigt. Aber auch innerhalb der einzelnen Fließgewässerabschnitte gibt es eine Vielzahl von Fischarten, die mehr oder weniger große Wanderungen vollziehen, um geeignete Laich-, Nahrungs- oder Wintergebiete zu erreichen.

Die Verteilung und Funktion der Querbauwerke (alle quer oder schräg zur Fließrichtung verlaufenden, durchgehenden, künstlichen Bauwerke, z. B. Sohlrampen, Wehre, Stauanlagen) in den Fließgewässern variiert in Deutschland teilweise erheblich (Tab. 7-3). So gibt es an den großen Strömen nur relativ wenige große Querbauwerke (z. B. an der Elbe nur eines), die meist dem Hochwasserschutz, der Schifffahrt oder der Energiegewinnung dienen, während an Mittelgebirgsgewässern viele kleine Querbauwerke mit vielfältigen Funktionen anzutreffen sind.

Die Wiederherstellung und der Erhalt der Passierbarkeit an den Hauptwanderrouten der Fische und in den bedeutenden Nebenflüssen der Flussgebiete für die Langdistanzwanderfischarten sind in der Regel eine Frage länderübergreifender Wasserbewirtschaftung (vgl. z. B. Elbe, Donau, Rhein). Die Entwicklung vielfältiger, vernetzter Strukturen in den Gewässern ist dabei eine maßgebliche Voraussetzung, um die Umweltziele vor Ort zu erreichen. Denn neben der Passierbarkeit des Gewässers (Durchgängigkeit) hat auch die Gewässerstruktur eine elementare Bedeutung für die Erreichung der Umweltziele an den Fließgewässern. Begradigte Gewässer, fehlende Ufergehölze und monoton entwickelte Uferbereiche weisen kaum Lebensräume auf, die von Pflanzen und Tieren besiedelt werden können.

Tabelle 7-3

Anzahl erfasster Querbauwerke in großen Strömen und Großwasserlandschaften in Deutschland und tendenziell prioritäre Nutzung der Querbauwerke (Stand: 30. September 2006)

Fließgewässertyp*	**Anzahl der Querbauwerke**	**Prioritäre Nutzung/ Zweckbestimmung**
Große Ströme	90	Hochwasserschutz Schifffahrt Wasserkraft
Alpen/Alpenvorland	2 916	Wasserkraft Überwindung Höhendifferenz Sohlsicherung
Mittelgebirge	19 298	Gefälleregulierung Hochwasserschutz Wasserkraft Sohlsicherung Überwindung Höhendifferenz
Tiefland	12 683	Grundwasserregulierung Be-/Entwässerung Sohlsicherung
Marschengewässer, Ostseezuflüsse	287	Schöpfwerk Be-/Entwässerung Siel/Sperrwerk
* Gewässer ohne Typzuweisung sind nicht berücksichtigt		
Quelle: BMU 2007a		

Im Vergleich zu der biologischen Gewässergüte ist die Strukturgüte der deutschen Gewässer erheblich stärker beeinträchtigt. Tabelle 7-4 zeigt eine prozentuale Gegenüberstellung der biologischen Gewässergüte und der Strukturgüte. Es zeigt sich, dass stark veränderte bis vollständig veränderte Gewässer mit 60 % überwiegen.

Tabelle 7-4

Vergleich der biologischen Gewässergüte (Störungen und Sauerstoffgehalt) und der Strukturgüte

Güteklasse	I	II	III	IV	V	VI	VII
Biologische Gewässergüte	Unbelastet bis gering belastet	Gering belastet	Mäßig belastet	Kritisch belastet	Stark verschmutzt	Sehr stark verschmutzt	Übermäßig verschmutzt
Anteil in %	1	7	58	31	3	0	0
Strukturgüte	unverändert	Gering verändert	Mäßig verändert	Deutlich verändert	Stark verändert	Sehr stark verändert	Vollständig verändert
Anteil in %	2	8	11	19	27	23	10
Bewertet: 33.000 km Fließgewässer							
Quelle: BMU 2005a							

7.2.2.2 Bewertung nach WRRL

552. Von den 9 000 bewerteten Flusswasserkörpern in Deutschland werden 62 % den nach der WRRL definierten guten ökologischen Zustand bis 2015 wahrscheinlich nicht erreichen, bei etwa 12 % wird mit einer Zielerreichung gerechnet (Tab. 7-2). Wesentliche Gründe für die prognostizierten Zielverfehlungen sind Veränderungen in der Morphologie und eine fehlende Gewässerdurchgängigkeit aufgrund von Querbauwerken. Als „erheblich verändert“ wurden die Oberflächengewässer ausgewiesen, wenn auf Grund von Nutzungen deren Morphologie erheblich und dauerhaft umgestaltet wurde. Gründe für die Einstufung waren meist Ausbau und Unterhaltung der Gewässer für die Schifffahrt, die Wasserkraft und die Bebauung der Uferregionen. Querbauwerke zur Sicherung dieser Nutzungen stellten dabei eine besondere Belastung dar (BMU 2005a).

Auch im europäischen Vergleich der WRRL besteht das zweite zentrale Problemfeld für die Oberflächengewässer in den beschriebenen hydromorphologischen Beeinträchtigungen.

7.2.3 Zukünftige Herausforderungen

553. Für die weiterhin hohen diffusen Stoffeinträge in die Gewässer und das Grundwasser ist insbesondere die Landwirtschaft verantwortlich. In den letzten Jahren konnte hinsichtlich dieses Verursachers keine wesentliche Entlastung erzielt werden. Der durch die Biomasseförderung bewirkte steigende Nutzungsdruck auf landwirtschaftliche Flächen (vgl. SRU 2007) lässt befürchten, dass die Beeinträchtigungen seitens der Landwirtschaft in Zukunft eher noch steigen werden (vgl. Tz. 965 ff.). Ein umfassendes strategisches Konzept, welches die Landschaftsplanung und vor allem die finanzielle Förderung der Landwirtschaft umfasst, muss für eine Verringerung der Problematik erarbeitet und umgesetzt werden (vgl Kap. 11.4).

554. Diverse Studien zeigen, dass sich der Klimawandel auch auf den Wasserhaushalt auswirken wird. Im Gegensatz zu südeuropäischen Staaten gibt es in Deutschland keinen akuten Wassermangel. Regional können allerdings Wassermengenprobleme durchaus auftreten, zum Beispiel durch Trinkwasserentnahmen, durch Feldberegnung oder dadurch, dass Gewässerverschmutzung bestimmte Nutzungen der Gewässer verhindert und so ein indirekter Wassermangel erzeugt wird (SCHÖNWIESE et al. 2006; EEA 2007). Obwohl die Beregnungsfläche in Deutschland mit nur 1,4 % der landwirtschaftlichen Fläche (2002 ca. 234 584 ha, UBA 2005) im Vergleich zu Staaten wie Italien (17,2 % EEA 2007) gering ist, kann die Entnahme von Wasser zur Beregnung lokal auch in Deutschland für Feuchtgebiete eine akute Bedrohung darstellen. Zwar ist im Vergleich zu Staaten wie Kroatien, Spanien aber auch Litauen und Estland die Wasserentnahme für konsumtive Zwecke in Deutschland weder in absoluten Zah-

len pro Kopf der Bevölkerung noch im Verhältnis zu dem Gesamtabfluss bzw. der Neubildung von Grundwasser besonders hoch. Dennoch fällt Deutschland aufgrund der hohen nicht konsumtiven Entnahmen für Kühlwasser unter die acht europäischen Staaten, für die die EEA (2007) „Wasserstress“ konstatiert. Dieses wird verstärkt durch eine durch Versiegelung reduzierte Grundwasserneubildung. Eine Anpassung der Landnutzung an die Herausforderungen des Klimawandels ist demnach unumgänglich. Die Trinkwasserversorgung sollte einer Bewässerung in der Landwirtschaft auf jeden Fall vorgezogen werden. Dabei ist zu bedenken, wie die Trinkwasserversorgung sichergestellt werden kann, ohne Fördermaxima zu erhöhen und damit schützenswerte Feuchtbiotope zu gefährden.

7.3 Stand der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie und ihrer Tochterrichtlinien

7.3.1 Umsetzung von Bestandsaufnahme und Monitoring

7.3.1.1 Defizite der Bestandsaufnahme

555. Die im Jahr 2005 abgeschlossene Bestandsaufnahme nach Art. 5 WRRL bezog sich aufgrund des Zeitdrucks auf den Ist-Zustand im Jahr 2004 unter Verwendung bestehender nationaler Bewertungsmaßstäbe wie beispielsweise dem Saprobienindex (BORCHARDT et al. 2006). Diese Bewertungsmaßstäbe erfüllten noch nicht die ökologischen Qualitätskriterien, die im Rahmen der gemeinsamen Umsetzungsstrategie auf europäischer Ebene (Europäische Kommission 2001) erarbeitet wurden. Die Anwendung der europäischen Kriterien war teilweise auch nicht möglich, da zumindest in Teilen die Vorgaben noch nicht vollständig ausgearbeitet bzw. Methoden, die diesen Vorgaben entsprechen, noch nicht entwickelt waren. Die Bestandsaufnahme wurde in Deutschland eher nach länderspezifischen Regelungen als nach der vereinbarten Arbeitshilfe der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) durchgeführt (BORCHARDT et al. 2006). Die Unterschiede reichen von der Größe der Wasserkörper, über die Festlegung von Signifikanzschwellen für Belastungen, die Auswahl und Analyse der Parameter, Daten zur Beurteilung der Auswirkungen und die einzuhaltenden Schwellenwerte bis hin zur Aggregation der Ergebnisse auf den gesamten Wasserkörper.

Diese erste Bestandsaufnahme der Wasserkörper diente als Grundlage für die Erarbeitung von Programmen zur Überwachung des biologischen und chemischen Zustands der Gewässer (s. Tz. 549 ff.).

Der deutsche Bericht zur Bestandsaufnahme 2005 ist von der Europäischen Kommission überprüft worden. Danach hat Deutschland in 80 % der Fälle die von der Europäischen Kommission an die Bestandsaufnahme gestellten Kriterien erfüllt (Europäische Kommission 2007a). Der zum Beispiel von Österreich erzielte Erfüllungsgrad von 100 % ist auch auf die dort erfolgte Abgabe eines trotz föderaler Struktur einheitlichen Berichts durch den Bund zurückzuführen. Der deutsche Bericht weist diese Einheitlichkeit nicht auf. So wurde das deutsche Vorgehen, die unterschiedlichen Berichte der zehn Flussgebiete mit deutschen Anteilen vorzulegen, negativ bewertet. Unterschiede in der Darstellung und im Vorgehen in den einzelnen Flussgebieten sind festzustellen. Die Unterschiede sind insbesondere auch auf die intensive Abstimmung der Berichte mit den Nachbarstaaten bei grenzüberschreitenden Flussgebieten zurückzuführen. Bemängelt wurde seitens der Europäischen Kommission (2007a) insbesondere, dass

- zum Teil Darstellungen zwischen den Flussgebieten und innerhalb der Flussgebiete nicht kongruent waren,
- Begründungen zu Lücken, zu fehlenden Daten und zu Unsicherheiten nicht in einem eigenen Kapitel zusammengefasst waren,
- Aussagen in Texten, in Darstellungen und in Berichtsblättern zum Teil nicht deckungsgleich und nur schwer zu finden waren.

Zudem wurden insbesondere die Analyse der Auswirkungen menschlicher Tätigkeiten auf Grundwasser und Oberflächengewässer und die ökonomische Analyse als unzureichend bewertet. So sind die Kostendeckungsgrade bei den Wasserdienstleistungen nicht ausreichend dargestellt, denn im deutschen Bericht wurden die Zahlen nur anhand von drei Pilotgebieten abgeleitet, während andere Staaten flächendeckende Analysen vorgelegt haben. Bezüglich der ökonomischen Bedeutung einzelner Wassernutzungen fehlten Angaben für die Landwirtschaft, für die Industrie seien die Angaben unzureichend. Außerdem sei die sozioökonomische Bedeutung der Wassernutzungen im Verhältnis zu den von ihnen ausgehenden Belastungen nicht ausgeführt.

So wurde der Bericht zum Einzugsgebiet von Warnow/Peene aufgrund seiner Kürze und Unvollständigkeit als schlechtester und der Bericht zum Einzugsgebiet der Ems aufgrund seiner sehr umfassenden Aussagen als bester Bericht eines Einzugsgebietes mit deutschen Anteilen von der Europäischen Kommission bewertet. Eine mangelhafte Koordination innerhalb der Flussgebiete, die zu Angaben in den Teilberichten der Bundesländer, aber nicht im Gesamtbericht führten, war insbesondere in den Flussgebietseinheiten von Rhein und Elbe von Bedeutung. Zudem wurden von der Europäischen Kommission unterschiedliche Vorgehensweisen in den Flussgebieten und Bundesländern kritisiert, wie zum Beispiel bei der Bewertung der Oberflächenwasserkörper hinsichtlich der Auswirkung menschlicher Tätigkeiten in Bayern und Baden-Württemberg für den Donaubericht. Im Bericht zur Flussgebietseinheit Rhein sind zum Beispiel

aufgrund mangelnder Koordination und unterschiedlicher Ansätze nicht für alle Bearbeitungsgebiete ausreichende Informationen über Grundwasserbelastungen durch diffuse Quellen vorhanden (BORCHARDT et al. 2006).

Aus Sicht der LAWA sind bei der zukünftigen Bestandsaufnahme Verbesserungen beim Vorgehen und bei der Darstellung durch Abstimmungen zwischen den Ländern möglich. In Bezug auf eine einheitlichere Kartendarstellung könnten auch die Möglichkeiten der Internetplattform zur Information und Kommunikation von Bund und Ländern „WasserBLIcK“ (http://www.wasserblick.net) stärker genutzt werden.

7.3.1.2 Monitoring

556. Nach Art. 8 WRRL müssen die Mitgliedstaaten der EU Programme zur Überwachung des Zustands der Gewässer aufstellen. Diese Programme mussten bis Dezember 2006 anwendungsbereit sein, und der Kommission musste bis März 2007 ein Bericht vorgelegt werden.

Das Überwachungsnetz in Deutschland ist so ausgelegt, dass sich umfassende und kohärente Erkenntnisse zum ökologischen und chemischen Zustand der Wasserkörper gewinnen lassen. Für die Bewertung des ökologischen Zustands der Oberflächengewässer werden in Deutschland die biologischen Qualitätskomponenten Phytoplankton, Phytobenthos, Makrophyten, Makrozoobenthos und Fische sowie allgemeine chemisch-physikalische Qualitätskomponenten, spezifische Schadstoffe und hydromorphologische Qualitätskomponenten erfasst. Für den chemischen Zustand der Oberflächengewässer werden die Stoffe der Anhänge IX und X der WRRL herangezogen. Die WRRL unterscheidet dabei bezüglich der Oberflächengewässer

- die Überblicksüberwachung zur Bewertung des Gesamtzustandes der Gewässer,
- die operative Überwachung zur Ermittlung des Zustands von Gewässern, bei denen eine Zielerreichung unklar oder unwahrscheinlich ist, sowie
- die Überwachung zu Ermittlungszwecken, um Ausmaß und Auswirkungen von Belastungen festzustellen, deren Ursache unbekannt ist.

Die drei Überwachungsarten erfordern verschiedene Überwachungsparameter, -messstellen und -frequenzen. Künstliche Seen und Talsperren werden vorerst anhand der Trophie mit Hilfe des Phytoplanktons untersucht und nach Vorlage eines geeigneten Bewertungsverfahrens bewertet.

Bei der Grundwasser-Überwachung wird der mengenmäßige und chemische Zustand überwacht. Es wird unterschieden nach

- der Überwachung zur Bewertung des mengenmäßigen Zustands in allen Grundwasserkörpern (GWK),

- der Überblicksüberwachung zur Bewertung des qualitativen Zustands in allen Grundwasserkörpern,
- der operativen Überwachung zur weiteren Bewertung des qualitativen Zustands in Grundwasserkörpern, die im Rahmen der Bestandsaufnahme vorläufig mit Zielerreichung unklar/unwahrscheinlich bewertet wurden, sowie
- der Ergänzung geologisch/hydrogeologischer Basisdaten.

Für viele Parameter mussten trotz bestehender Monitoringverfahren die Methoden und Messnetze an die Anforderungen der WRRL angepasst werden. Für die biologischen Parameter der Fließgewässer war der Handlungsbedarf besonders hoch. So mussten in Deutschland für die Fische völlig neue Verfahren entwickelt werden. Für das Makrozoobenthos musste der im bisher bestehenden Monitoringverfahren zur Gewässergüte verwendete Saprobienindex durch ein neues, den Anforderungen der WRRL entsprechendes Verfahren ersetzt werden.

Alle Bundesländer haben entsprechende Überwachungsprogramme für ihr Bundesland oder auch für die einzelnen Flussgebietsteile im Bundesland erarbeitet – häufig in enger Kooperation mit anderen Bundesländern und Mitgliedstaaten in derselben Flussgebietseinheit. Besonders hervorzuheben sind dabei die engen Kooperationen in der Flussgebietsgemeinschaft (FGG) Elbe und im deutschen Teil der Oder, die dazu führten, dass gemeinsame Dokumente des Überwachungsprogramms für den deutschen Teil dieser Flussgebiete erstellt wurden, die ein gemeinsames einheitliches Vorgehen in den betroffenen Bundesländern dokumentieren.

Insgesamt haben zwölf der 16 Bundesländer das Überwachungsprogramm für die Gewässer im Internet veröffentlicht, vier der zwölf haben dabei kein eigenes Überwachungsprogramm erstellt, sondern verweisen auf die Programme, die für die Flussgebietseinheiten erstellt wurden. Eine Analyse der Konzepte für die Überblicksüberwachung in den Bundesländern sowie des Zustandes der Fließgewässer in den Flussgebieten zeigt, dass es gelungen ist, in beiden Fällen ein weitgehend einheitliches Vorgehen der Bundesländer zu erreichen.

Zur Erfassung und Bewertung der Fischfauna wurde ein eigenes Bewertungssystem für Fließgewässer (FIBS) (FFS 2005) entwickelt. Dennoch bestehen zwischen den Bundesländern Unterschiede in der Häufigkeit der Probenahme. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Messfrequenzen auf den tatsächlichen Bedarf zur Absicherung der Einstufung der Gewässer abgestimmt wurden. So ist in großen Gewässern häufig eine hohe Fluktuation der Fischbestände festzustellen, weshalb dort häufigere Proben erforderlich sind. In kleinen Gewässern mit stabilen Beständen reicht dagegen eine Probe innerhalb eines Bewirtschaftungsplanzeitraumes (sechs Jahre) zur Absicherung der Bewertung aus.

7.3.2 Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungsplanung

557. Nach den Art. 11 und 13 der WRRL, die durch die §§ 36 und 36b WHG in nationales Recht umgesetzt worden sind, sind die Mitgliedstaaten dazu verpflichtet, bis zum Dezember 2009 für jede Flussgebietseinheit ein Maßnahmenprogramm festzulegen und für die Einzugsgebiete jeder Flussgebietseinheit, die vollständig in ihrem Hoheitsgebiet liegt, Bewirtschaftungspläne zu veröffentlichen. Bei grenzübergreifenden Einzugsgebieten ist zudem eine multilaterale Koordination erforderlich. Dabei stellen die Bewirtschaftungspläne die Grundlage für die Planung und Umsetzung der Bewirtschaftungsziele dar und sollen nach § 36b Abs. 2 WHG u. a. eine Beschreibung der Merkmale der Gewässer in der Flussgebietseinheit, die Zusammenfassung der signifikanten Auswirkungen und Einwirkungen auf den Zustand der Gewässer, die Überwachungsergebnisse, die Bewirtschaftungsziele und die Zusammenfassung einer wirtschaftlichen Analyse des Wassergebrauchs enthalten. Integraler Bestandteil eines Bewirtschaftungsplans ist auch eine Zusammenfassung des Maßnahmenprogramms. In diesem Programm sind für jeweilige Flusseinzugsgebiete die konkreten wasserwirtschaftlichen Maßnahmen zum Erreichen der in Art. 4 WRRL statuierten Bewirtschaftungsziele festzulegen. Hinsichtlich der Maßnahmen ist zwischen grundlegenden Maßnahmen nach § 36 Abs. 3 WHG i. V. m. Art. 11 Abs. 3 WRRL und ergänzenden Maßnahmen gemäß § 36 Abs. 4 WHG i. V. m. Art. 11 Abs. 4 WRRL zu unterscheiden. In Art. 11 Abs. 3 WRRL sind als grundlegende Maßnahmen zum Beispiel gesetzliche Regelungen, Genehmigungen, Vorschriften und Verbote genannt. Diese Maßnahmen müssen in die Programme aufgenommen werden, soweit dies zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele erforderlich ist. Genügen diese Maßnahmen zur Erreichung der Gewässerbewirtschaftungsziele nicht, sind ergänzende Maßnahmen nach Anhang VI Teil B der WRRL in die Maßnahmenprogramme aufzunehmen. Dazu gehören zum Beispiel die Neuschaffung von Feuchtgebieten und Baumaßnahmen, aber auch rechtliche und administrative Instrumente. Die Maßnahmenprogramme sind bis zum Jahre 2012 in die Praxis umzusetzen. Aus dem Vorstehenden ergibt sich, dass Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme jeweils eigenständige planerische Instrumente darstellen, von denen jedes seinen spezifischen Beitrag zum Erreichen der Bewirtschaftungsziele leistet. Während der Bewirtschaftungsplan die umfassende Dokumentation der Entscheidungsgrundlagen für die Gewässerbewirtschaftung darstellt, sind in dem Maßnahmenprogramm die zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele erforderlichen Maßnahmen festgelegt (SRU 2004a, Tz. 383 f.; GINZKY in: GIESBERTS/REINHARDT 2008, § 36 Rn. 37, § 36b Rn. 11).

Im Folgenden werden der Handlungsbedarf zur Erreichung der Ziele der WRRL in Deutschland sowie die derzeit geplanten Konzepte und Maßnahmen wiedergegeben. Insgesamt zeigt sich, dass die Bundesländer beabsichtigen, die bereits vor dem In-

krafttreten der WRRL begonnenen, teilweise umfangreichen Konzepte und Programme zur Gewässerentwicklung, Renaturierung und zum Kläranlagenbau in die Bewirtschaftungspläne zu übernehmen. Nur in einzelnen Flussgebietseinheiten oder Teilen davon sollen neue Maßnahmen entwickelt werden. Bei diesen neuen Maßnahmen stehen Konzeptionen zur Nährstoffreduktion und zur Durchgängigkeit der Fließgewässer für Wanderfische im Vordergrund. Es ist angesichts dieses zunächst vorsichtigen Umsetzungsbeginns abzusehen, dass für die zweite Generation der Bewirtschaftungspläne ab dem Jahr 2015 umfassendere Maßnahmenpakete – insbesondere, was die Nährstoffeintragsreduktion durch Maßnahmen in der Fläche sowie Renaturierungen der Gewässermorphologie anbelangt – in Angriff genommen werden müssen.

7.3.2.1 Herausforderungen beim Erreichen der Ziele der WRRL

558. Im Rahmen der Erarbeitung der Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme musste bis spätestens 22. Dezember 2007 von den Bundesländern ein vorläufiger Überblick über die wichtigen Wasserbewirtschaftungsfragen der Öffentlichkeit zur Stellungnahme zugänglich gemacht werden. In der Regel enthalten diese Dokumente bereits Hinweise zu geplanten Maßnahmen und zu vorhandenen oder geplanten Konzepten. Teilweise wird auch schon auf bereits erarbeitete oder in Erarbeitung befindliche Konzeptionen für Nährstoffüberschüsse hingewiesen, zum Beispiel in Nordrhein-Westfalen, Thüringen oder in der FGG Elbe (MUNLV 2007; TMLNU 2005; FGG Elbe 2007).

Aus der Bestandsaufnahme ergeben sich für die Erreichung der Ziele der WRRL folgende Handlungsschwerpunkte (LAWA 2006):

- konsequente Verminderung der diffusen Stoffeinträge;
- Verbesserung der Gewässerstrukturen und der Durchgängigkeit, insbesondere für Fischarten, die vom Meer in Binnengewässer oder umgekehrt wandern; dies muss mit Maßnahmen zur Verbesserung der Habitatvielfalt verbunden werden, damit die Fische auch auf der Wanderstrecke und an den Endpunkten der Wanderung im Binnenland die entsprechenden Lebensräume antreffen (vgl. MUNLV 2007; FGG Elbe 2007);
- weitere Reduzierung verbliebener punktueller Schadstoffbelastungen in Oberflächengewässern, insbesondere im Bereich der prioritären Stoffe.

Diese Bewirtschaftungsfragen erfordern eine Kooperation über die Grenzen der Länder und Staaten hinweg und sollen in den flussgebietsweiten überregionalen Teilen des jeweiligen Bewirtschaftungsplans angesprochen werden.

Neben den genannten, in ganz Deutschland und allen Flussgebieten relevanten, wichtigen Bewirtschaftungsfragen sind in einigen Bundesländern und Flussgebietseinheiten

erwähnenswerte weitere Bewirtschaftungsfragen benannt worden. So bedarf es eines umfassenden Wassermengenmanagements im Falle einiger Oberflächengewässer aufgrund der Entnahme von Wasser zur Trink- und Brauchwassernutzung sowie in einigen Teilen Niedersachsens auch aufgrund von Grundwasserentnahmen zur Trinkwassergewinnung und Beregnung. Im Elbeeinzugsgebiet werden Schifffahrtskanäle wie der Mittellandkanal oder der Elbe-Havel-Kanal gezielt zum Wasseraustausch zwischen unterschiedlichen Einzugsgebieten genutzt (FGG Elbe 2007), denn in einigen Teilen des Elbeeinzugsgebietes besteht ein Mehrbedarf an Wasser durch die derzeit erfolgende Flutung von Tagebaurestlöchern. In Nordrhein-Westfalen gibt es aufgrund des Bergbaus umfassende Gewässerumbauvorhaben an Emscher und Erft, die den gesamten Landschaftswasserhaushalt betreffen. Im Falle einiger Stillgewässer wie zum Beispiel des Bodensees tritt die Notwendigkeit zur Verbesserung der Struktur der Ufer- und Flachwasserzone sowie zur Verminderung der hohen Nährstoffeinträge besonders hervor. Für alle Küsten- und Übergangsgewässer wird die Nährstoffproblematik ebenfalls thematisiert, deren Ursachen jedoch in den Flusseinzugsgebieten liegen.

Des Weiteren wird in einigen wenigen Bewirtschaftungsplänen eine Integration von Zielen des Hochwasserschutzes zum Beispiel durch die Wiederherstellung von gewässer- und landschaftstypischen Strukturen angestrebt. In Sachsen erfolgte die Integration von Fragen des Hochwasserschutzes in das Gewässerdurchgängigkeitsprogramm (SMUL 2002). Meist wird der Hochwasserschutz als eine Nutzung bezeichnet, die mit den Umweltzielen der WRRL in Einklang gebracht werden soll (IKSR 2007). Die Wasserwirtschaftsverwaltungen der Länder weisen darauf hin, dass das Themenfeld Hochwasserschutz nicht von der WRRL erfasst und thematisiert wird und es auch nicht in die Bewirtschaftungspläne 2009 integriert werden könne, da die Hochwasserschutzrichtlinie (RL 2007/60/EG) mit ihrem eigenen Planungsinstrumentarium andere Fristen vorgäbe.

Im Folgenden wird der Stand der Bewirtschaftungsplanung und der Maßnahmenprogramme bei den drei wichtigsten überregionalen Bewirtschaftungsfragen näher erläutert.

7.3.2.2 Diffuse Stoffeinträge

559. Zielvorgaben zur Verringerung der Nährstoffkonzentrationen und -frachten ergeben sich zum einen aus den im Rahmen der internationalen Konventionen zum Schutz der Meere (z. B. Helsinki- und OSPAR-Übereinkommen) getroffenen Entscheidungen bzw. verabschiedeten Empfehlungen. Die innerhalb des Helsinki-Abkommens bzw. des OSPAR-Übereinkommens beschlossene Halbierung der Stickstoffeinträge im Vergleich zum Basisjahr 1985 wurde bis heute nicht erreicht (s. a. SRU 2004a, Tz. 324 ff.). Die norddeutschen Küstenländer haben am 21. November 2006 einen

„Berliner Aufruf zum Meeresschutz“ veröffentlicht, in dem sie neben dem Eintreten für eine verbindliche und anspruchvolle Meeresschutzstrategie alle Beteiligten dazu aufrufen, „beim Erreichen eines guten ökologischen Zustands der Meeresumwelt aktiv mitzuwirken und dazu alle Chancen der europäischen Wasserrahmenrichtlinie konsequent zu nutzen, um stoffliche Einträge in die Meere deutlich zu reduzieren.“

Anforderungen der WRRL

560. Bislang wurden in Deutschland unterschiedliche, im allgemeinen länderspezifische Methoden, Datengrundlagen und Bewertungsansätze zur Beschreibung der diffusen und punktförmigen Nährstoffeinträge in Grund- und Oberflächengewässer eingesetzt, sodass eine Vergleichbarkeit der Zustandsbeschreibungen über die Ländergrenzen hinaus nur begrenzt möglich war. So konnte für die länderübergreifende, flussgebietsweite Ableitung von Zielen und Maßnahmen nur eingeschränkt auf belastbare Fakten zurückgegriffen werden. Integrative Analysen zu den Wirkungen von Maßnahmen zur Erreichung der genannten Umweltziele sowie ihrer wirtschaftlichen Konsequenzen wurden bisher nicht durchgeführt. Maßnahmen zur Umsetzung der WRRL sind auch vor dem Hintergrund der erforderlichen Wahl kosteneffizienter Maßnahmenkombinationen regional und flächendifferenziert zu entwickeln, da sie in Bezug auf die Umweltgüter und ökonomischen Konsequenzen unterschiedlich wirken. Die Identifikation relevanter Regionen ist für den effizienten und zielgerichteten Einsatz von Mitteln zum Beispiel im Rahmen der ELER-Verordnung (2. Säule der Agrarpolitik; ELER – Europäischer Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums) im Hinblick auf eine Kompensation maßnahmebedingter Einkommenseinbußen von besonderer Bedeutung (vgl. Tz. 976 ff.).

Aufgrund der Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie ergibt sich die Notwendigkeit von Analysewerkzeugen, die dem kombinierten Ansatz von punktförmigen und diffusen Quellen in Verbindung mit Wirtschaftlichkeitsanalysen Rechnung tragen. Bisher war keines der für Deutschland entwickelten hydrologischen Modelle alleine in der Lage, allen genannten Anforderungen gerecht zu werden (schriftliche Mitteilung der Geschäftsstelle der FGG Weser, 1. Februar 2008). Deshalb wurde zur Erreichung der oben genannten Ziele der Einsatz eines Modellverbundes notwendig. Dazu wird in der Flussgebietseinheit Weser seit dem Jahr 2005 bis Ende 2008 das Modellprojekt AGRUM („Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie in der Flussgebietseinheit Weser“) durchgeführt. Analog zur Flussgemeinschaft Elbe sind dazu auch in der Flussgebietseinheit Weser vorläufige Reduktionsziele für Nährstoffeinträge in die Fließgewässer, Küstengewässer und ins Grundwasser formuliert worden (schriftliche Mitteilung der Geschäftsstelle der FGG Weser, 1. Februar 2008;

FGG Weser o. J.). Bisher sind in diesem Vorhaben mit Modellrechnungen der Ist-Zustand der Nährstoffbilanzüberschüsse, der Sickerwasserkonzentrationen, der Einträge ins Grundwasser sowie der Nährstofffrachten für alle Eintragspfade in Küstengewässer analysiert worden. Als zweites wurden die Auswirkungen des Baseline-Szenarios 2015 (= Maßnahmen aus der EU-Agrarpolitik und Düngeverordnung) abgeschätzt. Derzeit werden Handlungsgebiete und Reduktionsanforderungen im Hinblick auf die formulierten Bewirtschaftungsziele für alle Grundwasser- und Oberflächenwasserkörper abgeleitet. Daraus resultierende, notwendige ergänzende Maßnahmen sollen dann flächendifferenziert für alle Teileinzugsgebiete in der Flussgebietseinheit Weser ermittelt werden. Die Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft hat zudem einen Maßnahmenkatalog für Agrarumweltmaßnahmen erstellt, in dem neben der Beschreibung der Maßnahmen auch Angaben zu Wirksamkeit und Kosten dargestellt sind (vgl. auch OSTERBURG 2007). Eine Integration mit anderen räumlichen Umweltzielen auf der Grundlage der Landschaftsplanung wurde bisher nicht versucht.

In der LAWA bestehen Bedenken hinsichtlich eines vereinheitlichten Reduktionsziels für alle in einer Flussgebietseinheit Betroffenen (z. B. Reduzierung der Nährstoffausträge um 15 % in allen betroffenen Bundesländern). Ungeklärt ist hier insbesondere, wie Vorleistungen zur Nährstoffreduktion (z. B. die 100 %ige Umsetzung der Kommunalabwasserrichtlinie) angemessen bei der Festsetzung des Reduktionsziels berücksichtigt werden können.

Der LAWA-Ausschuss Grundwasser erachtet die Festlegung von Reduktionszielen für Nährstoffe in Grundwasserkörpern als notwendig. Diese sollten auch Anforderungen berücksichtigen, die der Sanierung der Oberflächengewässer dienen (schriftliche Mitteilung des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg, 23. Januar 2008).

Kosten-Nutzen-Analysen für die vergleichende Beurteilung der Effizienz der Maßnahmen zur Erreichung der Ziele der WRRL wurden für deutsche Gewässer bisher lediglich in wenigen Studien begonnen. Demgegenüber liegen in Großbritannien, den Niederlanden und Frankreich bereits Berechnungen vor (de NOCKER et al. 2007). Ergebnisse aus den Niederlanden zeigen, dass die Umsetzung der WRRL zu Kosten führen wird, die zwischen 5 % und 30 % über den Kosten eines „Business as usual"-Szenarios liegen. Um das Ziel einer Reduktion der Phosphoreinträge in die Ostsee um 50 % zu erreichen, ergeben sich nach Schätzungen von GREN et al. (1997) für verschiedene Länder und Maßnahmenpfade unterschiedliche Kosten. Eine Zielerreichung kann demnach in Deutschland zwischen 5 und 129 Euro pro Hektar kosten, wenn sie durch Reduzierung der Düngung erreicht werden soll und zwischen 45 und 322 Euro pro Hektar bei Veränderung der Landnutzung. Mit 22 Euro pro Hektar am kostengüns-

tigsten würde die Eintragsreduzierung in Deutschland durch P-Rückhaltung zum Beispiel in renaturierten Feuchtgebieten erzielt (GREN et al. 1997).

Auch im Einzugsgebiet der Elbe stellt die Nährstoffbelastung eine große Herausforderung dar. Um den guten Zustand des Küstenwasserkörpers der Elbe zu erreichen, müssen die Stickstofffeinträge in der FGG Elbe um ca. 45 % reduziert werden (FGG Elbe 2008). Dieses Reduktionsziel wird bis zum Jahr 2015 aus Gründen der technischen Machbarkeit und der natürlichen Bedingungen nicht erfüllbar sein (ROSENBAUM 2007). Daher wird seitens der FGG eine Fristverlängerung und Aufteilung der Reduktionsanforderung auf drei Bewirtschaftungszeiträume bis zum Jahr 2027 unumgänglich (Teilziele: dreimal 15% N, ähnlich auch in Nordrhein-Westfalen; MUNLV 2007, S. 5; mündliche Mitteilung des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, 22. Januar 2008). Unter Berücksichtigung der natürlichen Stoffumwandlungs- und Stoffabbauprozesse ergeben sich in den einzelnen Koordinierungsräumen (Teileinzugsgebiete) unterschiedliche Anforderungen an die Frachtreduzierung. Des Weiteren ist das Handlungspotenzial unter anderem von der Bodennutzung und dem Anschlussgrad sowie dem Ausbaustand der Kläranlagen abhängig. Daher sollen neben der Ermittlung der Nährstofffrachten über computergesteuerte Modellierungen (z. B. mit Hilfe des UBA-Modellsystems MONERIS) auch Immissionsmessungen jeweils vor der Mündung in ein größeres Gewässer nachvollziehbar Auskunft über die erzielten Reduktionen der Nährstofffrachten geben. Die Ergebnisse der Immissionsmessungen unterliegen allerdings starken jährlichen Schwankungen und können die Anstrengungen zur Nährstoffreduktion nur bedingt abbilden. Hier wäre eventuell ein Mittelwert über fünf Jahre für die Ermittlung der Trends hilfreich (mündliche Mitteilung des Ministeriums für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz, 25. Januar 2008).

Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstoffeinträge

561. In den Bundesländern werden derzeit drei Maßnahmengruppen zur Reduzierung der Nährstoffeinträge in Oberflächen- und Grundwasser diskutiert. Aufgrund geringer Grundwasserfließzeiten (Verweilzeiten bis zu 100 Jahren) wirkt die Reduzierung des Stoffeintrags in das Grundwasser allerdings zeitlich verzögert, sodass die Belastung der Oberflächengewässer durch Grundwasserinfiltrationen zunächst noch fortbesteht. Bei den drei Maßnahmengruppen handelt es sich um folgende:

- Maßnahmen zur Verringerung der Stickstoff- und Phosphoreinträge aus überwiegend landwirtschaftlich genutzten Flächen, zum Beispiel durch die novellierte Düngeverordnung und eine optimierte Düngung, unterstützt durch Agrarumweltprogramme im Rahmen von ELER und Kooperationen in Wasserschutzgebieten sowie die Schulung und Beratung der Landwirte und Multiplikatoren;

- Maßnahmen zur Verbesserung des Stickstoff- und Phosphorrückhaltes in der Fläche und zur Verbesserung des Selbstreinigungsvermögens der Gewässer durch die Wiederherstellung von gewässer- und landschaftstypischen Strukturen (z. B. Wiedervernässung von Feuchtgebieten und Niedermooren, Renaturierung von Fließgewässern oder Flachseen), zum Beispiel durch den Ankauf entsprechender Flächen, sowie
- Maßnahmen zur Verringerung der Stickstoff- und Phosphoreinträge aus Schmutz- und Regenwassereinleitungen, zum Beispiel durch technische Verbesserungen.

Viel versprechendes Instrument zur Minderung der Stickstoffeinträge ist auch aus Sicht des MLUV des Landes Brandenburg die Stickstoffüberschussabgabe (schriftliche Mitteilung, 23. Januar 2008). So könnte eine konsequente Umsetzung der N-Überschussabgabe zu einer Minderung der Stickstoff-Gesamtbilanz von derzeit 103,9 kg N pro Hektar und Jahr (Statistisches Bundesamt 2007) auf circa 90 kg N pro Hektar führen (OSTERBURG 2007, S. 299). Für die Zielerreichung reicht dieses eine Instrument jedoch nicht aus. Hierfür sind weitere Maßnahmen notwendig, die neben der guten fachlichen Praxis auch Beratung und gezielt eingesetzte Agrarumweltmaßnahmen beinhalten (s. a. OSTERBURG et al. 2007; Tz. 976 ff.) und die bundesweit bei der Maßnahmenplanung zu berücksichtigen sind (schriftliche Mitteilung des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg, 23. Januar 2008). Die Bündelung von Wasserschutzmaßnahmen, die durch Beratungsangebote flankiert werden, und die Lenkung von Fördermaßnahmen auf Zielflächen und in einzelne Betriebe kann sowohl zur Steigerung der ökologischen Wirksamkeit als auch der Kosteneffizienz beitragen (OSTERBURG et al. 2007, S. 13). Die landwirtschaftliche Beratung allein kann in bestimmten Fällen zu einer Reduzierung der aufgebrachten Nährstoffmengen führen. Bei den genannten Maßnahmen handelt es sich um eine Kombination aus freiwilligen Angeboten an die Landwirte und verbindlichen Vorgaben.

Eine Ausweitung von Schutzgebieten zum Wasserschutz oder eine Verschärfung der bestehenden gesetzlichen Regelungen ist derzeit nicht geplant. Auch die Diskussion auf der europäischen Ebene kommt zu dem Ergebnis, dass zur Minderung der Nährstoffproblematik nur eine Kombination aus ordnungsrechtlichen und freiwilligen Maßnahmen, wie sie beispielsweise in Frankreich bereits Praxis ist, zielführend ist. In diese Richtung deuten auch die Ergebnisse einer Untersuchung zur Umsetzung der Nährstoffziele der Wasserrahmenrichtlinie in Niedersachsen (KASTENS und NEWIG 2007). Die Umsetzung wird hier Gebietskooperationen übertragen (auf der Ebene von Sub-Flussgebietseinheiten). Dieses Vorgehen erfüllt sehr gut die Anforderungen der WRRL an eine aktive Beteiligung von unterschiedlichen Behörden und Interessengruppen. Zu kurz scheint aber vor allem die Umsetzung der ursprünglichen Ziele der WRRL zu

kommen, da die Verwaltungsseite eine eher defensive Haltung gegenüber der regionalen Landwirtschaft einnimmt. Jegliche Maßnahmen zur Verminderung der Stickstoffbelastung, die negative finanzielle Auswirkungen auf die Landwirtschaft hätten, werden vermieden.

Bei der Aufstellung der Maßnahmenprogramme verfolgen die Bundesländer im Wesentlichen eigene Ansätze, die an bestehende Förderprogramme anknüpfen, die bei Bedarf an die Anforderungen der WRRL angepasst werden. So wurde in Bayern ein Katalog an Fördermaßnahmen erarbeitet, der nun durch die Landwirtschaftsverwaltung, die auch die landwirtschaftlichen Agrarumweltprogramme durchführt, umgesetzt werden soll. Die staatlich organisierte landwirtschaftliche Beratung in Bayern wurde jedoch in den letzten Jahren personell stark reduziert, sodass eine flankierende Beratung der Landwirtschaftsbetriebe im Hinblick auf die Umsetzung der Ziele der WRRL nicht in dem erforderlichen Maße erfolgen kann. In Schleswig-Holstein hingegen ist vorgesehen, die landwirtschaftliche Gewässerschutzberatung zielgerichtet durch verschiedene Qualifizierungsmaßnahmen auszudehnen (mündliche Mitteilung des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, 22. Januar 2008). Hintergrund dieses Vorgehens sind die guten Erfahrungen mit der Einzelberatung in Wasserschutzgebieten, die jedoch im Vergleich zum Handlungsbedarf im Zusammenhang mit der WRRL in einem relativ kleinen Gebiet durchgeführt wurde.

7.3.2.3 Schadstoffbelastung

562. Als wichtigste Maßnahme zur Verringerung der Schadstoffbelastung durch die insgesamt 33 prioritären Stoffe gilt eine weitere Verbesserung der Abwasserentsorgung der Industrie und der Kommunen. Die Frage des Pflanzenschutzmitteleinsatzes wird zwar auch in vielen Flussgebietseinheiten als wichtige Wasserbewirtschaftungsfrage benannt, es werden jedoch (noch) keine Maßnahmen zur Reduzierung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes vorgeschlagen. Für die speziellen Problemgebiete wie Kalibergbau und ehemaliger Uranabbau werden Maßnahmen genannt, die insbesondere der Grundwassersanierung dienen.

Wenn Stoffkonzentrationen festgestellt werden, die die Umweltqualitätsnormen überschreiten, sind ein ermittelndes Monitoring zur Klärung der Eintragspfade, eine Prüfung kosteneffizienter Maßnahmenpakete und die Durchführung von Minderungsmaßnahmen vorgesehen (so z. B. MUNLV 2007, S. 7). Dabei sollen alle Partner in den Flussgebieten, die selbst zu den transportierten Frachten in relevantem Maß beitragen, einbezogen und die Durchführung der Maßnahmen durch Messprogramme überwacht werden.

Von der FGG Elbe wurde darüber hinaus vorgesehen, dass – nach vorheriger Überprüfung – gegebenenfalls Anforderungen an die Einhaltung von bis zu 10-fach niedrigeren Umweltqualitätsnormen für ausgewählte prioritäre Stoffe in Übergangs- und Küstengewässern in den Bewirtschaftungsplan aufzunehmen sind (FGG Elbe 2007, S. 8). Im Rahmen der Festlegung der vorläufigen überregionalen Bewirtschaftungsziele für die Oberflächengewässer im deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe wird nun ein abgestuftes Vorgehen vorgesehen. Zunächst werden zur Herleitung der Bewirtschaftungsziele vier Betrachtungsebenen mit ihren jeweils gültigen Bewertungsmaßstäben herangezogen (s. Tab. 7-7).

Tabelle 7-5

Betrachtungsebenen mit ihren jeweils gültigen Bewertungsmaßstäben im deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe

Ebene	Bewertungsmaßstab
Ebene 1	EG-Richtlinien, gesetzlich geregelte Umweltqualitätsnormen der Verordnungen der Länder
Ebene 2	Umweltqualitätsnormen für 'Prioritäre Stoffe' gemäß dem Entwurf der Tochterrichtlinie der EG-WRRL (derzeit noch keine verbindlichen Normen)
Ebene 3	weitere wasserwirtschaftlich relevante Anforderungen (IKSE)
Ebene 4	Zielstellungen zum Schutz der Nordsee und des Nordostatlantiks (völkerrechtlicher Vertrag)
Quelle: FGG Elbe 2008, S. 5	

Die Ebenen 1 und 2 sind rechtlich verbindlich, doch für eine koordinierte und kohärente Verbesserung der Schadstoffbelastung in der gesamten Flussgebietseinheit sollten auch die Ebenen 3 und 4 mit einbezogen werden. Die Einhaltung aller Qualitätsnormen wurde überprüft. Reduktionsanforderungen wurden prozentual am jeweiligen Bilanzprofil ermittelt, die in einem mittleren Abflussjahr erreicht werden müssen, um die Umweltqualitätsnorm einzuhalten. Je nach Schadstoff und Teileinzugsgebiet ergeben sich daraus Reduktionsanforderungen von teilweise mehr als 99 %, die nach realistischer fachlicher Abschätzung bis zum Jahr 2015 nicht vollständig erreichbar sein werden. Für den ersten Bewirtschaftungszeitraum werden diese vorläufigen Handlungsziele nun in einem nächsten Schritt durch erreichbare Handlungsziele ersetzt (FGG Elbe 2008, S. 5).

7.3.2.4 Hydromorphologie

Grenzübergreifende Abstimmung

563. Die Vorarbeiten zur Abstimmung von Maßnahmen zur Verbesserung der Durchgängigkeit und Gewässerstruktur sind in den einzelnen Bundesländern und den zehn Flussgebieten, an denen Deutschland beteiligt ist, auf einem unterschiedlichen Stand.

Während für das Odereinzugsgebiet nur wenig konkrete Leitlinien für die Wiederherstellung der Durchgängigkeit der Fließgewässer erarbeitet werden sollen (MLUV et al. 2007), gibt es in den anderen Flussgebieten verbindlichere Absprachen (Rhein, Ems, Weser, Saar/Mosel, Maas) oder gar ein gemeinsames planerisches Vorgehen der Wasserwirtschaftsverwaltungen (Elbe). Die Partner im Einzugsgebiet der Donau stammen aus alten, neuen und Nicht-EU-Mitgliedstaaten. Dadurch ist die Verhandlungssituation relativ komplex, wenn auch alle eine gemeinsame Umsetzung der WRRL anstreben. Auch ist der Bau von Aufstiegsanlagen an den großen Querbauwerken im Unter- und Mittellauf der Donau derzeit unwahrscheinlich und wird daher bei Aufstellung der Bewirtschaftungspläne nur eingeschränkt diskutiert.

Aktuelle Handlungsschwerpunkte

564. Im Rheineinzugsgebiet gibt es bereits seit langem ein Konzept zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit für Langdistanzwanderfische, insbesondere für den Lachs (Wanderfischprogramm von 1987). Erste Erfolge gibt es mit der Wiederansiedlung des Lachses in der Sieg. Die Durchgängigkeit ist inzwischen bis zum Querbauwerk in Straßburg wiederhergestellt. Dort finden derzeit Verhandlungen zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit statt, so dass in der Folge auch Laichgewässer im südlichen Oberrheingebiet für Wanderfische wieder erreichbar werden. Langfristig soll der Rhein von Basel bis zur Nordsee wieder in beide Richtungen durchgängig werden. Hierzu soll aufbauend auf den bestehenden Programmen für den Bewirtschaftungsplan 2009 ein Masterplan „Wanderfische Rhein“ bis Mitte 2008 erarbeitet werden (IKSR 2007). Dieses überregionale konzeptionelle Vorgehen findet auch in den Planungen zum Bewirtschaftungsplan der betroffenen Bundesländer seinen Niederschlag.

Auf Ebene des gesamten Einzugsgebietes der Elbe hingegen gab es in der Vergangenheit kaum gemeinsame konzeptionelle Überlegungen oder Planungen zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit und zur Entwicklung der Gewässerstruktur. Derzeit erarbeiten die betroffenen deutschen Wasserwirtschaftsverwaltungen in der Flussgebietseinheit ein entsprechendes gemeinsames Konzept (FGG Elbe 2008). Ein erster Schritt ist die Auswahl von Gewässern mit überregionaler Bedeutung für die Fische und Rundmäuler und die Festlegung von Bereichen, die für bestimmte Fischarten als

Hauptwanderkorridore dienen (Schriftliche Mitteilung der Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin, 28. Februar 2008). Auch ein Verfahrenskonzept der FGG Elbe zur Ermittlung der überregionalen Bewirtschaftungsziele für Oberflächengewässer wurde Ende 2007 erarbeitet. Danach soll eine Detailplanung zu den Maßnahmen zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit und zur Entwicklung von Laich- und Aufwuchshabitaten für Fische erfolgen (vgl. auch FGG Elbe 2007, S. 8). Im Elbehauptstrom auf deutschem Gebiet gibt es nur ein Querbauwerk in Geesthacht. Die rund 275 Nebenflüsse und Kanäle, die in die deutsche Elbe münden, weisen jedoch entlang ihrer Flussläufe etwa 11 000 Querbauwerke in Form von Talsperren, Sohlschwellen, Schöpfwerken und Sielen auf (vgl. FGG Elbe 2007). Die Gewässer des prioritären Gewässernetzes sollen wieder an die Elbe angebunden und für Langdistanzwanderfische durchgängig gemacht werden (FGG Elbe 2008). Derzeit sind nur knapp 10 % der Gewässerstrecke der in die Elbe mündenden Vorranggewässer durchgängig. Wegen des erheblichen baulichen Aufwandes wird es nicht möglich sein, bereits im ersten Bewirtschaftungsplan an allen signifikant beeinträchtigenden Querbauwerken der überregionalen Vorranggewässer die Durchgängigkeit wiederherzustellen. Daher soll eine Prioritätenliste erstellt werden, um zunächst solche Maßnahmen in den ersten Bewirtschaftungsplan aufzunehmen, die voraussichtlich den größten ökologischen Nutzen unter der Berücksichtigung der Kosten haben (FGG Elbe 2008, S. 10).

Ein ähnliches Vorgehen für die überregionale Durchgängigkeit der Fließgewässer wird in den Leitlinien der LAWA 2007/2008 vorgegeben. Aufgrund von unterschiedlich weit fortgeschrittenen Vorarbeiten (z. B. bei der Aufnahme von Querbauwerken) in den Bundesländern können in vielen Flussgebieten die Maßnahmen im derzeitigen Planungszeitraum noch nicht angegangen werden. Dieses muss in den folgenden beiden Planungszeiträumen nachgeholt werden.

Bei der Fortschreibung der Bewirtschaftungspläne sollte ein detailliertes Kataster der Querbauwerke und ein Konzept zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit bundesweit vorliegen (vgl. BMU 2007a).

Mögliche Maßnahmen zur Erreichung der Ziele

565. Zur Umsetzung der erforderlichen Maßnahmen der Gewässerentwicklung und Wiederherstellung der Durchgängigkeit gibt es in den meisten Bundesländern seit längerem Förderprogramme, die in der Regel die Umgestaltung des Gewässerbettes und den Bau von Umgehungsbauwerken umfassen. Diese Förderprogramme werden teilweise, wie zum Beispiel in Nordrhein-Westfalen die sogenannte „Blaue Richtlinie“, in Vorbereitung der weiteren Maßnahmenplanung überarbeitet und aktualisiert sowie an die neuen gesetzlichen und fachlichen Vorgaben angepasst (MENZEL o. J.). In ande-

ren Bundesländern werden die bisherigen Förderprogramme weitergeführt und für die Ziele der WRRL genutzt. Teilweise werden auch – wie zum Beispiel in Baden-Württemberg – die Schwerpunkte der geförderten Maßnahmen verschoben. Dort wurden bisher an Gewässern, für die die Kommunen unterhaltungspflichtig sind, vor allem Hochwasserschutzmaßnahmen unterstützt. Nun sollen vermehrt ökologische Maßnahmen gefördert werden. In Baden-Württemberg wurden im Jahr 2007 die zur Verfügung stehenden Fördermittel nicht in Anspruch genommen (mündliche Mitteilung des Regierungspräsidiums Tübingen, 21. Januar 2008), denn bei diesen Maßnahmen ist jeweils eine Kofinanzierung von 30 bis 50 % durch die Kommunen erforderlich (Förderrichtlinien Wasserwirtschaft 2005, Punkt 15.5). Auch im Saarland, wo nur ein Eigenanteil von 20% erforderlich ist, nutzt keine Kommune die Förderung – obwohl sie diesen Eigenanteil sogar auf ihr Ökokonto für zukünftige Eingriffe in Natur und Landschaft nach Naturschutzrecht anrechnen lassen könnte (mündliche Mitteilung des Ministeriums für Umwelt des Saarlandes, 23. Januar 2008). Maßnahmen an den Gewässern, für die die staatlichen Behörden unterhaltungspflichtig sind, werden direkt durch die Landeshaushalte finanziert. In vielen Bundesländern werden die Maßnahmen zur Gewässerentwicklung auch aus Mitteln der Abwasserabgabe oder des Wassernutzungsentgeltes ermöglicht. Teilweise erfolgt die Umsetzung der Maßnahmen auch mit Hilfe anderer Finanzquellen wie zum Beispiel durch Kompensationsmaßnahmen nach Naturschutzrecht für den Bau von Kläranlagen oder Abwassersammlern.

Häufig lassen sich Maßnahmen zur Entwicklung der Gewässerstruktur am kostengünstigsten über das Bereitstellen von Flächen und das Zulassen der Eigenentwicklung der Gewässer durchführen. Bei einem frühzeitigen Maßnahmenbeginn können Fristen für die Zielerreichung eingehalten werden. Dies wurde insbesondere in Schleswig-Holstein früh erkannt, denn dort wurden bereits parallel zur Bestandsaufnahme erste, sogenannte vorgezogene Maßnahmen zur Umsetzung der WRRL begonnen (MLUR 2004). Auch die Art der Gewässerunterhaltung muss den Zielen der WRRL angepasst werden. Die Unterhaltung eines Gewässers umfasst seine Pflege und Entwicklung. Sie muss sich nach dem aktualisierten § 28 Abs. 1 WHG an den Bewirtschaftungszielen der Wasserrahmenrichtlinie ausrichten und darf die Erreichung dieser Ziele nicht gefährden. Die Unterhaltung umfasst sekundär auch die Erhaltung eines ordnungsgemäßen Abflusses und an schiffbaren Gewässern die Erhaltung der Schiffbarkeit. Früher standen demgegenüber der ordnungsgemäße Abfluss und die Erhaltung der Schiffbarkeit an erster Stelle. Die Neuregelung im Wasserhaushaltsgesetz führt in der Folge auch zu einer Neuorientierung in der Umsetzung der Gewässerunterhaltung. Mehrere Bundesländer haben dies bereits erkannt und streben eine Änderung der Gewässerunterhaltung an (z. B. LUNG 2007, S. 14). Dies hat auch dazu geführt, dass die Länder den Unterhaltungspflichtigen der kleineren Gewässer, in Süddeutschland meist die Kommunen und in Norddeutschland in der Regel die Unterhal-

tungsverbände, neue, an den Zielen der Wasserrahmenrichtlinie ausgerichtete Leitfäden zur Gewässerunterhaltung an die Hand geben (z. B. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 2005). So soll die Gewässerunterhaltung nicht mehr routinemäßig für alle Gewässer erfolgen, sondern – auch aus Kostengründen – nur noch bei Bedarf und möglichst punktuell. Dadurch sollen die Gewässerstrukturen, Uferbewuchs und Gehölze geschont und eine möglichst natürliche Entwicklung der Gewässer zugelassen werden.

Zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit an Wasserkraftwerken werden die Bestrebungen der WRRL auch durch das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) unterstützt. So können Kraftwerksbetreiber, die die Durchgängigkeit an einem bestehenden Querbauwerk wiederherstellen, nach § 6 EEG je nach Leistung der Energiegewinnungsanlage zusätzlich einen Aufschlag zwischen 3,70 und 9,67 Cent pro Kilowattstunde erhalten. Wenn sich auch die erforderlichen Investitionen erst langfristig amortisieren, so spielt diese Förderung in der Diskussion mit den Kraftwerksbetreibern dennoch eine wichtige Rolle, um überhaupt über eine Modernisierung und Ökologisierung der Anlagen nachzudenken (mündliche Mitteilung des Regierungspräsidiums Tübingen, 21. Januar 2008).

Bundeswasserstraßen

566. Die Hauptströme der Flussgebietseinheiten und viele Zuflüsse sind als Bundeswasserstraßen der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) unterstellt. Die WSV ist unter anderem zuständig für die Sicherheit und Leichtigkeit des Schiffsverkehrs auf den Bundeswasserstraßen. Die Bundesländer können, soweit die Erfüllung der Verwaltungsaufgaben des Bundes nicht beeinträchtigt wird, das Eigentum des Bundes an Seewasserstraßen und an den angrenzenden Mündungstrichtern unentgeltlich nutzen, wenn die Nutzung öffentlichen Interessen dient (§ 1 Bundeswasserstraßengesetz – WaStrG).

Für die WSV ist es bedeutsam, dass nach § 1b Abs. 2 Nr. 4 WHG die Länder die Bewirtschaftung der Flusseinzugsgebiete entsprechend den Regelungen der WRRL koordinieren. Dabei haben die Länder die zuständigen Bundesbehörden zu beteiligen und, soweit Verwaltungskompetenzen des Bundes betroffen sind, im Einvernehmen mit den Bundesbehörden zu handeln. Die einvernehmenspflichtige Koordinierung bezieht sich auf die gesamte Bewirtschaftung der Gewässer, das heißt auch auf die Bestandsaufnahme des Gewässerzustands, die Einstufung des Gewässerzustands sowie die Einstufung der Gewässer selbst (z. B. als künstlich oder erheblich verändert), die Festlegung der zu erreichenden Ziele in den einzelnen Flussgebietseinheiten sowie die Erarbeitung der Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne (WSD Süd 2007).

Für die Umsetzung der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie ist diese Zweiteilung der Zuständigkeiten problematisch, insbesondere da im Aufgabenspektrum der Bundeswasserstraßenverwaltung ökologische Belange bisher nur eine untergeordnete Rolle spielten. Durch den Erlass des Bundesministeriums für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS) zur Berücksichtigung ökologischer Belange bei Maßnahmen an Bundeswasserstraßen vom Dezember 2007 wurde zwar ein erster wichtiger Schritt hin zu einer stärkeren Berücksichtigung ökologischer Fragen getan – jedoch immer unter der Bedingung, dass dadurch keine höheren Kosten entstehen. So ist weiterhin die Umsetzung von Maßnahmen zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit an Bundeswasserstraßen und insbesondere die Finanzierung solcher Maßnahmen, sofern sie nicht aufgrund anderer, nicht die WRRL betreffende, rechtlicher Anforderungen durchgeführt werden müssen, noch weitgehend ungeklärt. So sollen Maßnahmen aufgrund der Wasserrahmenrichtlinie „grundsätzlich nur als Kooperationsmaßnahme unter Kostenaufteilung entsprechend des jeweiligen Zuständigkeitsbereichs zwischen Bund und Dritten (z. B. Land, Kommunen, Verbänden) geplant werden“ (BMVBS 2007a). Im besonderen Fall der Mosel konnten Synergien zwischen Ausbaubedarf der Bundeswasserstraßen, Zielen der WRRL und den Anforderungen des Naturschutzrechtes im Rahmen der Eingriffsregelung nach § 8 BNatSchG genutzt werden. Dort werden im Rahmen des Baus einer zweiten Schleuse die dafür erforderlichen Kompensationsmaßnahmen in Form von Auf- und Abstiegshilfen für Fische umgesetzt und damit die Durchgängigkeit im untersten Teilstück der Mosel wiederhergestellt. In anderen Fällen, in denen sich keine solche Synergien ergeben, wird seitens der Wasserwirtschaftsverwaltungen der Länder über eine Vorfinanzierung der Maßnahmen zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit nachgedacht oder eine solche in Einzelfällen auch schon praktiziert (mündliche Mitteilung des Ministeriums für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz, 25. Januar 2008). Im Rahmen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie ist jedoch im Gegenzug auch über eine finanzielle Beteiligung der Bundeswasserstraßenverwaltung an allen den Wasserkörper der Bundeswasserstraßen betreffenden Maßnahmen nachzudenken.

7.3.3 Die Tochterrichtlinien der Wasserrahmenrichtlinie

567. In der WRRL selbst sind keine materiellen Gewässerqualitätsnormen festgelegt, die den zu erreichenden guten Gewässerzustand konkretisieren. Insoweit wird vielmehr in wesentlichen Bereichen auf Tochterrichtlinien zur WRRL verwiesen, so in Art. 17 WRRL in Bezug auf den Grundwasserschutz und in Art. 16 WRRL hinsichtlich der Bekämpfung der Gewässerverschmutzung durch einzelne Schadstoffe oder Schadstoffgruppen.

7.3.3.1 Die Grundwasserrichtlinie

568. Die GrundwasserRL (RL 2006/118/EG zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung) ist nach einem kontroversen Gesetzgebungsverfahren am 16. Januar 2007 in Kraft getreten (s. zu der Entstehungsgeschichte der GrundwasserRL RECHENBERG 2007, S. 235 ff.). Mit Blick auf das in Art. 4 Abs. 1 b) ii) WRRL statuierte Ziel, spätestens bis zum Jahre 2015 einen guten Zustand des Grundwassers zu erreichen, werden in der Richtlinie insbesondere Gewässerqualitätsnormen für Nitrat und Pestizide statuiert und die Mitgliedstaaten dazu verpflichtet in Bezug auf mindestens neun weitere Stoffe so genannte Schwellenwerte festzulegen sowie durch die sogenannte Trendermittlung und Trendumkehr auf steigende Schadstoffkonzentrationen zu reagieren. Die Regelungen sind jedoch insgesamt unzureichend, um einen anspruchsvollen Grundwasserschutz entsprechend den Vorgaben der WRRL zu erreichen.

Regelungsinhalt

569. Abweichend von der Gewässergüteeinordnung, die der WRRL für Oberflächengewässer zugrunde liegt, stellt die WRRL in Bezug auf das Grundwasser allein auf den guten mengenmäßigen und den guten chemischen, nicht aber auf den guten ökologischen Zustand ab. Auch die GrundwasserRL enthält insofern keine Konkretisierungen, sondern basiert allein auf einer nutzungsbezogenen Herangehensweise an den Grundwasserschutz. Lediglich in der ersten Begründungserwägung werden die Notwendigkeit des Schutzes des Grundwassers als solches sowie die Bedeutung grundwasserabhängiger Ökosysteme betont, ohne dass indessen materielle Schutzbestimmungen statuiert werden. In der 20. Begründungserwägung wird auf Forschungsbedarf hingewiesen, um bessere Kriterien für die Qualität und den Schutz des Grundwasserökosystems zu erhalten. Bereits jetzt steht aber fest, dass das Grundwasser ein komplexes Ökosystem darstellt, in dem hoch spezialisierte Organismengruppen in einem sensiblen Gleichgewicht zueinander stehen. Grundwasserorganismen sind zudem ein wesentlicher Bestandteil der natürlichen Trinkwasseraufbereitung (PREUß und SCHMINKE 2004; GRIEBLER und MÖSSLACHER 2003). Gegebenenfalls soll bei der späteren Überarbeitung der Richtlinie eine Berücksichtigung künftiger Forschungsergebnisse erfolgen. Es hätte sich jedoch angeboten, bereits in der aktuellen Fassung der GrundwasserRL auch in den substanziellen Bestimmungen Anknüpfungspunkte für eine spätere Weiterentwicklung der Thematik der Grundwasserökologie zu schaffen (RECHENBERG 2007, S. 337).

570. EU-weit einheitliche Qualitätsnormen zur Beurteilung des guten chemischen Zustandes sind in Anh. I der GrundwasserRL lediglich (s. zur Kritik bereits SRU 2004a, Tz. 438) für Nitrate und Pestizide einschließlich relevanter Stoffwechsel-, Abbau- und

Reproduktionsprodukte festgelegt. Diese betragen für Nitrate 50 mg/l und für Pestizide 0,1 µg/l für den Einzelstoff sowie 0,5 µg/l für die Summe aller Pestizide. Die Mitgliedstaaten müssen nach Anh. I Nr. 3 der GrundwasserRL strengere Schwellenwerte festlegen, wenn bei einem Grundwasserkörper davon auszugehen ist, dass auf der Grundlage dieser Qualitätsnormen die Umweltziele des Art. 4 WRRL für verbundene Oberflächengewässer nicht erreicht werden können oder eine signifikante Verschlechterung der ökologischen oder chemischen Qualität dieser Wasserkörper oder signifikante Schädigungen terrestrischer gewässerabhängiger Ökosysteme eintreten könnten.

In Bezug auf weitere Stoffe sowie Verschmutzungsindikatoren haben die Mitgliedstaaten gemäß Art. 3 Abs. 1 b) und Abs. 5 i. V. m. Anh. II Teil B GrundwasserRL erstmals bis Dezember 2008 sogenannte Schwellenwerte festzulegen, die dieselbe Verbindlichkeit entfalten wie Qualitätsnormen (RECHENBERG 2007, S. 238). Dazu gehören mindestens die Stoffe Arsen, Cadmium, Blei, Quecksilber, Ammonium, Chlorid, Sulfat, Trichloretylen und Tetrachloretylen sowie die Leitfähigkeit als Indikator für Einträge von Salzen oder anderen Stoffen. Führt die nach Art. 5 WRRL durchgeführte Analyse für andere Stoffe zu dem Ergebnis, dass aufgrund der Belastung mit diesen Stoffen die Gefahr besteht, den guten chemischen Zustand nicht zu erreichen, so sind auch für diese Stoffe Schwellenwerte festzulegen. Aufgrund dieser Delegierung der Schwellenwertfestsetzung an die Mitgliedstaaten fehlt es an den Grundlagen für eine EU-weit einheitliche Ausgestaltung der Richtlinie. Darüber hinaus bilden die neun in der Richtlinie genannten Stoffe das Spektrum der bereits im Grundwasser nachgewiesenen Schadstoffe nur unzureichend ab (s. zur Kritik bereits SRU 2004a, Tz. 439).

Gemäß Art. 3 Abs. 2 GrundwasserRL können die mitgliedstaatlichen Schwellenwerte entweder auf nationaler Ebene, auf Ebene der Flussgebietseinheit, auf Ebene der im Hoheitsgebiet eines Mitgliedstaates befindlichen Teile einer internationalen Flussgebietseinheit oder auf Ebene eines Grundwasserkörpers oder einer Gruppe von Grundwasserkörpern festgelegt werden. Die Festlegung von Schwellenwerten auf unterschiedlichen Ebenen und auch in kleinräumigem Ausmaß ermöglicht es zwar grundsätzlich, auf die örtlichen Gegebenheiten abzustellen. Allerdings wird auch die Gefahr begründet, dass aufgrund höchst unterschiedlicher Schwellenwerte Wettbewerbsverzerrungen zwischen den Mitgliedstaaten hervorgerufen werden (RECHENBERG 2007, S. 238). Insofern ist also eine EU-weit einheitliche Methodik zur Ableitung der Schwellenwerte erforderlich.

Um das Grundwasser bereits unterhalb der EU-weit statuierten bzw. durch die Mitgliedstaaten festzulegenden Grenz- und Schwellenwerte zu schützen sind in Art. 12 Abs. 2 lit. b) WRRL die Instrumente der Trendermittlung und der Trendumkehr vorge-

sehen, die in Art. 5 GrundwasserRL konkretisiert werden. Nach Abs. 1 der Bestimmung haben die Mitgliedstaaten jeden signifikanten und anhaltenden steigenden Trend bei den Konzentrationen von einzelnen Schadstoffen, Schadstoffgruppen oder Verschmutzungsindikatoren zu ermitteln und Ausgangspunkte für die Umkehr dieses Trends festzusetzen. Gemäß Anh. IV Teil B Nr. 1 GrundwasserRL ist der Ausgangspunkt für die Durchführung von Maßnahmen zur Umkehr signifikanter und anhaltender steigender Trends grundsätzlich dann erreicht, wenn die Schadstoffkonzentration 75 % der Qualitätsnormen für Nitrate und Pestizide oder der von den Mitgliedstaaten festgelegten Schwellenwerte beträgt. Diese Verpflichtung ist allerdings in zweifacher Hinsicht beschränkt (s. RECHENBERG 2007, S. 240), so dass nur ein unzureichender Schutz vor ansteigenden Schadstoffkonzentrationen erreicht werden kann. Zum einen erstreckt sich der Anwendungsbereich der Vorschrift nur auf Grundwasserkörper, die als gefährdet eingestuft werden, den guten chemischen Zustand nicht bis 2015 zu erreichen. Für die anderen Grundwasserkörper ist eine Auffüllung mit Schadstoffen bis zum Erreichen der Schwellenwerte nach Art. 3 Abs. 1 lit. b) GrundwasserRL daher durchaus möglich. Ein vorsorgender Grundwasserschutz ist damit für derzeit als nicht gefährdet klassifizierte Grundwasserkörper in der GrundwasserRL nicht vorgesehen. Zum anderen besteht gemäß Art. 5 Abs. 2 GrundwasserRL nur dann eine Verpflichtung der Mitgliedstaaten, in den Maßnahmeprogrammen Maßnahmen zur Trendumkehr festzulegen, wenn die Trends eine signifikante Gefahr für die Qualität der aquatischen oder terrestrischen Ökosysteme, für die menschliche Gesundheit oder für tatsächliche oder potenzielle legitime Gewässernutzungen darstellen. Die Mitgliedstaaten sind also nicht uneingeschränkt zur Trendumkehr verpflichtet, sondern nur in Fällen, in denen eine Bewertung ergibt, dass ein festgestellter Schadstofftrend die genannten Gefährdungen begründet. Andernfalls ist wiederum ein Auffüllen bis zum Erreichen der Schwellenwerte zulässig. Der vorsorgende Schutz der Grundwasserkörper vor Schadstoffeinträgen ist damit insgesamt unzulänglich.

Umsetzung in nationales Recht

571. Die GrundwasserRL muss bis zum 16. Januar 2009 in nationales Recht umgesetzt werden (s. Berichtigung des Art. 12 GrundwasserRL in ABl. EU Nr. L 53 v. 22. Februar 2007, S. 30). Dazu ist eine durch den Bund zu erlassende Rechtsverordnung vorgesehen (BMU 2007e, S. 6). Berücksichtigt man die relativ schlechten Ergebnisse der Bestandsaufnahme für die Grundwasserkörper (s. Tz. 549) und die Tatsache, dass die Elemente der integrierten Bewirtschaftung des Grundwassers in Grundwasserkörpern und in Flussgebietseinheiten sowie der Festlegung von Qualitätsmaßstäben für das deutsche Grundwasserschutzrecht neu sind, so stellt dieser Umsetzungsauftrag eine große Herausforderung dar. Dabei muss es darauf ankommen, ein für das Erreichen der Bewirtschaftungsziele des Grundwassers adäquates Instrumen-

tarium zur Verfügung zu stellen. Insofern bedarf es einer Erweiterung der derzeit im WHG statuierten Anordnungs- und Sanktionsmechanismen, da diese in § 19 WHG lediglich für Wasserschutzgebiete vorgesehen sind. WRRL und GrundwasserRL fordern aber grundsätzlich einen flächendeckenden Grundwasserschutz. Auch das Anordnungs- und Sanktionsinstrumentarium der Düngemittelverordnung (DüMV) ist unzureichend.

Im Hinblick auf die fehlenden gemeinschaftsweiten Anforderungen an die Ableitung der Schwellenwerte nach Art. 3 Abs. 1 lit. b) GrundwasserRL ist zumindest eine Konkretisierung auf der Ebene des nationalen Rechts erforderlich, um einheitliche Schutzstandards und Wettbewerbsbedingungen zumindest in Deutschland zu erreichen (RECHENBERG 2007, S. 238).

7.3.3.2 Tochterrichtlinie über Umweltqualitätsnormen für prioritäre Schadstoffe

Prioritäre Stoffe

572. Mit der WRRL ist die Europäische Kommission die Verpflichtung eingegangen, Umweltqualitätsnormen für besonders wassergefährdende Stoffe und Maßnahmen zu deren Emissionsbegrenzung festzulegen (s. Art. 16 Abs. 6-8 WRRL). Am 17. Juli 2006 hat die Europäische Kommission einen Vorschlag für eine Tochterrichtlinie über „Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG“ vorgelegt (Europäische Kommission 2006c). Mit dieser Richtlinie sollen Qualitätsziele für die 33 in der WRRL aufgeführten prioritären Schadstoffe festgelegt werden (s. Tab. 7-6).

Tabelle 7-6

Vorschläge der Europäischen Kommission für Umweltqualitätsnormen prioritärer Schadstoffe

Stoffgruppe: 1: wichtige Eintragspfade 2: Hauptverursacher Stoff (CAS-Nummer)	**Qualitätsnorm für Binnenober-flächengewässer**	**Qualitätsnorm für sonstige Ober-flächengewässer**	**Qualitätsnorm für Binnenober-flächengewässer,**	**Qualitätsnorm für sonstige Ober-flächengewässer,**
	Jahresmittelwert [µg/l]		zulässige Maximalkonz. [µg/l]	
Pestizide: 1: Bodenerosion, Grundwasser 2: Landwirtschaft				
Alachlor (15972-60-8)	0,3	0,3	0,7	0,7
Atrazin (1912-24-9)	0,6	0,6	2,0	2,0
Chlorfenvinphos (470-90-6)	0,1	0,1	0,3	0,3
Chlorpyrifos (2921-88-2)	0,03	0,03	0,1	0,1
Diuron (330-54-1)	0,2	0,2	1,8	1,8
Endosulfan (115-29-7)	0,005	0,0005	0,01	0,004
Hexachlorcyclohexan (608-73-1)	0,02	0,002	0,04	0,02
Isoproturon (34123-59-6)	0,3	0,3	1,0	1,0
Simazin (122-34-9)	1	1	4	4
Trifluralin (1582-09-8)	0,03	0,03	n.a.	n.a.
Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK): 1: Erosion, Atmosphärische Deposition 2: Hausfeuerung, Industrieanlagen, Verkehr				
Anthracen (120-12-7)	0,1	0,1	0,4	0,4
Fluoranthen (206-44-0)	0,1	0,1	1	1
Naphthalin (91-20-3)	2,4	1,2	n.a.	n.a.
5 typische Vertreter der PAK	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Benzo(a)pyren (50-32-8)	0,05	0,05	0,1	0,1
Benzo(b)fluoranthen (205-99-2)	∑=0,03	∑=0,03	n.a.	n.a.
Benzo(k)fluoranthen (207-08-9)	∑=0,03	∑=0,03	n.a.	n.a.
Benzo(ghi)perylen (191-24-2)	∑=0,02	∑=0,02	n.a.	n.a.
Indeno(1,2,3-cd)pyren (193-39-5)	∑=0,02	∑=0,02	n.a.	n.a.
Schwermetalle und deren Verbindungen: 1: Erosion landwirtschaftlicher Flächen und urbaner Flächen sowie kommunale Abwässer 2: industrielle Verfahren und Verbrennungsprozesse, Strom- und Heizkraftwerke sowie Verbrennungsprozesse im Haushaltsbereich				

Cadmium u.-verbindungen (7440-43-9)	≤ 0,08 (Whkl. 1) 0,08 (Whkl. 2) 0,09 (Whkl. 3) 0,15 (Whkl. 4) 0,25 (Whkl. 5)	0,2	≤ 0,45 (Whkl. 1) 0,45 (Whkl. 2) 0,6 (Whkl. 3) 0,9 (Whkl. 4) 1,5 (Whkl. 5)	
Blei u. -verbindungen (7439-92-1)	7,2	7,2	n.a.	n.a.
Quecksilber u. -verbindungen (7439-97-6)	0,05	0,05	0,07	0,07
Nickel u. -verbindungen (7440-02-0)	20	20	n.a.	n.a.
Chlorierte Verbindungen: Lösemittel 1: Abwässer 2: Chemische Industrie, Metallverarbeitung				
1,2-Dichlorethan (107-06-2)	10	10	n.a.	n.a.
Dichlormethan (75-09-2)	20	20	n.a.	n.a.
Trichlormethan (67-66-3)	2,5	2,5	n.a.	n.a.
Chlorierte Verbindungen: vorw. Zwischenprodukte 1: Abwasser, Erosion und atmosphärische Deposition 2: Chlorchemie, Altlasten				
Hexachlorbenzol (118-74-1)0,01	0,01	0,01	0,05	0,05
Hexachlorbutadien (87-68-3)	0,1	0,1	0,6	0,6
Pentachlorbenzol (608-93-5)	0,007	0,0007	n.a.	n.a.
Trichlorbenzole (alle Isomere) (12002-48-1)	0,4	0,4	n.a.	n.a.
Sonstige Verbindungen 1:Abwässer, atmosphärische Deposition, Abrieb von Schiffsrümpfen 2: Straßenverkehr, Kunststoffherstellung und -verarbeitung, Anwendung von Produkten, Schifffahrt, Metallindustrie, Raffinerien				
Benzol (71-43-2)	10	8	50	50
Bis(2-ethylhexyl)-phthalat (DEHP) (117-81-7)	1,3	1,3	n.a.	n.a.
C_{10-13}-Chloralkane (85535-84-8)	0,4	0,4	1,4	1,4
Nonylphenol (25154-52-3)	0,3	0,3	2	2
Octylphenol (1806-26-4)	0,1	0,01	n.a.	n.a.
Pentabrom-diphenylether (32534-81-9)	0,0005	0,0002	n. a.	n. a.
Pentachlorphenol (87-86-5)	0,4	0,4	1	1
Tributylzinn-verbindungen (688-73-3)	0,0002	0,0002	0,0015	0,0015
Whkl. = Wasserhärteklasse n.a. = nicht anwendbar				
SRU/UG2008/Tab. 7-6; Datenquelle: Europäische Kommission 2006c				

Außerdem wurden Qualitätsnormen für acht sogenannte andere Schadstoffe vorgeschlagen (s. Tab. 7-7). Die Differenzierung zwischen prioritären Schadstoffen und anderen Schadstoffen in der Richtlinie ist weder verständlich noch begründbar. Deshalb sollten diese Schadstoffe ebenfalls in die Liste der prioritären Schadstoffe aufgenommen werden (Europäisches Parlament 2007a).

Tabelle 7-7

Vorschläge der Europäischen Kommission für Umweltqualitätsnormen für andere Schadstoffe

Stoffgruppe: 1: wichtige Eintragspfade 2: Hauptverursacher Stoff (CAS-Nummer)	**Qualitätsnorm für Binnenoberflächengewässer**	**Qualitätsnorm für sonstige Oberflächengewässer**	**Qualitätsnorm für Binnenoberflächengewässer,**	**Qualitätsnorm für sonstige Oberflächengewässer,**
	Jahresmittelwert [µg/l]		zulässige Maximalkonz. [µg/l]	
Pestizide: 1: Bodenerosion, Grundwasser 2: Landwirtschaft				
DDT insgesamt	0,025	0,025	n. a.	n. a.
Para-para-DDT	0,01	0,01	n. a.	n. a.
Aldrin (309-00-2) Dieldrin (60-57-1) Endrin (72-20-8) Isodrin (465-73-6)	∑=0,01	∑=0,005	n. a.	n. a.
Tetrachlorkohlenstoff (56-23-5)	12	12	n. a.	n. a.
Tetrachlorethylen (127-18-4)	10	10	n. a.	n. a.
Trichlorethylen (79-01-6)	10	10	n. a.	n. a.
n.a. = nicht anwendbar				
SRU/UG 2008/Tab. 7-7; Datenquelle: Europäische Kommission 2006c				

Die Liste für prioritäre Schadstoffe enthält bisher Pflanzenschutzmittel, Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Metalle und ihre Verbindungen sowie bestimmte Produkte und Nebenprodukte der chemischen Industrie. Dabei handelt es sich primär um sogenannte alte Schadstoffe, deren Problematik bereits seit Jahren bekannt ist. Nach der Entscheidung Nr. 2455/2001/EG soll die Liste schrittweise durch weitere wassergefährdende Stoffe ergänzt werden. Im Bericht des Europäischen Parlaments zum Richtlinienvorschlag wird die Erweiterung um Polychlorbiphenyle (PCB), Dioxine, Perfluoroctansulfonat (PFOS) und Tetrabrombisphenol A (TBBPA) vorgeschlagen. Des Weiteren wurden 28 weitere Stoffe genannt, wie zum Beispiel die beiden Arzneimittelwirkstoffe Diclofenac und Carbamazepin sowie Dibutylphthalat (DBP), die hinsichtlich einer Aufnahme in die Liste für prioritäre Schadstoffe überprüft werden sollten (Europäisches Parlament 2007a).

Darüber hinaus empfiehlt es sich, auch die bereits in die Liste aufgenommenen Schadstoffe zu überprüfen, insbesondere wenn deren Anwendung, wie das zum Beispiel für Atrazin und Simazin zutrifft, inzwischen weitgehend verboten ist. Dabei ist anzumerken, dass die beiden genannten weiterhin in verschiedenen Wasserkörpern nachgewiesen werden (s. a. Tz. 749). Die Klassifizierung von weiteren Stoffen als prioritäre Schadstoffe macht allerdings auch eine entsprechende Anpassung der Maßnahmenprogramme und Monitoringprogramme durch die Mitgliedstaaten erforderlich, einschließlich der damit verbundenen Bereitstellung dafür notwendiger Kapazitäten.

Prioritär gefährliche Stoffe

573. Mit dem Richtlinienvorschlag wurden von der Kommission ebenfalls 14 prioritäre Stoffe hinsichtlich einer möglichen Einstufung als prioritär gefährliche Stoffe überprüft. Dabei wurden aber nur zwei Stoffe entsprechend klassifiziert. Im Unterschied zu den prioritären Stoffen, für die nur Maßnahmen für eine schrittweise Reduzierung getroffen werden müssen, ist für prioritär gefährliche Stoffe eine Beendigung oder schrittweise Einstellung von Einleitung, Emissionen und Verlusten bis zum Jahr 2025 vorgesehen. Das Europäische Parlament vertritt die Meinung, dass mindestens die vorerst prioritär verbliebenen zwölf Schadstoffe Alachlor, Atrazin, Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP), Diuron, Blei und Bleiverbindungen, Naphthalin, Octylphenol (wie auch Para-tert-octylphenol), Pentachlorphenol (PCP), Simazin, Trichlorbenzole, Trifluralin, sowie verschiedene Insektizide (z. B. DDT) und Chlorkohlenwasserstoffe wegen ihres wassergefährdenden Potenzials zusätzlich als prioritär gefährlich eingestuft werden sollten. Dabei wird vom Parlament kritisiert, dass die Europäische Kommission sich in ihrer Entscheidung primär von politischen und weniger von wissenschaftlichen Argumenten hat leiten lassen und dass kein Abgleich mit den im Rahmen der internationalen Meeresschutzkonventionen (insb. OSPAR- und Helsinki-Übereinkommen) erarbeiteten Listen für besonders gefährliche Schadstoffe erfolgte (s. a. SRU 2004b, Tz. 297).

Umweltqualitätsnormen für Sedimente und Biota

574. Die vorgeschlagenen Qualitätsziele für prioritäre Schadstoffe beinhalten Jahresmittelwerte und Maximalkonzentrationen für die Zusammensetzung des Wassers der Oberflächengewässer. Für Sedimente wurden keine eigenen Umweltqualitätsnormen (UQN), für Biota nur hinsichtlich der Konzentrationen der drei Schadstoffe Hexachlorbenzol (UQN = 10 µg/kg), Hexachlorbutadien (UQN = 55 µg/kg) und Methylquecksilber (UQN = 20 µg/kg) festgelegt. Die Kommission verpflichtet die Mitgliedstaaten, dafür Sorge zu tragen, dass die Konzentrationen der prioritären Schadstoffe weder im Sediment noch in Biota weiter ansteigen und – soweit erforderlich – für diese Stoffe Umweltqualitätsnormen zu erarbeiten. Sowohl im Bericht des Parlamentes wie auch in der

Stellungnahme des Wissenschaftlichen Ausschusses für Toxikologie, Ökotoxikologie und Umwelt (SCTEE) wird vorgeschlagen, dass die Kommission selbst die Initiative ergreift und anhand der von den Mitgliedstaaten gemeldeten Berichte über die Überwachung prioritärer Schadstoffe in Sedimenten und Biota zusätzlich Vorschläge für Umweltqualitätsnormen für diese Medien festlegt (Europäische Kommission 2004).

Maßnahmen zur Emissionsbegrenzung

575. Ein primärer Kritikpunkt an der Tochterrichtlinie für prioritäre Schadstoffe ist die fehlende Festsetzung von Maßnahmen zur Begrenzung der Emissionen prioritärer Stoffe entgegen der Vorgabe der WRRL (s. Art. 16). Begründet hat die Kommission dies mit den seit dem Jahr 2000 verabschiedeten Rechtsakten der Gemeinschaft zur Minderung von Einträgen sowohl aus Punkt- als auch aus diffusen Quellen. Verwiesen wird in diesem Zusammenhang auf die neue Chemikalienverordnung (REACH), die Pestizidrichtlinie, die IVU-Richtlinie (Richtlinie 96/61/EG vom 24. September 1996 über die Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung) und verschiedene thematische Strategien (z. B. Meeresschutzstrategie). Dabei wird nicht berücksichtigt, dass einige dieser Rechtsakte bzw. Strategien noch nicht vollständig umgesetzt wurden.

Nach Ansicht der Kommission können weiter gehende Emissionsreduktionen, soweit überhaupt erforderlich, von den Mitgliedstaaten kostengünstiger als von der Gemeinschaft selbst durchgeführt werden. Von verschiedener Seite wird darauf hingewiesen, dass für einige der prioritären Schadstoffe die bestehenden europäischen Vorgaben unzureichend sind, um das langfristige Ziel der Beendigung der Einleitung zu erreichen (z. B. EWSA 2007). So ist zum Beispiel Nonylphenol in einigen Produkten wie Baumaterialien bisher völlig ungeregelt, in anderen Produkten ist eine Konzentration von bis zu 0,1 % weiterhin zulässig (EEB 2006).

Das Europäische Parlament übt ebenfalls Kritik an der fehlenden Festlegung von Maßnahmen zur Emissionsminderung und schlägt Änderungen an der Richtlinie vor. So sollte die Kommission die von den Mitgliedstaaten zu erstellenden Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne dahingehend überprüfen, inwieweit eine Zielerreichung mit den Programmen realistisch ist und ob weiter gehende Maßnahmen auf der europäischen Ebene erforderlich sind. Ist die Einhaltung der Qualitätsnormen nur durch ein Stoffverbot oder durch Verwendungsbeschränkungen möglich, sollten diese durch bestehende oder zu schaffende Rechtsakte umgesetzt werden (Europäisches Parlament 2007a). Außerdem solle die Kommission den Mitgliedstaaten Techniken zur Emissionsminderung vorschlagen, die diese bei Punktquellen anzuwenden haben.

Übergangszonen der Überschreitung

576. Als eine weitere Schwäche der Richtlinie wird die Option für die Mitgliedstaaten, sogenannte Übergangszonen der Überschreitung festzulegen (s. Art. 3), identifiziert (s. a. Europäisches Parlament 2007a). Innerhalb dieser Zonen dürfen aufgrund der Einleitung durch eine Punktquelle die Qualitätsnormen überschritten werden, dies darf allerdings nicht zu Überschreitungen im restlichen Oberflächengewässer führen. Als Ziel für diese Übergangszonen wurde nur festgelegt, dass deren Ausdehnung schrittweise reduziert werden muss. Wie die Übergangszonen in der Praxis einzurichten sind, ist nicht ausgeführt. Die Kommission hält sich allerdings die Option offen, dies zu präzisieren.

Genaue Vorgaben für die Ausweisung von Übergangszonen sind notwendig, um einen Missbrauch dieser Ausnahmeregelung zu vermeiden und eine einheitliche Vorgehensweise in den Mitgliedstaaten zu gewährleisten. Das Europäische Parlament spricht sich ebenfalls für eine Festlegung der Methodik durch die Kommission aus (Europäisches Parlament 2007a). Außerdem schlägt es vor, die Mitgliedstaaten zu verpflichten, Aktionspläne für die ausgewiesenen Übergangszonen zu erstellen und verbindlich festzulegen, dass in diesen bis spätestens 2018 die Umweltqualitätsnormen zu erreichen sind. Es muss auf jeden Fall die räumliche Ausdehnung derartiger Zonen begrenzt werden, um zu verhindern, dass in besonders problematischen Gewässerabschnitten die notwendigen Maßnahmen sowie die Zielerreichung hinausgezögert werden.

Bestandsaufnahme

577. Mit Art. 4 der Tochterrichtlinie werden die Mitgliedstaaten verpflichtet, für jedes Einzugsgebiet bzw. jeden Teil eines Einzugsgebietes in ihrem Hoheitsgebiet eine Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste zu erstellen und diese der Kommission bis Ende 2009 mitzuteilen. Die Europäische Kommission kann die Methode für die Erstellung dieser Bestandsaufnahme festlegen und hat sich verpflichtet bis 2025 zu überprüfen, ob die in den Bestandsaufnahmen erfassten Emissionen, Einleitungen und Verluste wie vorgesehen reduziert bzw. beendet wurden.

Zu Recht weist das EU-Parlament darauf hin, dass dieser Zeitplan nicht anspruchsvoll genug ist, und schlägt eine Zielüberprüfung bis zum Jahr 2012 und eine Zielerreichung bis 2015 vor. Wird bereits zu diesem frühen Zeitpunkt eine Zielverfehlung als wahrscheinlich angenommen, sei die Europäische Kommission gefordert, eigene Maßnahmen zu ergreifen. Außerdem sollten in Übereinstimmung mit den internationalen Übereinkommen zum Schutz der Meeresregionen die Konzentrationen natürlich vorkommender Stoffe bis zum Jahr 2020 auf Werte nahe der Hintergrundkonzentrationen reduziert werden (Europäisches Parlament 2007a).

Weitere Kritik an der Tochterrichtlinie

578. Der Entwurf für eine Tochterrichtlinie wurde unter anderem vom SCTEE kommentiert (Europäische Kommission 2004). Die verschiedenen Anregungen des Ausschusses wurden laut Kommission bei der Erarbeitung des endgültigen Richtlinienvorschlags soweit wie möglich berücksichtigt, ausgenommen folgender Aspekte: Aus Sicht des SCTEE gehören 1,2-Dichlorethan und Dichlormethan nicht in die Liste für prioritäre Schadstoffe und es sei nicht verständlich, weshalb für Lindan (Hexachlorcyclohexan) eine Umweltqualitätsnorm festgelegt wurde, obwohl die Anwendung dieses Pflanzenschutzmittels seit 2002 verboten ist. Der Ausschuss übte des weiteren Kritik an der Methodik für die Ableitung von Qualitätsnormen und wies auf die immer noch bestehenden Datenlücken hin. Insbesondere wurden der Umgang mit Untersuchungsergebnissen zur chronischen Wirkung und sogenannte Mehrarten-Tests (Mesokosmenstudien) kritisiert. Der SCTEE schlug vor, wenigstens die Datenlücken für die 33 prioritären Schadstoffe zu schließen, damit eine adäquate wissenschaftliche Grundlage für die Ableitung der Qualitätsnormen gegeben sei. Beispielsweise ist es aufgrund der bestehenden Unsicherheiten hinsichtlich der Transformation von anorganischem Quecksilber in Methylquecksilber und dessen Bioakkumulation in Fisch immer noch nicht möglich, Qualitätsnormen für Quecksilber im Wasser wissenschaftlich zu begründen. In diesem Fall steht der Schutz der Gesundheit an erster Stelle, da die Humanexposition gegenüber der organischen Form dieses Schwermetalls in Europa inzwischen Werte erreicht hat, die bei bis zu 5 % der Bevölkerung in Europa oberhalb der von der WHO ermittelten PTWI (provisional tolerable weekly intake – vorläufige tolerable wöchentliche Aufnahme) liegt (s. a. Tz. 774 ff.). Von dem Ausschuss wurde aus diesem Grund vorgeschlagen, in ähnlicher Weise wie von der amerikanischen Bundesumweltbehörde (U.S. EPA) praktiziert, einen Maximalwert für die Konzentration von Methylquecksilber in Fisch festzulegen, da die Humanexposition zu einem relevanten Anteil über den Verzehr von quecksilberbelasteten Fischen erfolgt. Vorgeschlagen wurde ein Wert von 0,5 mg/kg Fisch (essbare Teile).

Auffällig innerhalb der Richtlinie ist in diesem Zusammenhang, dass für die Metalle Blei, Nickel, Cadmium und Quecksilber Qualitätsstandards in Form von Konzentrationswerten für den gelösten Anteil in der Wassersäule vorgeschlagen werden, während es sich bei den Normen für alle sonstigen Schadstoffe immer um Konzentrationen in der gesamten Wassersäule (gelöster und nicht gelöster bzw. schwebstoffgebundener Anteil) handelt. Begründet wird dies innerhalb des Richtlinienvorschlages nicht. Dabei ist zu bedenken, dass der gelöste Anteil der Metalle im Gewässer von unterschiedlichen Faktoren wie dem pH-Wert und dem Schwebstoffanteil beeinflusst wird. Mit steigendem Angebot an abfiltrierbaren Stoffen in der Probe sinkt, bei gleich bleibender Gesamtbelastung, der Anteil an gelöst vorliegenden Metall-Ionen (BUSCH

et al. 2007). Dies muss bei der Festlegung von Umweltqualitätsnormen berücksichtigt werden, was aber bisher nicht vorgesehen ist.

7.3.4 Zusammenfassung und Empfehlungen

Umsetzung der WRRL

579. Die Analyse des Standes der Planung der Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme in den Bundesländern ergibt, dass in der ersten Phase im Wesentlichen bereits früher begonnene oder geplante Maßnahmen durchgeführt werden sollen. Neue Maßnahmen werden eher vereinzelt geplant. Insbesondere kommen Maßnahmen der Nitratreduktion in der Fläche bisher noch zu kurz. Aber auch Veränderungen der Gewässermorphologie treffen auf Schwierigkeiten, da es nicht immer einfach ist, die benötigten Flächen bereitzustellen. Die Kosten-Nutzenbetrachtung der Zielumsetzung fehlt noch nahezu völlig, so dass auch eine effiziente Maßnahmenallokation noch nicht gelingen kann. Die Bewirtschaftungspläne sollten

- ergänzte, umfassendere Maßnahmenpakete, insbesondere was die Eintragsreduktion sowie Renaturierungen der Gewässermorphologie anbelangt, enthalten;
- anstreben die Pläne, in enger Kooperation mit allen Umweltverwaltungen, in ein integriertes Gesamtkonzept der räumlichen Umweltentwicklung einzubetten, das Eingang in die Regional- und Bauleitplanung finden kann;
- die Einbeziehung der Akteure auf der Ebene der Teilflussgebietseinheiten fördern; dies darf jedoch nicht dazu führen, dass die Länder ihre Verantwortung für die Umsetzung der politischen Ziele der Wasserrahmenrichtlinie überwiegend auf diese Ebene delegieren;
- in Anlehnung an Methoden in UK und den Niederlanden sollten Kosten-Nutzen-Betrachtungen als Grundlage für Mittelbereitstellungen und eine effiziente Mittelverausgabung dienen.

Tochterrichtlinien der WRRL

580. Die Umsetzung der GrundwasserRL stellt noch eine große Herausforderung dar. Bisher sind keine ausreichenden Schritte dafür unternommen worden. So reichen die bisherigen Anordnungs- und Sanktionsmechanismen nicht aus, um den Forderungen der WRRL und GrundwasserRL zu genügen, genauso wie die novellierte Düngeverordnung (DüV). Eine Lösung stellt auch hier das Konzept des integrierten Gewässerschutzes dar (vgl. Tz. 581 ff.).

Der Vorschlag der Europäischen Kommission für eine Tochterrichtlinie zur Festsetzung von Qualitätsnormen prioritärer Schadstoffe ist als eine Schwächung der Vorgaben der

WRRL zu bewerten. Aus diesem Grunde empfiehlt der SRU der Bundesregierung, sich in der Diskussion um die Ausgestaltung dieser Tochterrichtlinie für eine Stärkung des Schutzes der Gewässer vor den Einträgen von besonders wassergefährdenden Schadstoffen einzusetzen und dabei folgende Punkte zu beachten:

- Die Vorgabe der vierjährlichen Evaluierung der Liste prioritärer Schadstoffe der WRRL sollte beachtet werden, um die Aufnahme weiterer Kandidaten und die Relevanz von Stoffen, die bereits in der Liste geführt werden, zu überprüfen und die festgesetzten Umweltqualitätsnormen dem aktuellen Stand der Wissenschaft anzupassen.
- Anhand der von den Mitgliedstaaten durchgeführten Überwachungen von prioritären Schadstoffen in Sedimenten und Biota sollte die Europäische Kommission Vorschläge für Umweltqualitätsnormen ableiten.
- Es empfiehlt sich, innerhalb der Richtlinie die Methode für die Ausweisung von Übergangszonen festzulegen. Dabei ist in der Präzisierung darauf zu achten, jeglichen Missbrauch dieser Ausnahmeregelung zu unterbinden. Außerdem sollten die Mitgliedstaaten verpflichtet werden, Aktionspläne für diese Übergangszonen zu erstellen, mit denen eine Zielerreichung in einer absehbaren Zeit (z. B. bis 2018) ermöglicht wird.
- Die durch die Mitgliedstaaten erstellten Bestandsaufnahmen der Emissionen, Einleitungen und Verluste sollten – wie vom Europäischen Parlament vorgeschlagen – bereits bis 2012 auf die Zielerreichung hin überprüft und soweit erforderlich, von der Europäischen Kommission Vorschläge für weitergehende Maßnahmen erarbeitet werden.
- Es empfiehlt sich, die bestehenden Datenlücken für die in der WRRL aufgeführten prioritären Schadstoffe so bald wie möglich zu schließen, um eine zufriedenstellende wissenschaftliche Grundlage für die Ableitung der Umweltqualitätsnormen zu gewährleisten.
- Außerdem bedürfen die Umweltqualitätsnormen für die Schwermetalle Cadmium und Quecksilber einer kritischen Überprüfung hinsichtlich des prioritären Schutzgutes – der Gesundheit des Menschen.

7.4 Integriertes Flussgebietsmanagement: Gewässerbewirtschaftung

581. Die vielfältigen ökologischen Verflechtungen und der Bedarf nach einem effektiven, multifunktionalen Schutz des Naturhaushaltes legen es nahe, Flusseinzugsgebiete nicht monofunktional in Bezug auf klassische wasserwirtschaftliche Aufgaben zu betrachten. Stattdessen hat sich in jüngerer Zeit die Idee eines integrierenden An-

satzes durchgesetzt, mit dessen Hilfe die Entwicklung und das Management von Wasser, Landschaft und allen damit verbundenen natürlichen Ressourcen in gemeinsamen Konzepten integriert werden soll (BMU o. J.; GWP 2004). Als wichtige Elemente solcher Konzepte werden die Multifunktionalität der Ziele und Maßnahmen sowie multidisziplinäre und partizipative Entscheidungsprozesse angeführt (LOUCKS 2000). Die EU hat in ihren jüngeren Richtlinien ebenfalls diesen integrierenden Ansatz verfolgt und zum Beispiel die WRRL 2000/60/EC nicht nur auf das Medium Wasser, sondern auf verschiedene Funktionen der Gewässerökosysteme sowie der Biodiversität als Maßstab für die anzustrebende Qualität und Quantität der Gewässer ausgerichtet.

Im Folgenden wird beschrieben,

- warum ein integrierender Managementansatz, der die ökologischen Verflechtungen und Nutzungen in Flussgebieten berücksichtigt, vorteilhaft ist;
- welche Voraussetzungen und Anforderungen die gewässerbezogenen EU-Richtlinien (WRRL, HochwasserRL) dafür geschaffen haben;
- welche Informationsvoraussetzungen und institutionellen Bedingungen in Deutschland gegeben sein müssten, um ein integriertes Flussgebietsmanagement zu ermöglichen und zu fördern, und welche Synergien durch einen koordinierten Instrumenteneinsatz erreicht werden können.

7.4.1 Gründe für ein integriertes Flussgebietsmanagement

582. Die vielfältigen Funktionen, die mit dem Wasser verbunden sind, können nicht allein durch einen monofunktionalen und auf die Gewässer beschränkten Managementansatz gewährleistet werden. Die Menge und Qualität von Grund- und Oberflächengewässern, das Überflutungsregime von Fließgewässern und die Wege des Wasserabflusses in der Landschaft sind Bestandteile des Naturhaushalts, die auch für den Arten- und Biotopschutz, die Erholung, die Landwirtschaft und den Klimaschutz von Bedeutung sind. So können zum Beispiel Maßnahmen zur Verbesserung der Wasseraufnahmekapazität von Böden und Vegetation einerseits Sturzfluten oder lokales Hochwasser vermindern und andererseits dem Erosionsschutz, der Biotopentwicklung und der Verschönerung der Landschaft dienen (SIEKER et al. 2007). Hochwasserschutzmaßnahmen in der Aue wie die Anlage von Poldern oder Deichbau beeinflussen immer auch die Landwirtschaft sowie die Biotopqualitäten, sei es in erwünschter oder in unerwünschter Weise (beispielhaft für den Rhein s. EVERS 2008; DISSE und ENGEL 2001). Die räumliche und zeitliche Trennung zwischen Eingriffen und den dadurch hervorgerufenen Wirkungen ist im Bereich des Wasserhaushalts zudem besonders ausgeprägt: Grundwasserentnahmen können mit zeitlicher Verzögerung das Verschwinden von benachbarten oder weiter entfernt liegenden Feucht-

gebietsbiozönosen bewirken; Entwaldung im Oberlauf eines Fließgewässers kann die Hochwasserspitzen eines Flusses im Unterlauf erhöhen; Düngemaßnahmen auf einer Hochebene über Kluftwasserleitern können die Quellen im Tal verschmutzen.

Diese ökosystemaren Verflechtungen (HASCH und JESSEL 2004; NNA 2007; s. Befragung in EVERS 2008, S. 54) erfordern ein multifunktionales Landschaftsmanagement (vgl. zur Integration des Hochwasserschutzes HENRICHFREISE 2003).

7.4.2 Anforderungen an ein angepasstes Management

583. Ein angepasstes Landschaftsmanagement sollte – soweit nach dem derzeitigen Kenntnisstand möglich – alle jeweils relevanten Funktionen und Prozesse des Naturhaushaltes im Auge behalten und Eingriffe sowie Entwicklungsmaßnahmen an der Multifunktionalität der Gewässer ausrichten. Maßnahmen zur Entwicklung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes für Trinkwassergewinnung oder den Hochwasserschutz sollen damit auch für andere Funktionen nutzbar gemacht bzw. mindestens möglichst konfliktfrei gestaltet und umgekehrt andere Nutzungen an die Belange des Gewässerschutzes angepasst werden. Zwangsläufig beinhaltet dies keine auf die Optimierung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes ausgerichtete „technokratische“ Planung, sondern den Ausgleich von auf den Naturhaushalt gerichteten Nutzungsinteressen untereinander und damit ein hohes Maß an Partizipation.

Der Anspruch eines integrierten Flussgebietsmanagements greift vor diesem Hintergrund derzeit sogar noch zu kurz. Er zielt zwar darauf ab, die Gewässerentwicklung möglichst konfliktfrei mit anderen Ansprüchen zu kombinieren. Ein Managementansatz, der sich ausschließlich auf die Gewässerentwicklung konzentriert, kann aber nur dann effizient funktionieren, wenn zeitgleich eine integrierende Planung die sektoral abgeleiteten Umwelthandlungserfordernisse zu Gewässern, Boden, Tieren, Pflanzen, Klima und Luft zusammenführt, untereinander abstimmt und mit den aktuellen Nutzungsinteressen abgleicht. Die räumliche Gesamtplanung kommt dieser Koordinations- und Entscheidungsfunktion derzeit nur eingeschränkt nach, da sie viele umweltfachplanerische Vorgaben – wie die wasserwirtschaftlichen Planungen, aber auch die NATURA 2000-Ausweisungen – nur noch übernehmen kann. Gleichzeitig fehlt es der Raumplanung auch an Sachkompetenzen, um die umweltinternen Konflikte zu erkennen und zu lösen. Vermutlich effizienter als dieses Vorgehen wäre demgegenüber eine von Anfang an multifunktional und multimedial ausgerichtete Umweltplanung, die primär unter Umweltschutzgesichtspunkten – aber auch unter Einbeziehung der Umsetzungsbedingungen und Nutzerwünsche – die gesamtplanerische Abwägung und die Umsetzung durch rechtliche Festsetzungen oder ökonomische Instrumente vorbereitet. Derzeit kommt die Landschaftsplanung diesem Anspruch noch am nächsten (HASCH und JESSEL 2004; KAISER 2007, S. 100). Als zweitbeste Lösung sollte an ein zukünftiges

Flussgebietsmanagement mindestens die Anforderung gestellt werden, bezüglich Datenhaltung, Planung und Umsetzung eine enge Koordination und Integration zwischen wasserwirtschaftlichen Planungen, den Planungen und Umsetzungsinstrumenten des Naturschutzes (EVERS 2008, S. 67) und der räumlichen Gesamtplanung herzustellen (KAPPET 2006). Ein konkreter Vorschlag zur Integration der Umweltziele nach WRRL und der Erhaltungs- und Entwicklungsziele nach der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) wurde von JESSEL (2006) erarbeitet und nach einem Beschluss der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung (LANA) und der LAWA den Ländern zur Anwendung empfohlen. Zur Vorbereitung der Umsetzung sollte bezüglich der Bereitstellung und Verteilung von Fördergeldern für die ländliche Entwicklung kooperiert werden. Die unterschiedliche Abgrenzung von Bezugsräumen der verschiedenen Planungen und Informationsgrundlagen (insbesondere in naturräumlichen oder politischen Grenzen) stellt kein echtes Hindernis für eine integrierte Planung dar, solange Verwaltungseinheiten so weit kooperieren, dass problembezogen abgegrenzte räumliche Darstellungen für die Entscheidung in den jeweils berührten politischen Grenzen aufbereitet werden können.

7.4.3 Situation des integrierten Managements

584. Im Vergleich zu den Anforderungen an ein integriertes Management deutet sich derzeit eine wenig effiziente Zersplitterung des Vorgehens im Zuge der beginnenden Erstellung der Maßnahmenprogramme nach WRRL an (s. a. KAPPET 2006). Parallele Planungen mit verschiedenen Schwerpunkten, erstellt durch unterschiedliche Verwaltungen, decken häufig die gleichen Flächen ab, ohne dabei Bezug aufeinander zu nehmen (Bestandserhebungen und Maßnahmenprogramme nach WRRL, die Landschaftsplanung, die räumliche Gesamtplanung und teilweise die integrierte ländliche Entwicklungsplanung). Im Falle der Erfassungs- und Überwachungssysteme können Synergieeffekte in der Datenerfassung und -pflege bzw. im Monitoring voraussichtlich nicht genutzt werden, da keine ausreichende Abstimmung mit dem Naturschutz stattfand. So zeichnet sich bei den Pilotprojekten zur Maßnahmenumsetzung eine mangelnde Integration und damit Effizienz ab. In Pilotstudien entwickelte Methoden (LBEG und Forschungszentrum Jülich o. J.) weisen deutliche Parallelen mit auf Landesebene eingeführten Methoden zu Boden und Wasser in der Landschaftsrahmenplanung auf (für Niedersachsen z. B. JUNGMANN 2004). Da kein Hinweis darauf gegeben wird, dass die zur Ableitung von Gebietskulissen erforderlichen Informationen mitunter auch den Landschaftsrahmenplänen entnommen werden können, ist zu erwarten, dass auch bei der landesweiten Umsetzung Arbeitsschritte unnötig doppelt durchgeführt werden. Im Pilotprojekt Hameln wurden zum Beispiel Daten zur Erosionsgefährdung und zum Oberflächenabfluss neu ermittelt, die in geeigneter Weise und ähnlichem räumlichen Auflösungsgrad bereits im vorliegenden Landschaftsrahmenplan enthalten sind. Die

Chancen auf Maßnahmensynergien und Effizienz des Mitteleinsatzes, die eine Zusammenführung der Ziele der WRRL mit dem breiteren Zielspektrum der Landschaftsplanung böten (KAISER 2007), werden so kaum genutzt. Beispielsweise verlangt die WRRL zwar eine Einbeziehung der Feuchtgebiete, doch setzt sie ausschließlich am Standortfaktor Wasser an, während die Landschaftsplanung das gesamte wasserabhängige Ökosystem betrachtet und auf dieser Grundlage multifunktionale Maßnahmen entwickelt (HASCH und JESSEL 2004; KAISER 2007), die aber bisher kaum Eingang in die wasserwirtschaftlichen Pläne finden. Sogar innerhalb der Gruppe wasserwirtschaftlicher Experten wird beklagt, dass eng miteinander verbundene Fragestellungen des Flussgebietsmanagements nach WRRL und des Hochwasserschutzes durch parallele und nicht integrierte Methodeneinsätze bzw. Modellanwendungen bearbeitet werden, obwohl vielfach die gleichen Parameter zu Grunde liegen (EVERS 2008). Im Gegensatz zu anderen europäischen Ländern, die zentralistisch an die Datenhaltung und -weitergabe herangehen, gibt es in Deutschland kein Konzept für ein kohärentes und zentral nach gleichen Kriterien geführtes Geodatenmanagement zu Gewässereinzugsgebieten und keine bundesweiten Standards für die Ausweisung von Überschwemmungsgebieten oder anderen empfindlichen Gebieten.

Nicht zuletzt ist ein von den Planungszielen des Gewässer- wie des Naturschutzes teilweise abgekoppelter Einsatz von Umsetzungsmitteln, namentlich im Falle der Agrarumweltmaßnahmen (s. Kap. 11.4), bezeichnend.

7.4.4 Beiträge der Wasserrahmenrichtlinie und der Hochwasserschutzrichtlinie zum integrierten Flussgebietsmanagement

585. Die Wasserrahmenrichtlinie (s. Kap. 7.3) hat einerseits sehr erfolgreich eine Ausweitung des Arbeits- und Betrachtungsspektrums in der Wasserwirtschaft initiiert. Andererseits wurde in der Richtlinie versäumt, eindeutig die Integration mit anderen umweltbezogenen Planungen, der räumlichen Gesamtplanung und den wesentlichen Umsetzungsinstrumenten der Agrarpolitik zu verlangen. Der Hochwasserschutz wurde in der WRRL nicht behandelt.

Ergänzend zur WRRL erfolgte eine Regelung des Hochwasserschutzes auf EU-Ebene erst durch eine, Ende November 2007 in Kraft getretene Richtlinie, die spezifisch auf den Hochwasserschutz gerichtet ist (RL 2007/60/EG über die Bewertung und das Management von Hochwasser – HochwasserRL). Danach müssen die Mitgliedstaaten gemäß Art. 4 HochwasserRL das Hochwasserrisiko auf der Ebene der Flussgebietseinheiten bis Ende 2011 vorläufig bewerten. Dies erfordert eine vorausschauende Analyse der Risiken für die auch Informationen zu den Auswirkungen von Klimaänderungen auf das Auftreten von Hochwasser relevant sind. Auf der Grundlage dieser

vorläufigen Bewertung bestimmen die Mitgliedstaaten gemäß Art. 5 HochwasserRL diejenigen Gebiete, in denen ein potenziell signifikantes Hochwasserrisiko besteht oder für wahrscheinlich gehalten werden kann. Für diese Gebiete sind dann wiederum nach Maßgabe des Art. 6 HochwasserRL bis Ende Dezember 2013 Hochwassergefahrenkarten und Hochwasserrisikokarten zu erarbeiten. In den Hochwassergefahrenkarten sind die Gebiete zu erfassen, in denen Hochwasserereignisse mit niedriger, mittlerer oder hoher Wahrscheinlichkeit auftreten können sowie Szenarien für Extremereignisse. Den Maßstab für die mittlere Eintrittswahrscheinlichkeit eines Hochwasserereignisses bildet dabei ein voraussichtliches Wiederkehrintervall von ≥ 100 Jahren. Hochwasserrisikokarten bilden die potenziell hochwasserbedingten nachteiligen Auswirkungen der in den Hochwassergefahrenkarten dargestellten Szenarien ab, so etwa die Anzahl der potenziell betroffenen Einwohner oder die Art der wirtschaftlichen Tätigkeiten in dem potenziell betroffenen Gebiet. Diese Karten bilden sodann die Grundlage für die Hochwasserrisikomanagementpläne, die die Mitgliedstaaten bis Dezember 2015 zu erstellen und zu veröffentlichen haben. In den Plänen sind insbesondere für die nach Art. 5 HochwasserRL bestimmten potenziell oder wahrscheinlich gefährdeten Gebiete angemessene Ziele für das Hochwasserrisikomanagement und Maßnahmen zum Erreichen dieser Ziele festzulegen. Die Pläne sind gemäß Art. 7 Abs. 2 HochwasserRL auf die Verringerung potenzieller hochwasserbedingter nachteiliger Folgen für die menschliche Gesundheit, die Umwelt, das Kulturerbe und wirtschaftliche Tätigkeiten zu richten. Sofern dies angebracht ist, soll der Schutz durch nicht-bauliche Maßnahmen der Hochwasservorsorge erreicht werden. Die dargestellten Maßnahmen zum Hochwasserschutz sollen zwischen den Mitgliedstaaten in Bezug auf internationale oder mehrere Mitgliedstaaten betreffende Flussgebietseinheiten grenzüberschreitend ausgearbeitet werden, um den Vernetzungen der Gewässer über nationale Grenzen hinweg Rechnung zu tragen.

Die HochwasserRL nimmt ausdrücklich Bezug auf die WRRL und die Abstimmung der Pläne nach beiden Richtlinien. In der nationalen Umsetzung dieser Richtlinien formulieren weder Bund noch Länder klare Anforderungen an die Integration mit anderen Umweltschutzplänen oder den Plänen der Raumordnung und Bauleitplanung. Auf der europäischen Ebene hätte in dieser Hinsicht lediglich ein genereller Hinweis in die Richtlinien aufgenommen werden können, da die europäischen Planungssysteme durch eine sehr große Vielfalt gekennzeichnet sind (LEE und HUGHES 1995). Die HochwasserRL setzt einen eindeutigen Schwerpunkt auf die Bewertung und Verminderung von Risiken durch Hochwässer. Maßnahmen sollen nicht Hochwässer generell vermindern, sondern dies in Abhängig von den zu erwartenden Folgen in den betroffenen Gebieten tun. Nicht behandelt werden dabei die erwünschten Überflutungen. Dieser Sachverhalt wird auch durch die WRRL nicht abgedeckt und muss durch den Naturschutz bei der in die Planung der Gewässer und ihrer Auen abgedeckt werden.

Auch hat die HochwasserRL nicht die gesamte Fläche und damit nicht die Gesamtheit der Ursachen für Veränderungen des Hochwasserregimes im Blick. Die Betrachtung wird vielmehr auf die Fließgewässer und deren Auen beschränkt. Demnach sind auch von der HochwasserRL keine weitgehenden Fortschritte im Sinne eines integrierten Landschaftsmanagements zu erwarten. Durch die zeitlich in großem Abstand von sieben Jahren erfolgte Verabschiedung der beiden Richtlinien hat die EU ferner dazu beigetragen, dass ein integriertes Flussgebietsmanagement mindestens in der Zusammenschau von Gewässerentwicklung und Hochwasserschutz behindert wurde. In der ersten Phase der Umsetzung der WRRL in Deutschland wurde trotz des inhaltlich engen Bezuges das Thema Hochwasser zunächst weitgehend ausgespart. Vielfach wurde eine enge Verknüpfung auch als „überkomplex“ angesehen und ein Abarbeiten in zeitlich aufeinanderfolgenden Schritten ausdrücklich von der Verwaltung präferiert (Tagung WRRL Berlin 2007, Anhörung SRU 11-07). Durch beide Richtlinien gefordert und in der Umsetzung weitgehend gelungen ist allerdings die Anforderung, ökologische Zusammenhänge über Verwaltungsgrenzen hinweg zu berücksichtigen und in Kooperation der Wasserwirtschaftverwaltungen unterschiedlicher Bundesländer abgestimmt vorzugehen. Es bleibt abzuwarten, ob die HochwasserRL mit ihrem eher prozessualen Steuerungsansatz ohne klare Umweltqualitätsziele die gleiche Umsetzungsdynamik erreichen kann wie die WRRL.

7.4.5 Hemmnisse durch die sektorale Organisation der Umweltverwaltung und Abgrenzung der Planungsräume

586. Die EU-Richtlinien verlangen zwar weder eine weiter gehende Ausfüllung eines Konzeptes des integrierten Naturhaushaltsmanagements noch mindestens eine enge Integration der bestehenden Planungen und Maßnahmen. Sie verhindern eine solche Integration auf der Basis einer gemeinsamen Datengrundlage sowie gekoppelter Methoden und Modelle aber auch nicht.

Die derzeitigen Strukturen und Traditionen der Umweltverwaltung (vgl. MOSS 2007) hemmen allerdings den effizienten Ansatz eines integrierten Managements. Die aus einer nutzungsbezogenen Verwaltung hervorgegangene Wasserwirtschaftsverwaltung hat zwar seit dem Jahre 2000 einen deutlichen Schwenk hin zu einer breiteren umweltbezogenen Ausrichtung vorgenommen. Auch die Anforderung nach Beteiligung der Bevölkerung hat die Wasserwirtschaftsverwaltung in sehr kurzer Zeit aufgenommen und umgesetzt. Zielbereiche wie der Arten- und Biotopschutz oder der Bodenschutz werden aber traditionell nicht als zum „eigenen“ Arbeitsbereich gehörig angesehen. Sie sind Sache der Naturschutzbehörden, mit denen man sich bisher nur zum Beispiel im Falle von Gewässerrenaturierungen abstimmen musste. Auch die Naturschutzverwaltungen scheinen derzeit nur geringe Anstrengungen unternehmen zu können, die

Grenzen der sektoralen Verwaltungseinheiten zu überwinden. Diese gerade im Föderalismus verbreitete Tradition einer „versäulten“ Verwaltung (vgl. SCHARPF et. al 1976, S. 48; POSSE 1986) steht insbesondere auf den oberen und mittleren Verwaltungsebenen einer gemeinsamen Nutzung von Informationsgrundlagen und gemeinsamen integrierten Planungen entgegen. Auf der kommunalen Ebene dürften die genannten Mechanismen weniger wirksam sein, da eine Trennung der Sektoren dort wenig ausgeprägt ist und auch die Umsetzung im Rahmen der Bauleitplanung eine Integration erfordert. Allerdings haben die Gemeinden in der Regel viele Zuständigkeiten für Unterhaltung und Ausbau von Gewässern an Wasserverbände abgegeben, die weniger querschnittsorientiert organisiert sind.

Bezüglich der Umsetzung ist die Wasserwirtschaftsverwaltung es zudem gewohnt, mit relativ umfangreichen eigenen Mitteln ihre Ziele eigenständig zu realisieren. Nicht eingeübt ist hingegen die Praxis, wasserbezogenen Zielen mit Hilfe der räumlichen Gesamtplanung Rechtskraft zu verleihen oder diese umzusetzen. Um für die Entlastung der Gewässer nun auf größeren, empfindlichen Flächen den Stickstoffeinsatz in der Landwirtschaft zu reduzieren und Grünlandumbruch zu verhindern, wäre es notwendig – möglichst gemeinsam mit dem Naturschutz – ausreichende Fördermittel aus den Programmen zur Entwicklung des ländlichen Raumes bereitzustellen und zielgerichtet zu verwenden. Darüber hinaus sind entsprechende natur- und wasserschutzrechtliche Instrumente gezielt multifunktional einzusetzen. Die Landwirte, die ehemals „Kunden“ der Wasserwirtschaft waren, verwandeln sich dabei zum Teil in Kontrahenten, die davon überzeugt werden müssen an Extensivierungsmaßnahmen teilzunehmen. Mit dieser Rolle und dem unter den derzeitigen Förderbedingungen (s. Tz. 995) deutlichen Missverhältnis zwischen notwendigem Personaleinsatz und erzielten Ergebnissen hat die Naturschutzverwaltung bereits umfangreiche Erfahrungen gemacht. Da die Wasserwirtschaft effizientes „top down“-Arbeiten gewohnt ist, wird die neue Rolle ungern angenommen und Maßnahmen außerhalb des Gewässers bzw. der Auen werden entsprechend zögernd angegangen.

Eine Sonderrolle spielt die Verwaltung der Bundeswasserstraßen, die dem BMVBS untersteht. Sie agiert mit eigenen Zielen an den gleichen Gewässern wie die für Hochwasserschutz, Wasserwirtschaft und Naturschutz zuständigen Landesbehörden. Die Zieldisparitäten im Falle von Eingriffen in die Gewässer werden im Rahmen der förmlichen Zulassungsverfahren und den angeschlossenen Umweltprüfungen behandelt.

7.4.6 Zusammenfassung und Empfehlungen

587. Die vielfältigen ökologischen und funktionalen Verflechtungen in Flusseinzugsgebieten machen ein integriertes Landschaftsmanagement in besonderem Maße notwendig. Durch eine integrierte Planung, die auf multifunktionale Maß-

nahmen setzt und gegebenenfalls aus einer Weiterentwicklung der Landschaftsplanung entstehen könnte, sowie durch einen koordinierten Instrumenteneinsatz können Konflikte minimiert, Synergien gefördert und ein effizienter Mitteleinsatz erreicht werden. Derzeit stehen insbesondere die „versäulten“ Behördenstrukturen einem solchen Ansatz entgegen. Folgende Maßnahmen können den Weg zu einer besseren Integration ebnen.

Nationale gesetzliche Umsetzung der Hochwasserschutzrichtlinie

588. Die Umsetzung der HochwasserRL in nationales Recht sollte die Bedingungen für eine integrierte Planung in den Flussauen schaffen. Dazu sollten die Bezüge insbesondere zu den Planungen und Umsetzungsinstrumenten des Naturschutzes und der Raumordnung hergestellt werden. Der Hochwasserschutz in kleineren Flusseinzugsgebieten sollte ferner auch Maßnahmen außerhalb der Auen einbeziehen. Er sollte überdies in den Maßnahmenprogrammen und Bewirtschaftungsplänen nach WRRL berücksichtigt werden.

Gemeinsames Umweltinformationssystem

589. Zur Verbesserung von Integrationsmöglichkeiten in der Praxis sollte als erster Schritt eine einheitliche Datenbereitstellung für Wasser, Boden, Arten und Biotope sowie räumliche Klimadaten nach gemeinsamen Parametern und Maßstäben auf den verschiedenen handlungsrelevanten Maßstabsebenen von der internationalen bis zur lokalen Ebene vorangetrieben werden. Dieses Umweltinformationssystem sollte durch Methodenbanken nach dem Vorbild der bundesweit akzeptierten Methodenbank des niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS) ergänzt werden. Konzepte und Maßnahmen des Gewässerschutzes, des Arten- und Biotopschutzes und des flächenbezogenen Klimaschutzes sollten einerseits darauf aufbauen und andererseits die neugewonnenen Informationen dort wieder einspeisen.

Engere Verbindung von Wasser- und Naturschutzverwaltung

590. Ohne weitere aufgabenbezogene Verbindungen kann die derzeitige Verwaltungsstruktur mit einem klar getrennten Gewässer- und Naturschutz dem integrierten Ansatz nicht gerecht werden. Durch die Einrichtung gemeinsamer Planungsstäbe sollten die auf diese Informationsgrundlagen zurückgreifenden Planungen der Wasserwirtschaft und des Naturschutzes auf der staatlichen Ebene, also auf Landes- und Kreisebene, miteinander verbunden werden. Auch eine Zusammenfassung geeigneter umweltschutzorientierter Teile der Wasserwirtschaft mit der Naturschutzverwaltung (einschließlich des Themenbereiches Boden) kann die Integration verbessern. Bezüglich der Verbindung von den Maßnahmenprogrammen nach der WRRL

und den Managementplänen nach der FFH-RL sollten die Vorschläge von JESSEL (2006) zur Anwendung kommen.

Synergien durch integrierte Planungen und gemeinsame Nutzung von Umsetzungsinstrumenten

591. Die Ausnutzung von Synergien erleichtert die Abstimmung von Planungen und trägt dazu bei, ein auf die Bedürfnisse und die Sprache der Raumordnung angepasstes Konzept zu liefern. Dieses wäre umweltintern vorabgestimmt und würde den verbleibenden raumordnerischen Entscheidungs- und Handlungsbedarf konzentriert aufzeigen. Schon derzeit sollten verstärkt die Landschaftsplanung auf den unterschiedlichen Planungsebenen sowie Pflege- und Entwicklungspläne für Naturschutz- und insbesondere FFH-Gebiete zur Integration der Ziele des Naturschutzes, der WRRL und des Hochwasserschutzes eingesetzt werden (HÜBNER 2007). Zu beachten sind dabei allerdings die unterschiedlichen Begrifflichkeiten und Leitbilder von Landschaftsplanung und WRRL (KAISER 2007), eine Schwierigkeit, die aber überwindbar scheint (s. von HAAREN 2007). Bei allen Endstadium- (Klimax-) Biotopen verfolgen die EU-Richtlinien gleiche Ziele, in Bezug auf kulturhistorisch entstandene Lebensräume hingegen können die Ziele differieren (HÜBNER 2007). Handelt es sich um FFH-Gebiete, besitzen die Ziele des Naturschutzes Vorrang (Art. 4 WRRL). Gleiches sollte auch gelten, wenn europäisch geschützte Arten außerhalb von Schutzgebieten vorkommen (HÜBNER 2007). In jedem Fall sollten die Ziele in Absprache zwischen den beiden Fachverwaltungen erarbeitet werden. Im Rahmen der Erarbeitung von gemeinsamen Planungen außerhalb von NATURA 2000-Gebieten sollte der Naturschutz das Redynamisierungspotenzial und die Entwicklung natürlicher Lebensräume in Flussauen verstärkt berücksichtigen (HÜBNER 2007), um Synergien mit den Zielen der WRRL, aber auch der HochwasserRL so weit wie möglich zu nutzen.

Die Bündelung von Gewässer- und Naturschutz könnte des Weiteren das Gewicht der gemeinsamen Belange zum Beispiel bei Fragen der Verteilung von Fördergeldern zur Entwicklung des ländlichen Raumes stärken. Auch die Rechtsinstrumente des Naturschutzes können für die Umsetzung der Ziele eines integrierten Flussgebietsmanagements bzw. der WRRL und der HochwasserRL eingesetzt werden. Die Eingriffsregelung bezieht sich auch auf die Funktionen des Schutzgutes „Wasser“ im Naturhaushalt und entsprechende Kompensationsmaßnahmen sollten in Übereinstimmung mit einem integrierten Flussgebietsmanagementkonzept konzipiert werden (KAISER 2007). Das Instrument der FFH-Verträglichkeitsprüfung und der dazugehörige landschaftsplanerische Fachbeitrag weisen hingegen nur eine teilweise Kongruenz mit dem Feuchtgebietsschutz durch die WRRL auf (ebd.). Grund dafür ist, dass im Anh. I der FFH-RL viele der für den Naturschutz bedeutsamen Feuchtlebensräume – unverständlicherweise – fehlen, von der WRRL jedoch abgedeckt werden (ebd.). Insbesondere die sehr

schutzwürdigen Lebensraumtypen nasser und nährstoffreicher Standorte wie Bruch- und Sumpfwälder und Nassgrünland sollten deshalb auf lange Sicht in der FFH-RL ergänzt werden, um die Kongruenz der Instrumente zu verbessern.

Eine Abstimmung der Maßnahmen ist bis auf die Ebene der Gewässerunterhaltungsmaßnahmen durch Wasserverbände notwendig (s. a. KRANEFORD 2007).

Schließlich sollte auch im Bereich des FFH- und WRRL-Monitorings eine möglichst weitgehende Abstimmung erfolgen.

7.5 Meeresumweltschutz

592. Trotz eines stetig wachsenden Interesses sowohl der Öffentlichkeit als auch der Politik an Themen, die den Schutz und die Nutzung der Meere betreffen und die sich unter anderem in verschiedenen aktuellen politischen Initiativen widerspiegeln, sind bedeutsame Fortschritte für die Erhaltung der Meereslebensräume noch nicht erkennbar. Die Meere werden weiterhin durch eine Vielzahl von anthropogenen Einflüssen belastet.

Die menschlichen Aktivitäten in den Meeresräumen führen zu direkten Veränderungen der Lebensräume, mechanischen Schädigungen an den Ökosystemen, dem Eintrag von Nähr- und Schadstoffen sowie Müll, der Verschleppung gebietsfremder Arten und Verlärmung. Hinzu kommt der anthropogene Klimawandel, der sich auf die Wassertemperatur, den Meeresspiegel und den ph-Wert der Meere auswirkt. Oftmals wirken diese Belastungsfaktoren additiv auf die Lebensgemeinschaften. Zu den Folgen anthropogener Belastungen gehören beispielsweise, dass die Ostsee wahrscheinlich langfristig eutrophiert bleiben wird. Besonders betroffen von der Eutrophierung sind aber ebenso die küstennahen Gewässer der Nordsee. Etwa 30 % der Bestände der wichtigsten Nutzfischarten im Nordostatlantik liegen außerhalb sicherer biologischer Grenzen, für die Mehrzahl der Bestände ist deren Status unbekannt. Weiterhin verenden Seevögel, marine Säuger und sonstige Arten in erheblichem Umfang in Stellnetzen. Die Stellnetzfischerei ist insbesondere eine ernsthafte Bedrohung für die Schweinswalpopulation in der Ostsee. In der Nordsee stellen die Fischereiaktivitäten den Hauptfaktor für den Rückgang der Biodiversität und Veränderungen der Ökosysteme dar. Viele Organismen am Ende der marinen Nahrungskette sind mit persistenten organischen Schadstoffen und Schwermetallen in der Form belastet, dass langfristige Wirkungen auf der Populationsebene nicht ausgeschlossen werden können. Die Öl-Kontaminationen in den Meeresgewässern fordern weiterhin große Opfer unter den Seevögeln (ICES 2003; BSH 2005; SRU 2004b).

Für den Rückgang der Biodiversität bzw. die Degradation der marinen Ökosysteme und die Veränderung der Meeresstrukturen sind insbesondere die Fischerei, die Schifffahrt, die Öl- und Gasförderung verantwortlich. Hinzu kommen landbasierte

Tätigkeiten in Form der landwirtschaftlichen und industriellen Produktion und punktuelle Eingriffe wie die Kies- und Sandentnahme oder Küstenschutzmaßnahmen. Weitere Eingriffe in den Meeresräumen, wie zum Beispiel die Nutzung regenerativer Energien, sind absehbar.

7.5.1 Strategien und rechtliche Grundlagen

7.5.1.1 Die Notwendigkeit für ein starkes europäisches Meeresschutzkonzept

593. Für die Lösung der zum Teil sehr komplexen Probleme, die den Schutz der Meere betreffen, ist dringend ein europäisches Handlungskonzept erforderlich (SRU 2003b; 2004b). Aus diesem Grunde ist es sehr begrüßenswert, dass sich die EU mit dem 6. Umweltaktionsprogramm verpflichtet hat eine europäische Meeresschutzstrategie zu entwickeln, für die im Juli 2005 von der Europäischen Kommission ein Vorschlag vorgelegt wurde (Europäische Kommission 2005c).

Ein Großteil der Belastungen unserer Meere wird sowohl durch verschiedene nationale wie auch europäische Sektorpolitiken und Initiativen beeinflusst. Beispielsweise gelten Landwirtschaft und Fischerei auch nach der Einschätzung der Europäischen Kommission für einige Meeresgebiete als die wichtigsten Verursacher von Umweltschäden. Dabei werden sowohl die Landwirtschafts- als auch die Fischereipolitik primär durch europäische und nur sekundär durch nationale Vorgaben gestaltet. Aus diesem Grunde besteht die dringende Notwendigkeit für ein übergreifendes und integrierendes Schutzkonzept, welches sowohl auf der nationalen wie auf der europäischen Ebene ansetzt. Ebenso ist es erforderlich, die teilweise recht weitreichenden Arbeiten unter den internationalen Konventionen zum Schutz der Meeresregionen – wie zum Beispiel OSPAR und Helsinki-Konvention – in diesen Prozess einzubeziehen. Immerhin sind sowohl die Europäische Gemeinschaft als auch ihre Mitgliedstaaten Vertragspartner dieser internationalen Übereinkommen zum Schutz der Meere und damit an die Vorgaben dieser Vereinbarungen gebunden (SALOMON und KROHN 2006).

Außerdem besteht die dringende Notwendigkeit einer Anknüpfung an das bestehende Umweltrecht wie beispielsweise die Wasserrahmen-, die Nitrat- und die Kommunalabwasser-Richtlinie, die alle dem Schutz des Inland-Süßwassers dienen und somit auch den Meeresumweltschutz betreffen, allerdings nicht explizit auf diesen ausgerichtet sind.

Bedauerlicherweise wurde ein derartiger übergreifender und integrierender Ansatz mit dem Vorschlag der Europäischen Kommission für eine Meeres(schutz)strategie und deren rechtliche Umsetzung in Form der Meeresstrategie-RL nicht geliefert. So reduzierte sich der Vorschlag auf ein Konzept, in dem die Verantwortung für die Lösung der

zum Teil vielschichtigen und komplexen Probleme des Meeresschutzes alleine den Mitgliedstaaten obliegt. Im Kommissionsvorschlag für eine Meeresstrategie-RL war vorgesehen, dass die Mitgliedstaaten nach einem festgesetzten Zeitplan eigene nationale Schutzstrategien erarbeiten und umsetzen. Dies sollte in Kooperation mit anderen Anrainerstaaten, soweit möglich auch unter Einbeziehung nichteuropäischer Staaten, erfolgen. Die Europäische Kommission wollte sich eine Evaluation der Konzepte vorbehalten. Festgelegt wurde das Ziel, bis zum Jahr 2021 einen guten Umweltzustand in den europäischen Meeren zu erreichen. Der Zeitplan zur Umsetzung der Meeresstrategie-RL wurde vom SRU als zu wenig ambitioniert und inkonsistent bewertet (SRU 2006a). So bleibt den Mitgliedstaaten Zeit bis zum Jahr 2018, um Maßnahmenprogramme zum Schutz der Meere umzusetzen. Anschließend soll dann innerhalb von drei Jahren ein guter Umweltzustand in den europäischen Meeren erzielt werden. Eine Zielerreichung innerhalb von drei Jahren ist unter der Prämisse, dass ambitionierte Ziele festgelegt werden, unrealistisch. Außerdem empfiehlt es sich, Zwischenziele zu vereinbaren, damit die Maßnahmenprogramme bereits frühzeitig hinsichtlich ihrer Wirksamkeit evaluiert werden.

Die Definition der eigentlichen Ziele der Strategie beziehungsweise des guten Umweltzustandes wurde ebenfalls den Mitgliedstaaten überlassen, wobei die Europäische Kommission die für diesen Prozess erforderlichen Kriterien und Standards liefern will. Hier besteht das Risiko, dass einige Mitgliedstaaten entweder sehr vage oder sehr schwache Ziele definieren und dass für aneinandergrenzende Meeresgebiete unterschiedliche Definitionen des guten Umweltzustandes festgelegt werden. Hier ist die Europäische Kommission gefordert, innerhalb der Richtlinie bereits festzulegen, welcher Zustand in den europäischen Meeren angestrebt werden soll. Den Mitgliedstaaten sollte lediglich die Ausdifferenzierung dieser Zielsetzungen obliegen.

Insgesamt wurde vom SRU dringend eine Nachbesserung dieses weitgehend unzulänglichen Handlungskonzeptes insbesondere in folgenden Punkten empfohlen (SRU 2006a):

- eine Integration des Meeresschutzes in die relevanten gemeinschaftlichen Sektorpolitiken insbesondere die Gemeinsame Agrarpolitik (GAP), die Gemeinsame Fischereipolitik (GFP) und die Verkehrspolitik,
- eine Anpassung des bestehenden EU-Umweltrechts an die Erfordernisse des Meeresumweltschutzes (insbesondere WRRL und Nitrat-RL) und eine verbesserte Koordination der rechtlichen Instrumente zum Schutz der Meere untereinander und mit den Sektorpolitiken,
- eine explizitere Integration der bereits vereinbarten Ziele und Maßnahmen der internationalen Konventionen und der dort erarbeiteten Programme in die europäische Meeresschutzstrategie sowie

- die Erarbeitung eines realistischen Zeitplanes einschließlich notwendiger Zwischenziele, mit dem es gelingt bis 2021 einen guten Umweltstatus in den europäischen Meeren zu erreichen.

Der Kommissionsvorschlag für eine europäische Meeresschutzstrategie wurde im Europäischen Parlament und Rat kontrovers diskutiert (Europäisches Parlament 2006; Rat der Europäischen Union 2007). Am 30. November 2007 haben sich Rat und Parlament auf eine gemeinsame Position zur Meeresstrategie-RL geeinigt (s. a. Europäische Kommission 2008a). Danach wurden zahlreiche Änderungen an der Richtlinie von beiden Seiten akzeptiert. So enthält die verabschiedete Richtlinie den Hinweis, dass sie dazu beitragen will, Umweltaspekte in alle relevanten Sektorpolitiken einschließlich der GFP zu integrieren. Wie dieses Ziel in der Praxis umgesetzt werden soll, bleibt allerdings offen. Weitergehende Modifikationen betreffen den Hinweis, die Richtlinie auf die Küstengewässer bis zur seeseitigen Grenze der 12-Seemeilenzone auszuweiten, soweit bestimmte Aspekte, die den Umweltstatus dieser Meeresgebiete betreffen, nicht durch die WRRL abgedeckt werden. Außerdem wurde die Verlärmung der Meere als Belastung anerkannt und die Mitgliedstaaten haben bei der Umsetzung ihrer Maßnahmen das Vorsorge- und das Verursacherprinzip zu berücksichtigen. Bei der Erstellung von Maßnahmenprogrammen einschließlich der Risikobewertung und den einzurichtenden Monitoringprogrammen sollen die Anrainerstaaten einer Meeresregion bzw. Unterregion miteinander kooperieren und die Methodik des Monitorings aufeinander abstimmen. Praktische Änderungen betreffen den Zeitplan zur Umsetzung der Maßnahmenprogramme, die bereits im Jahr 2015 erstellt und 2016 implementiert werden sollen. Der gute Umweltzustand ist dann bereits im Jahr 2020 und nicht erst 2021 zu erzielen. Damit ist dieser Zeitplan etwas ambitionierter als der ursprünglich vorgesehene. Es verbleiben somit vier Jahre von der Umsetzung der Maßnahmenprogramme bis zur Zielerreichung, was allerdings weiterhin ein viel zu kurzer Zeitrahmen ist, um ambitionierte Ziele zu erreichen. Als eine Aufweichung der Richtlinie kann der Hinweis gedeutet werden, der auf Vorschlag des Europäischen Rates aufgenommen wurde, dass die Mitgliedstaaten nicht gezwungen sind, Aktivitäten zu ergreifen in dem Fall, dass keine Bedrohung der Meeresumwelt vorliegt oder wenn die Kosten für Maßnahmen unverhältnismäßig hoch sind im Verhältnis zu den bestehenden Risiken. Entgegen des Vorschlags des Europäischen Parlamentes, der eine Präzisierung der Ziele vorsah, wurden die Definitionen des guten Umweltzustandes in der Richtlinie nur geringfügig weiter ausgeführt. Der Vorschlag des Europäischen Parlamentes, den HELCOM-Aktionsplan zum Schutz der Ostsee als Pilotprojekt zur Umsetzung der Strategie fest in der Richtlinie zu verankern, wurde bedauerlicherweise fallengelassen.

Insgesamt handelt es sich bei den Änderungen um wenig substanzielle Nachbesserungen an der Meeresstrategie-Richtlinie, die primär Formulierungen und weniger die

praktische Umsetzung betreffen. Einzige Maßnahme, zu welcher die Mitgliedstaaten in der Richtlinie verpflichtet werden, ist die Umsetzung eines Schutzgebietsnetzes in den Meeren entsprechend den Vorgaben der FFH- und Vogelschutz-RL. Somit bleiben auch mit diesem Kompromiss zwischen dem Europäischen Rat und dem Parlament Maßnahmen auf der europäischen Ebene zum Schutz der Meere weitestgehend ausgeklammert.

7.5.1.2 Das Grünbuch für eine europäische Meerespolitik

594. Im Juni 2006 hat die Europäische Kommission ein Grünbuch für „die zukünftige Meerespolitik der Europäischen Union: Eine europäische Vision für Ozeane und Meere“ veröffentlicht (Europäische Kommission 2006a). Ziel des Grünbuchs war es, einen Diskussionsprozess über die Ausgestaltung der die Meere betreffenden Politiken zu initiieren. Diese politische Initiative soll zu einer Ausbalancierung der wirtschaftlichen, sozialen und ökologischen Interessen in der Meerespolitik beitragen. Die fünf zentralen Kapitel im Grünbuch beschäftigen sich mit der Nutzung der Meere, der Lebensqualität in den Küstenregionen, Instrumenten für den Umgang mit den Meeren, der politischen Steuerung und dem europäischen maritimen Erbe beziehungsweise der maritimen Identität. Wichtige, im Grünbuch thematisierte Wirtschaftssektoren, die auf die Meere zugreifen und stark unter dem Einfluss europäischer Politiken stehen, sind der Bereich Schifffahrt und Hafenwirtschaft, Fischerei, Tourismus und Energienutzung. Die Landwirtschaft wird dagegen nicht genannt. Eine große Herausforderung der zukünftigen europäischen Meerespolitik, die von der Europäischen Kommission identifiziert wurde, ist der anthropogene CO_2-Ausstoß mit seiner klimaverändernden und die meeresversauernden Wirkung.

595. Ein wesentlicher Grund, warum die Kommission Bedarf für einen neuen politischen Ansatz in der Meerespolitik sieht, ist die fehlende Integration dieser medienbezogenen Sektorpolitiken. Bisher werden in Europa die Belange der Meere in unterschiedlichen Sektorpolitiken behandelt. Als Folge davon sieht die Europäische Kommission die Gefahr von ungelösten Interessenskonflikten, dem Ergreifen konvergierender Maßnahmen in den verschiedenen Politikfeldern und eine unzureichende Ausnutzung bestehender Synergien. Um diesem Defizit zu begegnen, soll über die Schaffung einer gemeinsamen Vision für eine maritime Identität die Kooperation und Koordination zwischen den politischen Sektoren, aber auch mit den verschiedenen Interessengruppen verbessert werden. Zweifelsohne ist eine stärkere Integration der die Meere betreffenden Politiken dringend erforderlich. Mit der europäischen Meeresschutzstrategie war ein derartiger Ansatz intendiert, wurde dann aber leider nicht umgesetzt. Ein Grund hierfür kann durchaus sein, dass die Meeresschutzstrategie allein auf Initiative der Generaldirektion Umwelt ins Leben gerufen wurde, die sich nicht in der Lage sah, mit einem übergreifenden Ansatz gestalterisch in andere Sektorpolitiken einzugreifen.

An der Erarbeitung des Grünbuches für eine europäische Meerespolitik hingegen waren sieben Generaldirektionen beteiligt, was vielleicht zu einer stärkeren Kohärenz und Kooperation zwischen den verschiedenen Politiksektoren beiträgt.

Was durchaus hoffnungsvoll anklingt im Grünbuch ist der Wille, „in den mit der europäischen Meerespolitik angestrebten holistischen Ansatz auch die Erkenntnis einfließen zu lassen, dass es nur möglich ist, von den Ressourcen der Meere zu profitieren, solange diese nicht durch erhebliche Belastungen und den zunehmenden technologischen Fähigkeiten sie auszubeuten, bedroht werden“. Der beschleunigte Rückgang der Biodiversität aufgrund von Schadstoffbelastungen, Klimawandel und Überfischung wird von der Europäischen Kommission als warnendes Signal, das nicht ignoriert werden darf, identifiziert. Allerdings wird dann im Grünbuch in Bezug auf die Lösung der Umweltprobleme lediglich auf die unzureichende Meeresschutzstrategie verwiesen, welche die sogenannte Umweltsäule der zukünftigen europäischen Meerespolitik darstellen soll.

596. Innerhalb des Grünbuches wird auch auf den Wert der marinen Ökosysteme eingegangen. Danach ist der Erhalt einer möglichst intakten Meeresumwelt eine grundlegende Voraussetzung, um dauerhaft vom Potenzial der Meere zu profitieren. Ein von Umweltschutzverbänden zu Recht genannter Kritikpunkt am Grünbuch ist die sehr deutliche Fokussierung der Meerespolitik auf die wirtschaftliche Nutzung der marinen Ressourcen (s. a. Greenpeace 2007; Seas At Risk 2007). Sie berücksichtigt nicht ausreichend, dass der Wert der marinen Ökosysteme über deren direkten wirtschaftlichen Nutzen hinausgeht. Aus gutem Grund wurde im Übereinkommen über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity – CBD) festgehalten, dass der Wert der Biodiversität neben den Nutzungsaspekten auch deren Bedeutung für die Evolution und für die Bewahrung der lebenserhaltenden Systeme der Biosphäre einschließt. Innerhalb der zukünftigen europäischen Meerespolitik sollten diese Aspekte Berücksichtigung finden. Als Vertragsunterzeichner der CBD hat sich die EU bereits verpflichtet, deren Ziele in den eigenen Politiken umzusetzen. Im Grünbuch wurde dagegen nur das EU-Ziel, den Rückgang der Biodiversität bis 2010 aufzuhalten, erwähnt. Darin wird ein multilaterales Übereinkommen zum Schutz der biologischen Vielfalt des Meeres für die Verfügbarkeit möglichst vielfältiger Ressourcen für die „blaue Biotechnologie“ als notwendig erachtet. Dabei stand wiederum der Nutzungsaspekt im Vordergrund, auf die Zielsetzungen der CBD wurde dagegen nicht verwiesen.

Das primäre – von der Europäischen Kommission – genannte Ziel einer zukünftigen europäischen Meerespolitik ist die Umsetzung der Lissabon-Strategie. Damit liegt der Fokus zweifelsfrei auf wirtschaftlicher Ausnutzung in den Meeres- bzw. Küstenräumen und nicht auf umweltpolitischen Fragestellungen.

597. Nach einer einjährigen Konsultationsphase, in der sich sämtliche Betroffene und Interessierte zum Grünbuch äußern konnten, veröffentlichte die Europäische Kommission am 10. Oktober 2007 eine Mitteilung für eine integrierte Meerespolitik für die Europäische Union (Blaubuch; Europäische Kommission 2006a). Mit diesem Blaubuch verpflichtet sich die Europäische Kommission zu verschiedenen Aktivitäten. So sind für die Umsetzung einer integrierten Meerespolitik folgende Maßnahmen vorgesehen:

- die Mitgliedstaaten werden aufgefordert, eigene nationale integrierte Meerespolitiken zu erarbeiten und
- es soll eine Struktur errichtet werden, die eine regelmäßige Konsultation von Stakeholdern an der weiteren Erarbeitung der Meerespolitik gewährleistet.

Außerdem sollen folgende Instrumente für eine integrierte Politikgestaltung geschaffen werden:

- ein international einheitliches Schifffahrtsüberwachungssystem,
- Leitlinien für die Mitgliedstaaten zur Entwicklung nationaler maritimer Raumplanungen und
- ein europäisches maritimes Beobachtungs- und Datennetzwerk.

Des Weiteren ist vorgesehen:

- einen Vorschlag für die Umsetzung eines europäischen Seeverkehrsraumes und für eine Seeverkehrsstrategie zu erarbeiten,
- mit einem neuem Konzept die europäische Hafenpolitik auszugestalten und
- Vorschläge zur Reduzierung der Luftverschmutzung durch die Seeschifffahrt vorzulegen und entsprechende internationale Bemühungen aktiv zu unterstützen.

Die Europäische Kommission will sich energisch für eine Beendigung von Rückwürfen in der Fischerei und die Verwendung umweltschädigender Fangtechniken einsetzen, den illegalen, unregulierten bzw. nicht gemeldeten Fischfang unterbinden und sich für die Entwicklung einer umweltgerechten Aquakultur einsetzen.

Im Jahr 2008 soll eine Strategie für die europäische meereswissenschaftliche und -technische Forschung vorgelegt werden.

Außerdem will die Europäische Kommission die verschiedenen in der Planung befindlichen Tourismusinitiativen fördern und die abgeschiedenen Regionen bei der Nutzung ihres maritimen Potenzials finanziell unterstützen.

Die meisten Aktionen, zu denen sich die Europäische Kommission im Blaubuch verpflichtet, sind nicht völlig neu, sondern beruhen auf bereits in der Planung befindlichen Initiativen. Das betrifft insbesondere die Maßnahmen zur Schifffahrt und zur Fischerei

(s. a. Tz. 602 ff.). Neu dagegen ist in erster Linie die Aufforderung an die Mitgliedstaaten, eigene nationale Konzepte für eine integrierte Meerespolitik auf den Weg zu bringen. Prinzipiell sind die einzelnen Initiativen der Europäischen Kommission begrüßenswert. Unklar bleibt aber weiterhin, wie das hochgesteckte Ziel der Europäischen Kommission, mehr Integration zwischen den verschiedenen europäischen Sektorpolitiken umzusetzen, erreicht werden kann. Um die Sektorpolitiken zur stärkeren Kohärenz zu bewegen, wäre die Festsetzung von gemeinsamen Zielen, beispielsweise in Form von verbindlichen Leitlinien für eine nachhaltige Bewirtschaftung der Meere, erforderlich. Eine derartige Zielsetzung fehlt innerhalb des Blaubuches und ist für den weiteren Prozess nicht vorgesehen.

598. Ebenfalls ist es bedauerlich, dass wesentliche Herausforderungen für eine zukünftige nachhaltige Entwicklung der Meere weder im Grün- noch im Blaubuch angesprochen werden. Das betrifft zum Beispiel die Ausgestaltung einer nachhaltigen Fischereipolitik und den damit verbundenen Abbau der Überkapazitäten in der europäischen Fischereiflotte sowie die Festlegung vorsorgeorientierter Fangmengen, trotz einer für diese Sektorpolitik schon vorhandenen, sehr weitgehenden Analyse mit Maßnahmenvorschlägen in Form eines Grünbuches zur Fischereipolitik (s. a. Tz. 602).

Anzumerken ist weiterhin, dass der Vergleich von Grünbuch und Blaubuch den Eindruck erweckt, dass der Konsultationsprozess keinerlei neue Anstöße für die Ausgestaltung einer europäischen Meerespolitik erbracht hat bzw. diese nicht aufgegriffen wurden. Eine Kritik am Grünbuch war beispielsweise die fehlende Berücksichtung der Nutzung der Meere als Senke für Stoffe durch landbasierte Emittenten. Hier wäre es zum Beispiel dringend erforderlich, die GAP in die maritime Politik mit einzubeziehen, da die Landwirtschaft mit den Einträgen von Nährstoffen und Pestiziden maßgeblich an der Belastung der Meere beteiligt ist. Dieses Defizit wird mit dem Blaubuch nicht behoben.

599. Nicht nur für die Wahrung der Spitzenposition in Wissenschaft und Technologie, sondern auch für den Schutz der Meere sind Forschung und Innovation wichtige Bestandteile. In den beiden Initiativen der Europäischen Kommission – im Grünbuch sowie in der Meeresschutzstrategie – wird darauf hingewiesen, dass wissensbasierte politische Entscheidungen eine wichtige Säule der zukünftigen europäischen Meerespolitik darstellen sollen. In dem Vorschlag für ein 7. EU-Forschungsrahmenprogramm (FP7) wurden verschiedene prioritäre Forschungsthemen identifiziert. Bedauerlicherweise enthält dieses Programm keinen eigenen Raum für die Meeresforschung, trotz der beiden genannten Initiativen. Für ein ernst gemeintes, nachhaltiges Management der Meeresräume ist eine breite Wissensbasis unerlässlich. Mit dem Blaubuch verpflichtet sich die Europäische Kommission immerhin, im Jahr 2008 ein entsprechendes Forschungsprogramm vorzulegen.

600. Insgesamt ist es zwar positiv zu bewerten, dass mit dem Grünbuch die Diskussion um die nachhaltige Nutzung der Meere und um mehr Integration der verschiedenen Sektorpolitiken, die die Meere betreffen, neu belebt wurde. Das Ergebnis des Diskussionsprozesses mündet aber in einen Aktionsplan, mit dem die genannten Ziele nicht realisiert werden können. Deshalb ist dringend eine Nachsteuerung innerhalb der verschiedenen Sektorpolitiken erforderlich und es müssen für alle Politiken verbindliche Ziele für eine nachhaltige Entwicklung der Meeresräume erarbeitet und verabschiedet werden.

7.5.2 Wesentliche Handlungsfelder

601. Neben der Meeresschutzstrategie wurden in den letzten Jahren weitere europäische Initiativen, die einem stärkeren Meeresschutz dienen sollen, auf den Weg gebracht. Zu nennen sind insbesondere Maßnahmen zum Schutz der Meere vor Verunreinigungen durch die Seeschifffahrt und Eingriffe durch die Fischerei. Diese Aktivitäten sind grundsätzlich begrüßenswert. Dabei ist allerdings auffällig, dass zentrale Herausforderungen im europäischen Meeresschutz, die strukturelle Veränderungen in den verantwortlichen Politikfeldern erfordern, dagegen bisher nicht in Angriff genommen werden. Das betrifft insbesondere weitergehende Reformen der Gemeinsamen Fischereipolitik (GFP) und der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) (SRU 2004b). Auch im Grünbuch bzw. dessen Fortführung in Form einer Mitteilung für eine europäische Meerespolitik bleiben diese zentralen Aspekte ausgeklammert. Im Folgenden wird auf wesentliche, innerhalb der europäischen Meerespolitik umzusetzende Maßnahmen eingegangen, die dazu beitragen sollen, eine langfristig umweltschonende und somit nachhaltige Nutzung der Meere zu gewährleisten.

7.5.2.1 Fischerei

Problemlage

602. Die Fischerei gehört zu den maritimen Wirtschaftssektoren, die direkt auf die biologischen Ressourcen der Meere zugreifen. Die drei zentralen Umweltprobleme, die durch diesen Wirtschaftszweig verursacht werden, sind die Überfischung der Bestände, der Beifang von Nicht-Zielarten und Jungfischen sowie die Schädigung der Lebensräume durch die Fischereiaktivitäten – beispielsweise die Zerstörung der Bodenfauna und -flora durch Grundschleppnetze (SRU 2004b).

Ein zentraler Grund, warum es bisher nicht gelungen ist, die europäische Fischerei in nachhaltige Bahnen zu lenken, ist eine immer noch durch kurzfristig sozioökonomische und Interessen dominierte Politikausrichtung. Eine Abkehr von dieser Politik ist trotz zahlreicher warnender Hinweise und verschiedener Initiativen für einen Richtungs-

wechsel nicht erkennbar. Die Europäische Kommission hat selbst eine Studie zur Bewertung der europäischen Fischereipolitik in Auftrag gegeben, in der die Verfehlungen hinsichtlich einer nachhaltigen Bewirtschaftung zusammengefasst wurden (bisher unveröffentlicht). Die bestehenden Defizite in der GFP sind insbesondere deshalb unverständlich, da mit dem bestehenden Missmanagementsystem nicht nur Umweltschäden verursacht, sondern auch Arbeitsplätze vernichtet und die langfristige Nutzung dieser überaus wertvollen natürlichen Ressourcen gefährdet wird. Nachhaltig bewirtschaftete Bestände können höhere Erträge erbringen als dies mit heruntergewirtschafteten Beständen der Fall ist (SRU 2002; 2004b).

Derzeit ist es offen, ob sich die bedrohten Fischbestände, selbst nach einer vollständigen Beendigung der Fischerei, in kurzer Zeit erholen würden. Faktoren, die gegen eine schnelle Erholung sprechen, sind die Besetzung der frei gewordenen ökologischen Nischen durch andere Arten oder auch die klimatischen Veränderungen.

Fischereimanagement

603. Es bedarf dringend eines Managementkonzeptes für die europäische Fischerei, mit dem es gelingt, dass die Fischer den Zustand der Bestände in stärkerem Maße in ihr wirtschaftliches Kalkül einbeziehen. Vielversprechend, um dieses Ziel zu erreichen, ist die flexiblere Ausgestaltung der Fangrechte in Form von exklusiven räumlichen Verfügungsrechten (TURFs = territorial user rights in fisheries) oder handelbaren Fischereiquoten (ITQs = individual tranferable quotas) (HENTRICH und SALOMON 2006; SRU 2004b). Die Vergabe von TURFs eignet sich insbesondere für die Bewirtschaftung immobiler Fischbestände oder sonstiger Fangarten, was oftmals auf die küstennahe Fischerei zutrifft. Den natürlichen Bedingungen entsprechend ist ein stärker regionalisiertes, gruppenbasiertes Management dem System handelbarer Verfügungsrechte vorzuziehen. Dagegen eignet sich für die Offshore-Fischerei auf wandernde Fischbestände in stärkerem Maße die Vergabe von ITQs. Notwendig ist auf jeden Fall eine europaweite Harmonisierung des Quotenmanagementsystems. Auch für diese Regulierungsalternativen ist eine Fangmengenfestsetzung unbedingt notwendig, dies aber, im Gegensatz zur bisherigen Praxis, ausschließlich auf der Basis wissenschaftlicher Empfehlungen, die biologische und ökonomische Parameter berücksichtigen sollten. Da es aufgrund der hohen natürlichen Variabilität nicht möglich ist, sichere Aussagen über die Bestandsentwicklung zu treffen, muss der Vorsorgeansatz hierbei sehr ernst genommen werden. Dies sollte insbesondere auch bei Diskussionen um den höchstmöglichen Dauerertrag (Maximum Sustainable Yield), ein Konzept zum Bestandsmanagement, auf das sich die Mitgliedstaaten in Johannesburg geeinigt haben, berücksichtigt werden. Die Europäische Kommission plant derzeit dieses Konzept (Europäische Kommission 2006b), welches den Vorsorgeansatz nicht ausreichend berücksichtigt und alleine deshalb als Maßstab für die Bewirtschaftung der

Bestände ungeeignet ist, umzusetzen (KELL und FROMENTIN 2006). Weitere wichtige Kritikpunkte an diesem nicht neuen Konzept sind die oftmals schlechte Datenbasis hinsichtlich der Anlandungen und des Rückwurfs, auf die sich das Bestandsmanagement stützt und die Betrachtung lediglich einer Art, womit ökosystemare Zusammenhänge völlig ausgeklammert bleiben (GRÖGER 2007). Beispielsweise werden Räuber-Beute-Beziehungen zwischen verschiedenen bewirtschafteten Arten bzw. Beständen nicht in der Planung berücksichtigt. Letztlich erlaubt dieses Konzept zwar Fangmengen, die theoretisch einen Bestandserhalt gewährleisten, das optimale Verhältnis von Fangaufwand und Fangmenge wird dabei jedoch überschritten (ENDRES und QUERNER 2000).

Dringend erforderlich ist ein Abbau der Überkapazitäten innerhalb der europäischen Fischerei, insbesondere in den Sektoren, in denen der Druck auf die einzelnen Fischbestände zu hoch ist. Dafür notwendig ist an erster Stelle ein Abbau sämtlicher Subventionen, die auch nur indirekt zur Überkapazität der Fischereiflotte beitragen oder sich ansonsten kontraproduktiv auf ein nachhaltiges Fischereimanagement auswirken (s. SRU 2004b, Tz. 248 ff.).

Neben den genannten strukturellen Änderungen sind auch kurzfristige einschneidende Maßnahmen, wie die Schließung bestimmter Fischereien, notwendig, um weiteren Schaden abzuwenden. Dringend erforderlich sind Wiederaufbauprogramme für heruntergewirtschaftete Bestände, um auch eine zukünftige Nutzung dieser Ressourcen zu gewährleisten. Hinsichtlich von Sofortmaßnahmen zum Schutz der Fischbestände und der marinen Ökosysteme sollten der Europäischen Kommission wesentlich mehr „Vollzugskompetenzen“ eingeräumt werden (s. a. SRU 2004b, Tz. 265 ff.). Mit einer langsamen Umsteuerung in Richtung einer nachhaltigen Fischerei, wie im Grünbuch vorgeschlagen, wird die Zahl der Bestände und Lebensräume, für die Maßnahmen zu spät kommen, nur weiter erhöht.

Illegale Fischereiaktivitäten

604. Die illegale Fischerei trägt ebenfalls zur Ausbeutung der Bestände bei. Noch immer werden große Mengen illegal gefangener Fische, die auch aus europäischen Gewässern stammen, in Häfen der Gemeinschaft angelandet (CLOVER 2005). Ein Beispiel hierfür sind die erheblichen, nicht offiziell gemeldeten Anlandungen von Dorsch aus der Ostsee (ICES 2007). Hier ist die Europäische Kommission aufgefordert, Maßnahmen zu ergreifen, da die Kontrollmechanismen der Mitgliedstaaten oftmals versagen und die Aufdeckung illegaler Aktivitäten kaum Konsequenzen hat. Auch die Europäische Kommission sieht bei der Durchsetzung der im Rahmen der GFP geltenden Vorschriften zum Schutz vor illegalen Fischereiaktivitäten noch Defizite (Europäische Kommission 2007e). Ebenfalls unzureichend, um abschreckend zu wir-

ken, sei das Strafmaß, welches bei schweren Verstößen gegen das Fischereirecht verhängt wird. Nach Aussage der Europäischen Kommission bleiben EU-Bürger, die an illegalen Fischereiaktivitäten außerhalb der EU beteiligt sind, bisher weitgehend unbehelligt. Um die genannten Defizite zu beheben, hat die Europäische Kommission am 17. Oktober 2007 einen Vorschlag für eine Verordnung des Rates über ein Gemeinschaftssystem zur Verhinderung, Bekämpfung und Unterbindung der illegalen, nicht gemeldeten und unregulierten (IUU-)Fischerei vorgelegt (Europäische Kommission 2007f). Zu den im Vorschlag genannten Maßnahmen gehören zum Beispiel:

- die Erstellung einer Gemeinschaftsliste von IUU-Schiffen aus Drittländern,
- die Auflistung von Drittstaaten, die zur Bekämpfung der illegalen Fischerei nicht mit der EU kooperieren,
- die Vorgabe an die Mitgliedstaaten, 15 % der Fischereifahrzeuge aus Drittländern, die europäische Häfen anlaufen, zu inspizieren,
- IUU-Schiffen aus Drittländern das Einlaufen in europäische Häfen – mit Ausnahme von höherer Gewalt – zu verbieten,
- das Verbot der Einfuhr von Fischereierzeugnissen in die Gemeinschaft, bei denen keine im Einklang mit dieser Verordnung validierte und überprüfte Fangbescheinigung vorliegt und
- die Festlegung von Sanktionen gegenüber Fischereifahrzeugen der Gemeinschaft bzw. Staatsangehörigen, die für IUU-Tätigkeiten verantwortlich sind.

Der Verordnungsvorschlag ist mit Sicherheit ein wichtiger Schritt, um die illegale Fischerei zu bekämpfen. Er dient aber ausschließlich der Bekämpfung illegaler Fischereiaktivitäten außerhalb europäischer Gewässer. Was aber weiterhin fehlt, ist eine kritische Analyse der europäischen Politik im Umgang mit der IUU-Fischerei in den eigenen Gewässern. Hier scheint ein erhebliches Vollzugsdefizit vorzuliegen, da diese Aktivitäten ebenfalls immer noch unzureichend verfolgt werden. Auf jeden Fall ist es erforderlich, dass die Europäische Kommission ihre Verantwortung ernst nimmt und auf die Einhaltung bestehender rechtlicher Vorgaben durch die Mitgliedstaaten achtet. Auch zur Lösung des Problems der illegalen Fischerei ist es erforderlich, die Überkapazitäten in der europäischen Fischereiflotte abzubauen.

Schutzgebiete

605. Des Weiteren sind in der Fischerei Maßnahmen erforderlich, die die mittelbar betroffenen Arten und Lebensräume schützen. Dabei hat die Schaffung eines Schutzgebietsnetzes, wie es unter anderem die FFH- und die Vogelschutz-RL vorsehen, in dem die Fischerei stark eingeschränkt oder ganz verboten wird, eine besondere Bedeutung (s. a. SRU 2004b). Deutschland ist inzwischen seinen Verpflichtungen nach-

gekommen und hat im Mai 2004 zehn Schutzgebiete innerhalb der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) zur Erfüllung der Vorgaben der genannten Richtlinien und zur Schaffung eines NATURA 2000-Schutzgebietnetzes an die Europäische Kommission gemeldet (BMU 2005b). Außerdem sollten die Aktivitäten zum Schutz besonders sensibler Ökosysteme, die außerhalb der europäischen Gewässer liegen, wie beispielsweise Tiefseeberge, Kaltwasserkorallen und unterseeische Hydrothermalquellen intensiviert werden. Die europäische Kommission hat sich in der Mitteilung „über destruktive Praktiken der Hochseefischerei und den Schutz empfindlicher Tiefseeökosysteme“ dazu verpflichtet, bis spätestens Ende 2008 einen Richtlinienvorschlag vorzulegen, welcher unter europäischer Flagge operierende Fischereifahrzeuge zu bestimmten Schutzauflagen für sensible oder besonders wertvolle Tiefseeökosysteme verpflichtet (Europäische Kommission 2007d). Zu den vorgeschlagenen Maßnahmen gehört unter anderem eine Umweltverträglichkeitsprüfung der Fischereiaktivitäten in der Tiefsee, eine Verbesserung der Erforschung von gefährdeten Tiefseelebensräumen sowie die Sperrung von besonders wertvollen Tiefseeökosystemen und Tiefen unterhalb von 1000 m für jegliche Grundschleppnetzfischerei. Die Richtlinie soll aber nur für Fahrzeuge gelten, die außerhalb von durch regionale Fischereibewirtschaftungsorganisationen (RFMO) geregelten Gebieten der Fischerei nachgehen. Diese Einschränkung ist nur sinnvoll, wenn die RFMO in der Lage sind, einen adäquaten Schutz der genannten Ökosysteme zu gewährleisten, was derzeit zweifelhaft ist.

Rückwurf und Überwachung

606. Des Weiteren empfiehlt es sich, ernsthaft über ein generelles Rückwurfverbot nachzudenken. Ein Rückwurfverbot besagt nichts anderes, als dass die Fischer verpflichtet werden, ihren gesamten Fang, einschließlich des nicht oder wenig lukrativen Anteils des Fangs, anzulanden. Damit wird ein stärkerer Anreiz gesetzt, die Fangpraxis und -technik zu optimieren, um die Menge an unerwünschter Biomasse im Netz, wie Jungfische und Nicht-Zielarten, zu minimieren. Alleine mit Vorschriften zum Einsatz schonender Fischereitechnik und zur Fangpraxis konnte dieses Problem bisher nicht in den Griff bekommen werden. Die Europäische Kommission denkt derzeit über eine schrittweise Einführung eines Rückwurfverbots über die Festlegung von zulässigen Rückwurfquoten, die stetig abgesenkt werden sollen, nach (Europäische Kommission 2007b). Weitere angedachte Maßnahmen betreffen die Schließung von Fanggebieten in Echtzeit, sobald in diesen große Mengen an Beifängen von Jungfischen gemeldet werden, die Weiterentwicklung der Fangtechniken in Kooperation mit den Regionalen Beiräten (RAC) und die Anrechnung des Beifangs auf die Fangquoten.

In Norwegen wurde bereits ein Rückwurfverbot verhängt. Dafür notwendig ist allerdings ein strenges Fischereikontrollsystem. In der kanadischen Fischerei wird zu diesem

Zweck Anbord-Kameratechnik eingesetzt (JONES und BIXBY 2003). Aber nicht nur um den Beifang, sondern auch um mittelbare Beeinträchtigungen der Lebensräume durch Fischereiaktivitäten – wie beispielsweise die Schädigung von Bodenökosystemen durch Grundschleppnetze – zu mindern, sollten entsprechende Vorgaben und Anreize für den Einsatz von umweltschonender Technik gesetzt werden.

Marikultur

607. In der Diskussion um die Fischereiprobleme wird an verschiedener Stelle wie auch im Grünbuch auf das Potenzial der marinen Aquakultur (Marikultur) hingewiesen, die helfen könne, die wachsende Nachfrage an Meerestieren zu decken (Europäische Kommission 2006a). Die Marikultur kann die Fischerei aber nicht vollständig ersetzen, da auch in der Zukunft nur bestimmte Produkte auf diesem Wege wirtschaftlich erzeugt werden können. Außerdem sind Meeresgebiete wie die Nordsee aufgrund der dort vorherrschenden Wind- und Wellenverhältnisse bisher nur eingeschränkt für Aquakulturbetriebe von Interesse. Die Ausweitung der Marikultur ist zudem mit Belastungen für die Meere durch den Eintrag von Nähr- und Schadstoffen verbunden. Aber nicht nur die genannte Umweltproblematik, sondern auch der zunehmende Konkurrenzdruck um Raum in den Küstengebieten müssen dabei gelöst werden.

Kontrovers diskutiert wird in diesem Zusammenhang auch die Industriefischerei, die ausschließlich der Herstellung von Fischmehl und -öl dient, welche zu einem hohen Anteil zu Fischfutter für die Fischzucht verarbeitet werden. Hierfür werden oftmals Fischarten genutzt, die nicht als Speisefisch vermarktet werden können. Die Frage, ob eine derartige Fischereipraxis aus Umweltgesichtpunkten vertretbar ist, muss von Fall zu Fall entschieden werden. Es ist aber in jedem Falle überlegenswert, ob sich angelandete Beifänge für die Fischmehlherstellung nutzen lassen. Dadurch könnte auf die Industriefischerei mit Eingriffen in die Meeresumwelt, wie dem Abfischen von Jungfischen und der Störung der Nahrungsnetze, verzichtet werden (SRU 2002; 2004b).

7.5.2.2 Die Seeschifffahrt

608. Der Transport von Gütern auf dem Seeweg gilt, insbesondere hinsichtlich des CO_2-Ausstoßes je Mg Transportgut pro km, als umweltschonender im Vergleich zu dem auf der Straße oder in der Luft. Dies ist aber keine Rechtfertigung dafür, den Belastungen durch diesen Wirtschaftszweig weniger Aufmerksamkeit zu widmen als anderen Verursachern. Dies betrifft insbesondere die immer noch praktizierte illegale Einleitung von Ölrückständen und die Müllentsorgung, Emissionen von Stickstoffoxid, Schwefel, Feinstaub und CO_2 sowie Verlärmung und die unfallbedingte Freisetzung von Schadstoffen. Zwar sind inzwischen Maßnahmen sowohl auf europäischer wie internationaler Ebene getroffen worden, diese sind aber entweder unzureichend für die

Gewährleistung eines hohen Schutzniveaus oder es mangelt an ihrer rechtlichen Umsetzung (SRU 2004b).

Kontrolle

609. Eine wichtige vorsorgende Maßnahme, um die Umweltauswirkungen zu mindern, sind verbesserte Kontrollen zur Überwachung der einschlägigen Vorschriften. Es muss gewährleistet werden, dass in allen europäischen Häfen die vorgeschriebenen Kontrollen durchgeführt werden und Auffangeinrichtungen für Betriebs- und Ladungsrückstände sowie Müll verfügbar sind. Dabei scheint die Bereitstellung derartiger Anlagen alleine noch nicht ausreichend zu sein, sondern es sollten die Hafengebühren möglichst so ausgestaltet werden, dass diese Einrichtungen auch genutzt werden bzw. deren Nutzung nicht zu finanziellen Belastungen führt, denen mittels Verklappung auf See ausgewichen werden kann. Mit den Inspektionen in den Häfen müssen außerdem die Öl- und Schiffstagebücher kontrolliert werden und es ist notwendig, die Sanktionen für die illegale Verklappung von Abfällen so auszugestalten, dass sie abschreckend wirken (SRU 2004b).

Schiffsemissionen

610. Den atmosphärischen Emissionen der Schifffahrt wurde im Gegensatz zu denen anderer Emittentengruppen bisher wenig Aufmerksamkeit zuteil. Berechnungen zufolge werden die NO_2-Emissionen aus diesem Sektor die der landbasierten Quellen im Jahr 2020 übersteigen, wenn keine weiteren Maßnahmen ergriffen werden (Europäische Kommission 2005a). In einigen Hafenstädten wie Travemünde und Hamburg ist die Luftbelastung durch die Schifffahrt inzwischen ein ernsthaftes Problem der Luftreinhaltung geworden (KALLI et al. 2005). Ein erster Schritt zur Belastungsminderung wäre die Festlegung von ambitionierten Grenzwerten für Stickstoffoxidemissionen und für den Schwefelgehalt im Treibstoff, die in allen europäischen Meeresgewässern gelten. Nach der Anlage VI des MARPOL-Übereinkommens (Internationales Übereinkommen von 1973 zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch Schiffe) dürfen nur Schiffstreibstoffe verwendet werden, die einen Schwefelgehalt von nicht mehr als 4,5 % aufweisen. Außerdem können sogenannte SO_2-Emissionsüberwachungsgebiete (SECA – Sulphur emission control areas) ausgewiesen werden, in denen ein maximaler Schwefelgehalt von 1,5 % im Treibstoff zulässig ist. Inzwischen wurden Nord- und Ostsee als solche SECA ausgewiesen und seit August 2007 beziehungsweise Mai 2006 gilt dort der niedrigere Grenzwert für den Schwefelgehalt. Dringend erforderlich wäre eine weitere Ausdehnung dieser SECA auf sämtliche europäische Gewässer und eine weitere Absenkung des Grenzwertes (s. a. BMVBS 2007b). Außerdem ist für dieses Jahr eine Überarbeitung des MARPOL-Übereinkommens vorgesehen, die dazu

genutzt werden sollte, international einen Wechsel in der Seeschifffahrt vom Einsatz von Schweröl als Treibstoff hin zu schwefelarmem Schiffsdiesel voranzubringen.

Nach der Richtlinie 2005/33/EG zur „Änderung der Richtlinie 1999/32/EG hinsichtlich des Schwefelgehalts von Schiffskraftstoffen“ dürfen ab 2010 während der Liegezeit in europäischen Häfen nur noch Brennstoffe eingesetzt werden, die weniger als 0,1 % Schwefel enthalten. Eine Option, um die Luftbelastung in den Hafenstädten darüber hinausgehend zu mindern, sind landseitige Stromversorgungen für liegende Schiffe. Diese sind allerdings mit erheblichen Investitionen sowohl an den Schiffen als auch den Hafenanlagen verbunden. Die Europäische Kommission hat inzwischen eine Empfehlung (2006/339/EG) veröffentlicht, in der sie die Mitgliedstaaten auffordert, den Aufbau von Landstromanlagen an Schiffsliegeplätzen in Häfen zu prüfen und sich im Rahmen der Internationalen Seeschifffahrtsorganisation (IMO) für die Entwicklung von international harmonisierten Normen für landseitige Stromversorgungsanschlüsse einzusetzen.

Zwei Maßnahmen, die kurzfristiger umsetzbar wären, sind die Förderung umweltfreundlicher Schiffstechnologien (wie Abgasreinigungen oder Antriebe mittels Wind und Solarenergie) über eine entsprechende Ausdifferenzierung der Liegeplatzgebühren in den Häfen und die Aufnahme der Seeschifffahrt in den CO_2-Handel (s. Abschn. 3.5.4.4). Im Hamburger Hafen wurde der Versuch einer Ausdifferenzierung der Hafengebühren nach Umweltstandards abgebrochen, unter anderem aufgrund der damit verbundenen Verwaltungskosten und den daraus resultierenden Wettbewerbsnachteilen gegenüber anderen Häfen (PEPER 2004). Hier ist deshalb unbedingt eine europäische Initiative gefordert, um Wettbewerbsnachteile für die einzelnen Häfen so weit wie möglich auszuschließen.

Schiffssicherheit

611. Die Schiffssicherheit spielt ebenfalls eine wichtige Rolle für den Meeresumweltschutz. Die europäischen Anstrengungen wie das allmähliche Aus-dem-Verkehr-Ziehen von Einhüllentankschiffen, das verbesserte Monitoring, schärfere Kontrollen sowie die Errichtung der Europäischen Agentur für die Sicherheit des Seeverkehrs (EMSA), die mit den Erika I- und Erika II-Maßnahmenpaketen verabschiedet wurden, sind begrüßenswert und sollten unbedingt weitergeführt werden. Derzeit wird im Europäischen Parlament und im Rat ein drittes Maßnahmenpaket (Erika III) diskutiert, mit dem unter anderem die wichtigsten IMO-Konventionen zur Verkehrssicherheit in europäisches Recht umgesetzt, die Schiffskontrollen durch den Hafenstaat verschärft, ein gemeinschaftliches Überwachungs- und Informationssystem eingerichtet, die Klassifikationsgesellschaften enger überwacht und die Strafverfolgung im Falle von Unfällen

ausgeweitet werden sollen (Europäisches Parlament 2007b; Europäische Kommission 2005b; JENISCH 2007).

Strafrechtliche Sanktionen

612. Ein wesentliches Defizit besteht bei der Verfolgung von Verstößen gegen bestehendes Recht, die zur Verschmutzung der Meeresumwelt führen. Zudem sind die geltenden internationalen Haftungs- und Entschädigungsregelungen nicht ausreichend, um abschreckend zu wirken. Ein wichtiger Schritt für Verbesserungen ist die Ausweitung von ausreichenden strafrechtlichen Sanktionen auf jede verantwortliche Person – vom Schiffsführer bis zum Schiffseigentümer (SRU 2004b). Auf der europäischen Ebene wurden inzwischen eine Richtlinie (2005/35/EC) und ein Rahmenbeschluss (2005/667/JI) verabschiedet, mit dem Ziel, die Regelungen des MARPOL-Übereinkommens zum Schutz der Meere vor der Verschmutzung durch Öl, andere Schadstoffe, Schiffsabwasser und Müll einheitlich und in anspruchsvoller Weise auf europäischer Ebene umzusetzen. Nach Art. 4 der Richtlinie sind alle Einleitungen, die gegen die Vorgaben des MARPOL-Übereinkommens verstoßen und vorsätzlich oder grob fahrlässig begangen werden, Straftaten, die mit effektiven, verhältnismäßigen und abschreckenden Sanktionen zu ahnden sind. In dem Rahmenbeschluss wurde festgelegt, dass ein Mitgliedstaat Sanktionen verhängen soll, wenn:

- die Einleitung ganz oder teilweise im eigenen Hoheitsgebiet oder der eigenen AWZ erfolgt,
- das betreffende Schiff unter der Flagge des Mitgliedstaates fährt,
- die verantwortliche Person Staatangehöriger des Mitgliedstaates ist oder aber die Tat zugunsten einer juristischen Person mit Sitz in seinem Hoheitsgebiet erfolgt und
- sich das betreffende Schiff freiwillig in einem seiner Häfen aufhält.

In Art. 4 des Rahmenbeschlusses wurden Vorgaben über die zu verhängenden Sanktionen festgelegt. Allerdings wurde inzwischen der Rahmenbeschluss mit der Entscheidung des Europäischen Gerichtshofes (EuGH) vom 23. Oktober 2007 in der Rechtssache C-440/05 als nichtig erklärt, insbesondere, da nach der Auffassung des EuGH die Bestimmung von Art und Maß der anzuwendenden strafrechtlichen Sanktionen nicht in die Zuständigkeit der Gemeinschaft fällt. Die festgelegten Sanktionen werden gegenüber internationalen Vorgaben als eine Verschärfung interpretiert und weisen darauf hin, dass die EU einen eigenen Weg zum Schutz der Meere vor Einleitungen aus der Schifffahrt gehen will (KIRCHNER 2006). Es gibt Bedenken, dass mit diesen Aktivitäten eine mögliche Kriminalisierung der Seeleute gefördert wird. Trotz dieser Einwände sind die beiden genannten Initiativen hinsichtlich des bestehenden Problems der Einleitung von Schadstoffen – insbesondere von Ölrückständen – in die Meere

grundsätzlich zu befürworten. Aus diesem Grund ist es zu begrüßen, dass die Europäische Kommission am 11. März 2008 einen Richtlinienvorschlag zur Änderung der Richtlinie 2005/35/EC vorgelegt hat, mit dem die Vorgaben aus dem inzwischen annullierten Rahmenbeschluss zu einem hohen Anteil wieder aufgegriffen wurden (Europäische Kommission 2008b).

Häfen

613. Häfen sind die Schnittstelle für die Vernetzung von Land- und Seeaktivitäten. Dabei stellt sich die Frage, ob Hafenaktivitäten an wenigen effizienten Plätzen oder verteilt auf viele Standorte stattfinden sollen. Eine stärkere Konzentration der Aktivitäten trüge dazu bei, die Belastungen des Hinterlandes und der Umwelt räumlich stärker einzugrenzen (s. a. SRU 2005, Tz. 397). Das betrifft insbesondere den Ausbau von Häfen einschließlich der dafür notwendigen Eingriffe in die Flüsse. Auf der anderen Seite hat ein dichtes Netz an Häfen den Vorteil, dass mehr Transportgüter von der Straße oder Schiene auf den Seeweg verlagert werden können. Die Europäische Kommission hat am 18. Oktober 2007 eine Mitteilung für eine europäische Hafenpolitik veröffentlicht (Europäische Kommission 2007c). Hier wird insbesondere auf das stetige Wachstum des Warentransportes hingewiesen, der mit einem anwachsenden Bedarf an Hafenkapazitäten verbunden sei. Aus Sicht der Europäischen Kommission ist es erforderlich, vor entsprechenden Infrastrukturmaßnahmen eine gründliche Planung unter Einbeziehung aller Betroffenen durchzuführen. Hinsichtlich der Umwelteinwirkungen, die mit dem Ausbau von Häfen verbunden sind, verweist sie auf bestehende Richtlinien zum Schutz der Umwelt und verpflichtet sich, Leitlinien zur Umsetzung der rechtlichen Vorgaben im Zusammenhang mit der Entwicklung von Häfen zu erarbeiten. Ansonsten verweist sie auf eigene Initiativen zur Minderung der Luftbelastung durch die Seeschifffahrt und dem Vorhaben, eine rechtliche Grundlage für die Ausgestaltung eines europäischen maritimen Transportraumes ohne Barrieren zu schaffen. Abgesehen von Anregungen zur Verbesserung der Kommunikation fehlen aber konkrete Maßnahmen, um eine bessere Kooperation zwischen den Hafenaktivitäten der einzelnen Mitgliedstaaten zu gewährleisten.

7.5.2.3 Landwirtschaft

614. Die Landwirtschaft gehört zu den landbasierten wirtschaftlichen Aktivitäten, die einen erheblichen Einfluss auf die Meere haben. So werden Nährstoffe aus der Düngung der Felder über die Flüsse, aber auch Stickstoffverbindungen über den atmosphärischen Transport in die Meere eingetragen (HELCOM 2003; OSPAR Commission 2000; SRU 2004b). Inzwischen gilt die Landwirtschaft hinsichtlich der Nährstoffeinträge in Nord- und Ostsee als der Hauptverursacher. Eines der zentralen Herausforderung des Meeresschutzes ist somit die Reduzierung der Nährstoffeinträge in die Gewässer.

Hierfür sind weiter gehende Maßnahmen auf der europäischen Ebene speziell innerhalb der Gemeinsamen Agrarpolitik unerlässlich (s. Kap. 11).

Im Rahmen der Arbeit von HELCOM wurde ein Aktionsplan zum Schutz der Ostsee erarbeitet (Baltic Sea Protection Plan). Ein zentrales Handlungsfeld dieser Strategie ist die Minderung der Nährstoffeinträge in die Ostsee. Dafür wurde ein Konzept erarbeitet, mit dem festgelegt wird, in welcher Intensität die Anrainerstaaten ihre Nährstofffrachten innerhalb eines fest vorgesehenen Zeitplanes reduzieren müssen. Ziel ist es, wie in der europäischen Meeresschutzstrategie vorgesehen, bis 2021 einen guten Umweltzustand in der Ostsee hinsichtlich der Nährstoffeinträge zu erzielen. Diese HELCOM-Initiative versteht sich als Vorreiter und Modell für andere regionale Strategien zum Meeresschutz. Vom Europäischen Parlament wurde vorgeschlagen, den Ostsee-Aktionsplan als Bestandteil der europäischen Meeresschutzstrategie in der Meeresstrategie-RL fest zu verankern, was aber bedauerlicherweise in den Verhandlungen zwischen Rat und Parlament wieder fallen gelassen wurde (s. a. Tz. 593). Die Umsetzung dieses Vorschlages wäre auf jeden Fall ein begrüßenswerter Schritt, um die im Rahmen der Arbeit von HELCOM getroffenen internationalen Vereinbarungen zu stärken und somit die Umsetzung der dort vereinbarten Ziele und Maßnahmen zu forcieren.

7.5.2.4 Energiegewinnung und Rohstoffnutzung

615. Nicht nur für die Abschöpfung von Biomasse, sondern auch für die Gewinnung von Öl und Gas sowie Sand und Kies spielen die Meere eine wichtige Rolle. Besonders riskant ist die Ölförderung innerhalb oder in unmittelbarer Nähe von sehr sensiblen Lebensräumen, was für die Bohrinsel Mittelplate im schleswig-holsteinischen Wattenmeer unweit der Nationalparkgrenze zutrifft. Diese Aktivitäten verursachen zum Teil ernsthafte Schäden an den Ökosystemen, beispielsweise über Schadstoffeinträge bei der Ölförderung und eine Zerstörung der Bodenfauna bei der Kies- und Sandentnahme. Die Energiegewinnung in den Meeren ist zudem mit der Errichtung von Anlagen sowie der Verlegung von Pipelines und Kabeltrassen verbunden. Letzteres betrifft auch die aus Klimaschutzgesichtspunkten zu begrüßende Nutzung regenerativer Energieträger wie Wind, ozeanische Strömungen, Wellen und Gezeiten. Im Grünbuch wird für die Energieerzeugung in den Meeresräumen ein hohes Potenzial an Innovationskraft gesehen, insbesondere in der Windkraftnutzung im Offshore-Bereich (Europäische Kommission 2006a). Derartige Aktivitäten werden aber nicht nur zu Konflikten mit anderen Nutzern wie der Fischerei und der Schifffahrt führen, sondern mit Eingriffen in den Naturraum verbunden sein. Gerade die oftmals bereits stark belasteten Küstengebiete wären davon betroffen. Dabei besteht die Notwendigkeit einer möglichst meeresschonenden Entwicklung dieser neuen Formen der Energieerzeugung. Hierfür sind insbesondere Maßnahmen zum Schutz von besonders wertvollen, reprä-

sentativen oder sensiblen Lebensräumen und Arten erforderlich. Dazu gehört neben dem bereits erwähnten Schutzgebietsnetz die Schaffung rechtlicher Grundlagen, damit die verantwortlichen Institutionen gestalterisch in den Planungsprozess eingreifen können. Wichtiges Instrument in diesem Zusammenhang ist die Raumplanung, mit der die Option verbunden sein muss, für wirtschaftliche Aktivitäten in den Meeren entsprechende Eignungsgebiete auszuweisen (SRU 2003a). In Deutschland sind hierfür inzwischen die rechtlichen Rahmenbedingungen geschaffen worden (s. a. § 3a der Seeanlagenverordnung – SeeAnlV). Des Weiteren ist es empfehlenswert, für alle Vorhaben im Meeresraum eine Umweltverträglichkeitsprüfung nach der UVP-Richtlinie (83/337/EWG) zwingend vorzuschreiben (SRU 2004b).

Eine derzeit noch in Erforschung befindliche Option der Meeresnutzung ist die Energiegewinnung aus Methanhydraten der Tiefsee. Mit der Gewinnung von Methanhydraten sind allerdings auch erhebliche Risiken wie das einer schleichenden oder spontanen Freisetzung größerer Hydratmengen verbunden (WBGU 2006). Am Meeresboden allmählich freigesetzte Methanhydrate werden zum großen Teil in der Wassersäule gelöst, in der sie in einem sehr langsamen Prozess zu Wasser und CO_2 oxidiert werden. Der Rest – bei spontanen Freisetzungen der Hauptanteil – gelangt relativ schnell in die Atmosphäre, wo das Methan freigesetzt wird. Zwischen dem in der Wassersäule gelösten und dem atmosphärischen CO_2 stellt sich langfristig ein Gleichgewicht ein. Freigesetztes Methan trägt – als besonders schädliches Treibhausgas – zum Klimawandel bei, das gelöste CO_2 zur Übersäuerung der Meere. Außerdem besteht das Risiko, dass es durch den Abbau von Methanhydraten zu Methanausbrüchen und damit auch zu einer Destabilisierung der Kontinentalabhänge kommt, mit der möglichen Konsequenz von Abrutschungen, welche wiederum Methanhydrate freisetzen oder Tsunamis auslösen könnten. Der Wissenschaftliche Beirat der Bundesregierung für Globale Umweltveränderungen (WBGU) sieht hier Handlungsbedarf, um die genannten Risiken bereits in der Frühphase der Entwicklung zu minimieren. Erforderlich sind hohe Umweltstandards für die Exploration von Methanhydraten sowie eine Umweltverträglichkeitsprüfung und ein kontinuierliches Monitoring. Ansatzpunkt für derartige Standards sind die Richtlinien der Internationalen Meeresbodenbehörde (Seabed Authority) – eingerichtet im Rahmen des Internationalen Seerechtübereinkommens (UNCLOS) – die Abbaulizenzen erteilt (WBGU 2006).

7.5.2.5 Klimawandel

616. Die europäische Meerespolitik wird sich in Zukunft auch mit veränderten Rahmenbedingungen beschäftigen müssen. Eine der Herausforderungen ist der anthropogen verursachte Kohlendioxidausstoß, welcher zum Klimawandel einschließlich eines Anstieges der Meerestemperatur und des Meeresspiegels sowie zu einer zunehmenden Versauerung führt. Daneben wäre Europa insbesondere von einer mög-

lichen Abschwächung des Golfstroms bzw. der nordatlantischen Zirkulation betroffen, wobei im aktuellen IPCC-Bericht derartige Änderungen für die Vergangenheit nicht abgeleitet werden konnten, für die Zukunft allerdings als sehr wahrscheinlich angenommen werden (BINDOFF et al. 2007). Steigende Meerestemperaturen führen zu Artenverschiebungen, welche auch die Abundanz (Anzahl der Individuen einer Art auf Flächen- oder Volumeneinheiten bezogen) von Fischbeständen beeinflussen und sich somit auf die Fischerei auswirken können. Der Anstieg des Meeresspiegels hat neben den Konsequenzen für die Ökosysteme auch Folgen für die menschlichen Aktivitäten insbesondere an den Küsten. Die Übersäuerung wird mit großer Wahrscheinlichkeit Auswirkungen auf die marinen Nahrungsnetze und die Korallengebiete haben (WBGU 2006). Dort, wo die Meeresumwelt besonders empfindlich auf derartige Veränderungen reagiert, sind die Anstrengungen zum Schutz vor sonstigen Belastungen zu intensivieren. Generell sind ein hohes Schutzniveau und die Einrichtung von Schutzgebietsnetzen unter dem Aspekt des Klimawandels von besonderer Bedeutung, da bei mehr oder minder intakten Ökosystemen die Wahrscheinlichkeit größer ist, dass diese sich erfolgreich an diesen Wandel anpassen können.

Eine Technologie, die im Zusammenhang mit dem Klimawandel diskutiert wird, ist die CO_2-Abscheidung und -Lagerung. Eine der zentralen Fragen in diesem Zusammenhang ist die nach der langfristig sicheren Lagerung des CO_2 (s. a. Abschn. 3.6.2.3). Sichere Senken für das Klimagas sind Lagerstätten, welche das CO_2 über einen sehr langen Zeitraum nicht abgeben, ansonsten besteht das Risiko einer schleichenden oder gar plötzlichen Freisetzung, was die Auswirkungen auf das Klima nur zeitlich verschöbe. Die Tiefsee ist beispielsweise keine dauerhafte Senke. Außerdem trägt das eingebrachte CO_2 zur Versauerung der Meere bei, und die Tiefseelebensräume werden durch den Eintrag direkt geschädigt. Die ökologischen Folgen sind nicht zu verantworten (WBGU 2006). Für die Lagerung des Kohlendioxids kommen daher nur geologische Formationen in Betracht. Von der OSPAR-Kommission (Pressemitteilung vom 28. Juni 2007) wurde Mitte 2007 eine Entscheidung angenommen, die Lagerung von CO_2 in der Wassersäule und dem Sediment verbindlich auszuschließen.

7.5.3 Fazit und Empfehlungen

617. Zweifelsfrei kann eine nachhaltige Entwicklung der Meere nur dann gelingen, wenn der Schutzaspekt wirklich ernst genommen wird. Somit ist eine wesentliche Voraussetzung für eine erfolgreiche europäische Meerespolitik ein starkes, integriertes und konsistentes Umweltschutzkonzept. Ein solches wird – wie bereits dargestellt – mit der derzeitigen europäischen Meeresschutzstrategie nicht geliefert. Damit ist das Ziel der europäischen Meerespolitik, die nachhaltige Entwicklung der Meere auszugestalten, mit diesem Schutzkonzept nicht realisierbar. Derzeit verbleibt nur noch die Hoffnung, dass bei den Bemühungen der Mitgliedstaaten die Strategieziele umzusetzen,

entsprechender politischer Druck aufgebaut wird, um den Meeresschutz auch auf der europäischen Ebene zu implementieren.

Der Erfolg einer zukünftigen europäischen Meerespolitik wird maßgeblich davon bestimmt, ob es gelingt, die marinen Lebensräume und Ressourcen langfristig vor anthropogenen Eingriffen zu schützen. Dafür ist neben einem umfassenden Schutzkonzept eine nachhaltige Ausgestaltung der Meeresnutzung erforderlich. Die großen Herausforderungen, mit denen sich eine europäische Meerespolitik zukünftig beschäftigen muss, sind die Integration des Meeresschutzes in die relevanten Sektorpolitiken und die Stärkung der Meeresschutzstrategie als Basis für sämtliche maritime Managementaktivitäten. Hierfür ist es erforderlich, die relevanten Sektorpolitiken einschließlich der Landwirtschaftspolitik, die über die Funktion der Meere als letzte Senke Einfluss auf diesen Naturraum haben, einzubeziehen. Besonders wichtig ist es, verbindliche Ziele für diese Sektorpolitiken festzulegen. Die mit der Meeresschutzstrategie vereinbarten Schutzziele reichen dafür nicht aus, da sie zu keinerlei Schutzmaßnahmen auf der europäischen Ebene verpflichten. Wichtige Leitlinien, die berücksichtigt werden sollten, sind die Zielsetzungen der CBD, aber auch der Vorsorge- und der ökosystemare Ansatz. Für letzteren ist eine gute Wissensbasis über die Meere unerlässlich. Außerdem sollten die Arbeiten unter den internationalen Konventionen zum Schutz der Meeresregionen in diesen Prozess mit einbezogen werden. Aus den genannten Gründen empfiehlt der SRU der Bundesregierung, sich bei der Weiterentwicklung der europäischen Meerespolitik für Folgendes einzusetzen:

- die Ausgestaltung einer stärkeren Kohärenz und Kooperation zwischen den die Meere betreffenden europäischen Sektorpolitiken und rechtlichen Grundlagen. Dafür ist unter anderem die Festsetzung von verbindlichen Umweltzielen für alle relevanten Politikfelder, insbesondere GFP und GAP, erforderlich;
- die Fortführung und Weiterentwicklung von europäischen Initiativen zum Meeresschutz, wie die Umsetzung einer nachhaltigen europäischen Fischereipolitik und die Schaffung einer die Meeresumwelt schonenden Landwirtschafts- und Verkehrspolitik;
- eine feste Verankerung der Meeresschutzstrategie als Basis der europäischen Meerespolitik;
- die Einbeziehung der im Rahmen der internationalen Konvention zum Meeresschutz vereinbarten Programme und Ziele. Ein erster Schritt in diese Richtung ist die Verankerung des unter HELCOM erarbeiteten Ostsee-Aktionsplanes in die Meeresstrategie-Richtlinie;
- die Aufnahme der Ziele der CBD sowie des ökosystemaren und des Vorsorgeansatzes als Leitmotive dieses integrativen Politikansatzes;

- die Förderung eines wissensbasierten Managements der Meeresräume.

7.6 Gewässerschutz im Umweltgesetzbuch

618. Nachdem durch das Inkrafttreten des Gesetzes zur Änderung des Grundgesetzes am 1. September 2006 (BGBl. I, S. 2034) die bisherige Rahmengesetzgebungskompetenz des Bundes im Bereich des Wasserhaushaltes in die konkurrierende Gesetzgebungskompetenz gemäß Art. 74 Abs. 1 Nr. 32 GG überführt worden ist (SRU 2006b), liegen nunmehr die Voraussetzungen für umfassende bundesrechtliche Regelungen im Bereich des Gewässerschutzes vor (s. ausführlich NISIPEANU 2008, S. 93 f.; DURNER 2008). Das BMU hat im November 2007 einen Referentenentwurf für ein Umweltgesetzbuch vorgelegt (UGB-E). Der Schwerpunkt der Regelungen über den Wasserhaushalt findet sich im zweiten Buch des UGB-E mit dem Titel „Wasserwirtschaft“ (BMU 2007d; UGB-E II). Für den Gewässerschutz einschlägige Bestimmungen sind aber auch im ersten Buch des UGB-E mit dem Titel „Allgemeine Vorschriften und vorhabenbezogenes Umweltrecht“ (BMU 2007b; UGB-E I) statuiert. Wesentliche Elemente der vorgesehenen wasserwirtschaftlich relevanten Neuregelungen sind:

- eine Neuordnung der gewässerschutzrechtlichen Zulassungstatbestände,
- detaillierte Regelungen zur Bewirtschaftung oberirdischer Gewässer und
- die Erweiterung der rahmenrechtlichen Vorschriften des WHG zu den Regelungsbereichen Hochwasserschutz und Abwasserbeseitigung zu bundesrechtlichen Vollregelungen.

Dieses Regime soll die Regelungen des WHG vollständig ersetzen. Das Abwasserabgabengesetz soll zunächst in seiner geltenden Form bestehen bleiben. Über seine Reform soll zu einem späteren Zeitpunkt entschieden werden. Auch auf den Entwurf einer bundeseinheitlichen Regelung der Abgaben für Wasserentnahmen wurde vorerst verzichtet (BMU 2007e, S. 7; kritisch DURNER 2008).

619. Allgemeine Anforderungen an die Gewässerbewirtschaftung, die sowohl für die Anwendung der gewässerschutzbezogenen Vorschriften des UGB-E I als auch des UGB-E II maßgeblich sein sollen, sind in § 6 UGB-E II statuiert. Mit dieser Bestimmung soll § 1a WHG unter Erweiterung der derzeit dort statuierten Grundsätze ersetzt werden. Neu in den Katalog der Bewirtschaftungsgrundsätze aufgenommen werden sollen die Ziele, künftige Nutzungsmöglichkeiten zu erhalten oder zu schaffen, zum Schutz der Meeresumwelt beizutragen sowie des Hochwasserschutzes.

7.6.1 Das modifizierte Zulassungsrecht

620. Maßgebliches Anliegen des Entwurfes für eine Neuregelung des Gewässerschutzes im Rahmen des UGB ist eine Vereinfachung des derzeit äußerst komplexen Zulassungsregimes für wasserwirtschaftliche Vorhaben. In dem Entwurf sind statt der bisherigen Vielfalt bundes- und landesrechtlicher Zulassungstatbestände nur noch zwei Genehmigungstypen nach dem UGB-E I und die Erlaubnis nach dem UGB-E II vorgesehen.

7.6.1.1 Gewässerschutz im Rahmen der Integrierten Vorhabengenehmigung

621. Aus Umweltsicht besonders bedeutsame wasserwirtschaftliche Vorhaben sollen aus dem Zulassungsrecht des WHG in das UGB-E I überführt und dem Vorbehalt einer Integrierten Vorhabengenehmigung (IVG) nach dem Kapitel 2 des UGB-E I unterstellt werden. Die IVG bildet das zentrale Zulassungsinstrument des UGB-E I und soll gemäß § 47 UGB-E I einheitlich und umfassend über die Zulassung eines Vorhabens entscheiden. Der Oberbegriff IVG erfasst gemäß § 50 Abs. 1 UGB-E I die beiden Zulassungstypen Genehmigung und planerische Genehmigung, die in den §§ 54 ff. bzw. 62 ff. UGB-E I normiert sind. Nach § 50 Abs. 2 Nrn. 1 und 2 unterliegen die Errichtung und der Betrieb von Anlagen sowie davon nicht erfasste Gewässerbenutzungen dem Genehmigungsvorbehalt.

Diese Genehmigung soll die immissionsschutzrechtliche Genehmigung nach den §§ 4 und 6 BImSchG sowie die wasserrechtliche Erlaubnis und Bewilligung nach den §§ 7 und 8 WHG ersetzen. Die planerische Genehmigung soll für die von ihr erfassten raumbedeutsamen Vorhaben die Planfeststellung und die Plangenehmigung ersetzen (BMU 2007c, S. 103). Für gewässerschutzrelevante Vorhaben sind beide Typen der IVG einschlägig. Gemäß § 50 Abs. 2 Nr. 1 UGB-E I unterstehen die Errichtung und der Betrieb von Anlagen und gemäß Nr. 2 der Vorschrift Gewässerbenutzungen, soweit diese nicht bereits von Nr. 1 erfasst sind, dem Genehmigungsvorbehalt. Gewässerausbauten sowie Deich- und Dammbauten sind nach § 50 Abs. 3 UGB-E I nur nach vorheriger planerischer Genehmigung zulässig. Diese Bestimmung soll demnach im Wesentlichen § 31 Abs. 2 und 3 WHG ersetzen. Die der IVG unterfallenden wasserwirtschaftlichen Vorhaben mit Benutzung oder Ausbau eines Gewässers sind abschließend in Nr. 13 des Anhanges zum Entwurf einer Vorhaben-Verordnung (VorhabenV) aufgelistet. Danach sollen dem Genehmigungserfordernis etwa die Errichtung und der Betrieb von Abwasserbehandlungsanlagen ab bestimmten Kapazitäten, von Anlagen zur Intensivfischzucht oder wasserwirtschaftliche Projekte in der Landwirtschaft, einschließlich der Be- und Entwässerung von Böden, ab einem bestimmten jährlichen Volumen unterliegen. Dem Vorbehalt der planerischen Genehmigung sollen

künftig unter anderem der Bau von Stauanlagen, Flusskanalisierungs- und Stromkorrekturarbeiten und Küstenschutzbauten zur Erosionsbekämpfung unterfallen.

622. Abweichend von dem Genehmigungsrecht des § 6 BImSchG, nach dem die allein auf den Immissionsschutz bezogene Anlagengenehmigung als gebundene Entscheidung ergeht, besteht die IVG-Entscheidung aus einem gebundenen Teil – und im Hinblick auf den Gewässerschutz – einem ermessensgeprägten Element. Gemäß § 54 Abs. 1 UGB-E I ist die Genehmigung zu erteilen, wenn die Einhaltung bestimmter Anforderungen sichergestellt ist. Ist das Vorhaben eine Gewässerbenutzung oder ist diese Teil des Vorhabens, steht die Genehmigungserteilung gemäß § 54 Abs. 2 UBG-E I insoweit im pflichtgemäßen Ermessen der Genehmigungsbehörde. Durch einen Klammerzusatz wird ausdrücklich betont, dass es sich dabei um das gewässerschutzrechtliche Bewirtschaftungsermessen handelt. Diese Aufspaltung der Genehmigung in einen gebundenen und einen ermessensgelenkten Teil ergibt sich als Konsequenz daraus, dass die gewässerschutzrechtliche Zulassung nach dem UGB-E I integraler Bestandteil der IVG sein soll. Nach § 13 BImSchG sind dagegen die wasserrechtlichen Erlaubnisse und Bewilligungen gemäß §§ 7 und 8 WHG von der Konzentrationswirkung der immissionsschutzrechtlichen Genehmigung ausgenommen. Durch diese Ausklammerung gewässerschutzrechtlicher Genehmigungen aus dem immissionsschutzrechtlichen Instrumentarium soll gewährleistet werden, dass das Bewirtschaftungsermessen der Wasserbehörden nicht eingeschränkt wird (SEIBERT in: LANDMANN/ROHMER 2007; § 13 BImSchG, Rn. 101). Im Gegensatz zu der Immissionsschutzbehörde ist die Gewässerschutzbehörde nämlich nicht dazu verpflichtet, eine wasserrechtliche Zulassung zu erteilen, wenn die Tatbestandsvoraussetzungen vorliegen. Sie hat vielmehr eine an den Prinzipien des § 1a WHG orientierte umfassende Ermessensentscheidung zu treffen, die dem Schutz des Wasserhaushaltes als überragend wichtiges Umweltgut und menschliche Lebensgrundlage gerecht wird. Von diesen wasserrechtlichen Genehmigungsgrundlagen soll das UGB nicht abweichen. Daher hat die Genehmigungsbehörde zusätzlich zu der gebundenen Entscheidung eine Ermessensentscheidung auszuüben, soweit das zur Genehmigung stehende Vorhaben wasserrechtliche Aspekte berührt. Die Maßstäbe des Bewirtschaftungsermessens sollen sich dabei aus dem UGB-E II ergeben (BMU 2007c, S. 109). Der Regelungsentwurf entspricht insoweit der seitens Praxis und Wissenschaft (KNOPP 2007, S. 46 f.; MUNK 2007, S. 41 f.) vorgebrachten Forderung, das wasserrechtliche Bewirtschaftungsermessen auch im Rahmen des UGB-Vorhabens beizubehalten.

7.6.1.2 Zulassungen nach dem Entwurf eines Umweltgesetzbuches – Teil Wasserwirtschaft

623. Für die Zulassung wasserwirtschaftlicher Vorhaben, die nicht dem Anwendungsbereich des UGB-E I unterliegen, soll das Fachrecht des UGB-E II –

Wasserrecht – einschlägig sein. Gewässerbenutzungen sollen nach § 8 Abs. 1 UGB-E II nur noch einem einzigen Zulassungstyp unterfallen, nämlich der Erlaubnis. Diese Vereinfachung des wasserwirtschaftlichen Zulassungsrechts soll teilweise durch eine sukzessive Überführung der hergebrachten Zulassungstatbestände in das Zulassungsrecht des UGB-E I und des UGB-E II sowie zum anderen durch den Wegfall der Bewilligung nach § 8 WHG erreicht werden. So sollen alte Rechte und alte Befugnisse nur noch für einen Übergangszeitraum von maximal 15 Jahren fortgelten und danach nach Maßgabe des im UGB-E II statuierten Rechtes fortgesetzt werden dürfen. Planfeststellung und -genehmigung sollen durch die planerische Genehmigung nach dem UGB-E I (Tz. 621 f.) ersetzt werden. Der im derzeitigen Recht als Regeltyp der wasserrechtlichen Zulassung vorgesehene und in der Vollzugspraxis dominierende Tatbestand der Erlaubnis soll neben der IVG als alleiniger Zulassungstatbestand anwendbar sein (BMU 2007e, S. 17). Die Erlaubnis ist nach § 11 S. 1 Nrn. 1 bis 3 UGB-E II zwingend zu versagen, wenn

- schädliche, durch Nebenbestimmungen nicht vermeid- oder ausgleichbare Gewässerveränderungen zu erwarten sind,
- andere Anforderungen, die sich aus dem UGB-E oder aus auf Grund des UGB-E erlassenen Vorschriften ergeben, nicht erfüllt werden oder
- sonstige öffentlich-rechtliche Vorschriften der Benutzung entgegenstehen.

Im Übrigen steht die Erlaubniserteilung gemäß S. 2 der Bestimmung im pflichtgemäßen Bewirtschaftungsermessen der zuständigen Behörde. § 11 Abs. 1 UBG-E II soll § 6 Abs. 1 WHG ersetzen und zugleich erweitern (BMU 2007e, S. 20). Der erste im UGB-E II vorgesehene Versagungsgrund gibt im Wesentlichen den Regelungsgehalt des § 6 Abs. 1 WHG wieder. Der die wasserwirtschaftliche Zulassung maßgeblich prägende Grundsatz des Verbotes einer Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit wird mit dem ersten Versagungstatbestand beibehalten. Zwar erfolgt keine direkte Bezugnahme auf das Wohl der Allgemeinheit. In § 3 Nr. 8 UGB-E II ist der Begriff der schädlichen Gewässerveränderungen allerdings als Veränderungen von Gewässereigenschaften definiert, die das Wohl der Allgemeinheit, insbesondere die öffentliche Wasserversorgung, beeinträchtigen oder nicht den Anforderungen entsprechen, die sich aus dem UGB-E, aus auf Grund des UGB-E erlassenen oder aus sonstigen wasserrechtlichen Vorschriften ergeben.

624. Der vorgesehene Wegfall der Bewilligung wird mit der Rechts- und Vollzugsvereinfachung durch die Reduzierung der wasserwirtschaftlichen Zulassungstatbestände auf die Erlaubnis und einer damit bewirkten Gleichbehandlung der Gewässernutzer begründet. Trotz verbreiteter Kritik an dem Wegfall (SELLNER 2008; BDI 2008; NISIPEANU 2008, S. 96), erscheint die Rechtsänderung im Interesse einer größeren Einheitlichkeit des Umweltrechts und der Verwirklichung der Bewirtschaf-

tungsziele erforderlich. Die Unterscheidung zwischen Bewilligung und Erlaubnis ist letztlich historisch bedingt, anderen umweltrechtlichen Materien fremd und dürfte im Vollzug allenfalls noch von untergeordneter Relevanz sein. So ist das Institut der Bewilligung in vielen Landeswassergesetzen überhaupt nicht vorgesehen, für Abwassereinleitungen besteht sogar ein gesetzliches Verbot der Bewilligungserteilung. Insgesamt dominiert die Erlaubnis (PAPE in: LANDMANN/ROHMER 2007, § 2 Rn. 16; CZYCHOWSKI und REINHARDT 2007, § 8 Rn. 1, jew. m. w. N.; BMU 2007e, S. 17 f.). Darüber hinaus erfordert eine an den Zielen der §§ 25a ff. WHG bzw. § 19 ff. UGB-E II orientierte Gewässerbewirtschaftung, dass im Rahmen des Maßnahmenprogrammes nach § 36 WHG bzw. § 66 UBG-E II flexibel auf die jeweiligen Bedingungen reagiert werden kann, um die geforderte gute Gewässerqualität zu erreichen. Die gesicherte Rechtsstellung, die der Inhaber der nur unter den engen Voraussetzungen des § 12 WHG widerrufbaren Bewilligung innehat, steht dieser Flexibilität wesentlich entgegen. Die Erlaubnis nach § 7 WHG gewährt dagegen nur die widerrufliche Befugnis zur Gewässerbenutzung. Dem Interesse, das Gewässerbenutzer insbesondere im Hinblick auf getätigte Investitionen an der gestärkten Rechtsposition der Bewilligung haben, soll zum einen durch den gemäß § 88 Abs. 2 UGB-E II gewährleisteten Bestandsschutz entsprochen werden, der Bewilligungen zukommt, die vor einem Inkrafttreten des UGB II erteilt worden sind. In Bezug auf wasserwirtschaftliche Zulassungen, die nach Inkrafttreten des UGB II erteilt werden, soll zudem die Möglichkeit einer gestärkten Rechtsposition dadurch geschaffen werden, dass die zuständige Behörde gemäß § 8 Abs. 2 UGB-E II auf Antrag des Benutzers an Stelle einer Erlaubnis eine IVG in Form der Genehmigung gemäß Kapitel 2 Abschnitt 2 des UGB-E I erteilen kann. Diese Rechtsposition soll etwa der Rechtsposition von Inhabern der bislang ausschließlich landesrechtlich eingeführten gehobenen Erlaubnis entsprechen (BMU 2007e, S. 18 f.). Gemäß § 58 Abs. 2 UGB-E I kann bei Unanfechtbarkeit der Genehmigung auf Grund allgemeiner privatrechtlicher Ansprüche zur Abwehr nachteiliger Wirkungen von Gewässerbenutzungen nicht die Einstellung der Durchführung eines Vorhabens gefordert werden. Allerdings können Vorkehrungen verlangt werden, die die benachteiligenden Wirkungen ausschließen. Sind solche Vorkehrungen nach dem Stand der Technik nicht durchführbar oder wirtschaftlich nicht vertretbar, kann lediglich Schadensersatz verlangt werden. Diese Regelung entspricht § 14 BImSchG, soll aber nach dem UGB-E I entsprechend der erweiterten Reichweite der Genehmigung auch auf Ansprüche zur Abwehr nachteiliger Wirkungen von Gewässerbenutzungen anwendbar sein (BMU 2007c, S. 113). Damit kommt es im Vergleich zu der hergebrachten Rechtslage zu einer Schlechterstellung der Bewilligungsinhaber, da diese gemäß § 14 WHG nur bei Nichterfüllung von Auflagen schadensersatzpflichtig sind. Nach dem UGB-E I soll aber die Verpflichtung begründet werden, Abwehrmaßnahmen nach dem Stand der Technik zu ergreifen, bzw. Schadensersatz zu leisten, wenn dies nicht möglich oder zu teuer

ist. Eine weitere Schwächung der Rechtsposition des Inhabers einer IVG für eine Gewässerbenutzung stellt § 122 Abs. 1 Nr. 1 UGB-E I dar. Danach darf die IVG ganz oder teilweise mit Wirkung für die Zukunft widerrufen werden, soweit es sich um eine Gewässerbenutzung handelt. Eine Entschädigung ist in diesem Fall nicht vorgesehen (dazu kritisch DURNER 2008).

7.6.2 Regelungen zur Bewirtschaftung oberirdischer Gewässer

625. Die Bestimmungen für oberirdische Gewässer, die derzeit im zweiten Teil des WHG statuiert sind, finden sich im UGB-E II in deutlich erweiterter Form. Vorgesehen sind neue Regelungen über die Mindestwasserführung, die Gewässerdurchgängigkeit, die Wasserkraftnutzung, bestimmte Anlagen, den Wasserabfluss und über Gewässerrandstreifen. Viele dieser Regelungen lehnen sich an entsprechende Vorschriften der Landeswassergesetze an. Die im UGB-E II vorgesehenen Bestimmungen zur Bewirtschaftung oberirdischer Gewässer dienen der ökologischen Fortentwicklung des Wasserrechtes und sollen einen wichtigen Beitrag zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele leisten (UBA 2008). Vertiefend werden nachfolgend die vorgesehenen Bestimmungen über die Mindestwasserführung, die Wasserkraftnutzung und die Gewässerrandstreifen betrachtet.

7.6.2.1 Mindestwasserführung

626. Gemäß § 25 UGB-E II sind das Aufstauen eines oberirdischen Gewässers oder das Entnehmen oder Ableiten von Wasser aus einem oberirdischen Gewässer nur zulässig, wenn die Mindestwasserführung erhalten bleibt. Als Mindestwasserführung wird auf die Abflussmenge abgestellt, die für die ökologische Funktionsfähigkeit des Gewässers oder anderer hiermit verbundener Gewässer erforderlich ist. Mit der Bestimmung soll der Bedeutung des Mindestwasserabflusses als Grundvoraussetzung für den Erhalt der standorttypischen Lebensgemeinschaften und der Durchgängigkeit eines Gewässers entsprochen werden. Auf der Ebene der behördlichen Kontrolle im Rahmen der Zulassungsverfahren nach den UGB-E I und II und durch nachträgliche Anordnungen für einzelne Vorhaben sollen konkrete Anforderungen an die Mindestwasserführung festgelegt werden. Quantitative Vorgaben hinsichtlich der Abflussmenge, die erforderlich ist, um die ökologische Funktionsfähigkeit zu sichern, sowie qualitative Anforderungen an den zu erreichenden Gewässerqualitätsstandard finden sich in § 25 UGB-E II nicht. In der Begründung des Gesetzesentwurfes wird aber darauf verwiesen, dass der Mindestwasserabfluss nur geringfügig vom typspezifischen Niedrigwasser abweichen dürfe (BMU 2007e, S. 30). Allerdings müssen sich die Vollzugsbehörden bei der Konkretisierung entsprechender Kriterien an den allgemeinen Grundsätzen des § 6 UGB-E II orientieren, aus denen sich unterschiedliche ökolo-

gische und wasserwirtschaftliche Anforderungen an die Mindestwasserführung ableiten lassen. Nachteilig für einen an den Zielen der WRRL orientierten bundeseinheitlichen Gewässerschutz ist jedoch, dass die von der LAWA festgelegte Schwelle von mindestens 2/3 MNQ (Mindestwasserführung) als Grundlage der Beurteilung, dass ein Wasserkörper nicht als gefährdet im Sinne der WRRL einzustufen ist (zitiert nach BUND et al. 2004, S. 4), nicht in dem UGB-E II statuiert worden ist.

7.6.2.2 Wasserkraftnutzung

627. Zum Schutz der Gewässer vor Beeinträchtigungen durch Wasserkraftanlagen sind in § 27 UGB-E II Zulässigkeitsvoraussetzungen für die Wasserkraftnutzung vorgesehen. Hinsichtlich der Anforderungen wird zwischen neu zu errichtenden (Abs. 1) und bereits vorhandenen Wasserkraftanlagen (Abs. 2) differenziert. Die Neuzulassung entsprechender Anlagen soll danach nur zulässig sein, wenn

- für die Nutzung eine nach dem Stand der Technik errichtete und betriebene Anlage eingesetzt wird,
- geeignete Maßnahmen zur Vermeidung von Schäden an Fischbeständen ergriffen werden und
- Mindestwasserführung und Durchgängigkeit des Gewässers gewährleistet sind, soweit dies zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes erforderlich ist.

Eine Maßnahme soll geeignet sein, Fischschäden zu vermeiden, wenn die Reproduzierbarkeit der Arten durch die Wasserkraftnutzung keinen Schaden nimmt. Dazu soll sichergestellt werden, dass Fische bei ihrer Wanderung grundsätzlich unbeschadet an der Wasserkraftanlage vorbeikommen (BMU 2007e, S. 32). Für die Wasserkraftnutzung durch Laufwasserkraftanlagen gelten zusätzliche Anforderungen, die maßgeblich auf die Verbesserung der Gewässerdurchgängigkeit gerichtet sind. Bei der Entscheidung sind die Erfordernisse des Klima- und Naturschutzes sowie der Landschaftspflege zu berücksichtigen. In Bezug auf bereits bestehende Wasserkraftanlagen können die genannten Maßnahmen innerhalb angemessener Fristen angeordnet werden.

Mit diesen Regelungen wird zwar auf die wesentlichen Beeinträchtigungen abgestellt, die die Wasserkraftnutzung hinsichtlich der Gewässerökologie verursacht. Allerdings bleibt der Schutz hinter dem erforderlichen Niveau zurück. So ist insbesondere kein Verbot der Wasserkraftnutzung in besonders sensiblen Gewässern vorgesehen. Zu derartigen Gewässern gehören naturnahe Fließgewässer oder Abschnitte davon sowie Fließgewässer in gutem bzw. sehr gutem ökologischen Zustand und Fließgewässer oberhalb von NATURA 2000 Abschnitten, die den Schutz von Fließgewässerlebensräumen und Arten zum Ziel haben. Die Zulassung der Wasserkraftnutzung sollte generell nur unter bestimmten Voraussetzungen in naturfernen Gewässern zulässig sein.

Darüber hinaus ist in § 27 UGB-E II keinerlei Einschränkung des aus gewässerökologischer Sicht besonders bedenklichen Schwallbetriebes vorgesehen (s. zu diesen und weiteren Kritikpunkten LFV et al. 2005).

7.6.2.3 Gewässerrandstreifen

628. Regelungen zur Erhaltung und Verbesserung der wichtigen ökologischen Funktionen der Gewässerrandstreifen sind in § 30 UGB-E II vorgesehen. Zu diesen Funktionen sollen nach Abs. 1 der Vorschrift die Wasserspeicherung, die Sicherung des Wasserabflusses und die Verminderung von Stoffeinträgen aus diffusen Quellen zählen. Gemäß § 30 Abs. 2 UGB-E II soll der Gewässerrandstreifen das Ufer und den an das Gewässer landseits der Linie des mittleren Hochwasserstandes angrenzenden Bereich umfassen. Allerdings soll nur im Außenbereich gemäß § 35 BauGB im Regelfall ein Gewässerrandstreifen mit einer grundsätzlichen Breite von 10 m vorhanden sein. Innerhalb der im Zusammenhang bebauten Ortsteile soll es gemäß § 30 Abs. 3 Nr. 3 UGB-E II im Ermessen der zuständigen Behörde stehen, Gewässerrandstreifen mit einer angemessenen Breite festzusetzen. Auch in Bezug auf die Gewässerrandstreifen im Außenbereich soll es in das behördliche Ermessen gestellt werden, diese für Gewässer oder Gewässerabschnitte aufzuheben und ihre Breite abweichend festzusetzen. Die Länder sollen zudem gemäß § 30 Abs. 3 S. 2 UGB-E II abweichende Regelungen erlassen dürfen.

Eigentümer und Nutzungsberechtigte sollen im Rahmen einer Sollvorschrift dazu angehalten werden, die Gewässerrandstreifen im Hinblick auf ihre Funktionen zu erhalten. Dazu soll es im Gewässerrandstreifen unter anderem verboten sein, Grünland umzubrechen, standortgerechte Vegetation zu entfernen, nicht standortgerechte Vegetation neu anzupflanzen sowie Dünge- und Pflanzenschutzmittel einzusetzen, soweit nicht die Anwendungsbestimmungen für Pflanzenschutzmittel einen Einsatz in diesem Bereich ausdrücklich zulassen.

Gemäß § 30 Abs. 5 UGB-E II wird es allerdings in das Ermessen der zuständigen Behörden gestellt, von dem Verbot des Düngemitteleinsatzes im Gewässerrandstreifen eine widerrufliche Befreiung zu erteilen, wenn überwiegende Gründe des Wohls der Allgemeinheit dies erfordern oder das Verbot im Einzelfall zu einer unbilligen Härte führt.

Diese geplante Vorschrift zum Schutz der Gewässerrandstreifen ist zu begrüßen und kann grundsätzlich dazu beitragen, Probleme in Bezug auf diffuse Verschmutzungsquellen zu lösen (BMU 2007e, S. 34 f.). Allerdings bergen die den Vollzugsbehörden eingeräumten umfangreichen Ermessensspielräume sowie die den Bundesländern explizit zugestandenen Abweichungsrechte die Gefahr einer deutlichen Abschwächung des tatsächlich erreichbaren Schutzniveaus.

7.6.3 Besondere wasserwirtschaftliche Bestimmungen

629. Mit den Regelungen zum Hochwasserschutz und zur Abwasserbeseitigung sollen Bereiche zu Vollregelungen ausgebaut werden, die im WHG seinem rahmenrechtlichen Charakter entsprechend lediglich fragmentarisch ausgestaltet sind.

7.6.3.1 Abwasserbeseitigung

630. In den §§ 46 ff. UGB-E II sind Vorschriften zur Abwasserbeseitigung statuiert, die die §§ 7a, 18a und 18b WHG erweitern und ablösen sollen. So soll in § 47 Abs. 2 UGB-E II neu geregelt werden, dass Niederschlagswasser bei Vereinbarkeit mit wasserrechtlichen oder anderen öffentlich-rechtlichen Vorschriften ortsnah versickert, verrieselt oder direkt oder über eine Kanalisation ohne Vermischung mit Schmutzwasser in ein Gewässer eingeleitet werden kann. Die bisherigen Anforderungen an Abwassereinleitungen sollen um die Verpflichtungen erweitert werden, dass die Einleitung mit den Anforderungen an die Gewässereigenschaften und sonstigen rechtlichen Anforderungen vereinbar ist und Abwasseranlagen oder sonstige Einrichtungen in einer Weise errichtet und betrieben werden, die die Einhaltung der im UGB-E II statuierten Anforderungen an das Einleiten von Abwasser sicherstellt. Die bisherige rahmenrechtliche Regelung des § 7a Abs. 4 WHG zu Indirekteinleitungen soll durch die bundesrechtliche Vollregelung des § 50 UGB-E II ersetzt werden. Nach Abs. 2 der Bestimmung soll eine Genehmigung für eine Indirekteinleitung nur erteilt werden dürfen, wenn die Anforderungen der AbwasserVO eingehalten werden, die Erfüllung der Anforderungen an die Direkteinleitung nicht gefährdet ist und Abwasseranlagen in einer Art und Weise betrieben werden, die die Einhaltung dieser Anforderungen nicht gefährdet. Neu in das Wasserwirtschaftsrecht aufgenommen werden soll auch eine Regelung über Abwassereinleitungen in private Abwasseranlagen (§ 51 UGB-E II), die besonders für Industrieparks von großer Bedeutung sein wird (BMU 2007e, S. 57; SELLNER 2008). Im Wesentlichen werden in der vorgesehenen Regelung Einleitungen in private und öffentliche Abwasseranlagen gleichgestellt. Unter Berücksichtigung der besonderen Gegebenheiten der Abwasserentsorgung durch private Dritte sind jedoch unter bestimmten Voraussetzungen Freistellungsmöglichkeiten von der Genehmigungspflicht vorgesehen.

7.6.3.2 Hochwasserschutz

631. In den §§ 56 ff. UGB-E II sind Bestimmungen zum Hochwasserschutz vorgesehen, mit denen eine bundesrechtliche Vollregelung der Materie getroffen und darüber hinaus die HochwasserRL 2007/60/EG der EU in das nationale Recht umgesetzt werden soll. Das Hochwasserschutzrecht nach dem WHG wurde zuletzt im Mai 2005

novelliert (Gesetz zur Verbesserung des vorbeugenden Hochwasserschutzes, BGBl. I v. 9. Mai 2005, S. 1224). Wesentliche Elemente dieser Novellierung waren

- eine Verschärfung der bisherigen Regelungen zu Überschwemmungsgebieten,
- die Statuierung spezieller Nutzungsregelungen in Überschwemmungsgebieten,
- die Statuierung eines grundsätzlichen Bauplanungsverbotes in Überschwemmungsgebieten,
- die Statuierung eines Genehmigungsvorbehaltes für Bauvorhaben in Gebieten nach den §§ 30, 34 und 35 BauGB und
- die Verpflichtung der Bundesländer, bis zum 10. Mai 2009 Hochwasserschutzpläne aufzustellen (s. die Überblicke bei JEKEL 2005; KOTULLA 2006; FAßBENDER 2007).

Diese Bestimmungen sollen in modifizierter Form in das UGB überführt werden. Dies soll gleichzeitig der Umsetzung der HochwasserRL dienen. Neue Elemente sind dabei die Erweiterung des Anwendungsbereiches des Hochwasserschutzes auf Küstengewässer (§ 56 UGB-E II) sowie die Einführung der Gebietskategorie der Risikogebiete (§ 57 UGB-E II). Nach wie vor kritisch zu bewerten sind fehlende absolute Verbote des Ackerbaus und des Siedlungsbaus in Überschwemmungsgebieten (KOTULLA 2006).

7.6.4 Abweichungsrechte der Bundesländer

632. Gemäß Art. 72 Abs. 3 S. 1 Nr. 5 GG können die Bundesländer abweichende Regelungen über den Wasserhaushalt treffen. Ausgenommen von diesem Abweichungsrecht sind stoff- und anlagenbezogene Regelungen. Entgegen entsprechender Forderungen in der Literatur (KNOPP 2007, S. 42) wurde der Inhalt des abweichungsfesten Kerns des Gewässerschutzrechts jedoch nicht im UGB-E konkretisiert. Für die künftige Gestalt des Wasserwirtschaftsrechts kommt es daher entscheidend darauf an, welche der vorangehend erörterten Bestimmungen dem landesrechtlichen Zugriff unterliegen und in welcher Weise die Bundesländer von ihren Abweichungsrechten Gebrauch machen werden. Klar von dem landesrechtlichen Zugriff ausgenommen sind jedenfalls die der IVG unterfallenden anlagenbezogenen Gewässerbenutzungen (s. Tz. 621 f.). Legt man die verfassungsrechtlichen Abweichungsrechte dahingehend aus, dass alle Regelungen, die dem Stoff- und dem Immissionsschutzrecht näher stehen (GINZKY und RECHENBERG 2006, S. 346 f.), dem abweichungsfesten Kern unterliegen, so sind jedenfalls die Vorschriften zur Wasserkraftnutzung und zur Abwasserbeseitigung sowie die Verbote des Einsatzes von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln in den Gewässerrandstreifen von der Abweichungsbefugnis ausgenommen. Argumentiert man darüber hinaus, dass anlagenbezogene Vorschriften auch Anlagen im Sinne des

Baurechts erfassen, so unterliegen auch die Vorschriften über die Mindestwasserführung und die Gewässerdurchgängigkeit dem Abweichungsverbot.

7.6.5 Bilanz und Ausblick

633. Insgesamt ist mit den in den UGB-E I und II vorgelegten Entwürfen zur Kodifizierung des Gewässerschutzrechts im Umweltgesetzbuch ein weitgehend übersichtlicher Regulierungsvorschlag gelungen, der unter Ausnutzung der im Jahre 2006 geschaffenen konkurrierenden Gesetzgebungskompetenz gemäß Art. 74 Abs. 1 Nr. 32 GG die Grundlage einer einheitlichen bundesrechtlichen Regelung der Materie zu schaffen vermag (SELLNER 2008). Das teils im UGB-E I, teils im UGB-E II geregelte Zulassungsregime ist für die Rechtsanwender nach einer gewissen Eingewöhnungsphase handhabbar. Entscheidend und für die umweltverträgliche Gewässerbewirtschaftung unverzichtbar ist, dass das wasserwirtschaftliche Bewirtschaftungsermessen unverändert erhalten bleibt. Der Verzicht auf das Rechtsinstitut der Bewilligung ist im Hinblick auf eine Vereinheitlichung der umweltrechtlichen Zulassungstatbestände und auf die gegenüber der Erlaubnis in der Praxis deutlich untergeordnete Bedeutung der Bewilligung akzeptabel. Viele der neuen Bestimmungen über die Bewirtschaftung oberirdischer Gewässer tragen wesentlich zu einer Vereinheitlichung des Gewässerschutzrechts bei, wenn auch in einigen Fällen noch konkretere Regelungen und nicht so weitreichende Ermessensspielräume der Vollzugsbehörden wünschenswert sind. Durch die Übernahme von bewährten landesrechtlichen Regelungen in den Regulierungsentwurf wird zumindest für diese Bereiche die Gefahr landesrechtlicher Abweichungsregelungen minimiert.

7.6.6 Empfehlungen

634. Aus dem Vorstehenden ergeben sich die folgenden Empfehlungen:

- im Abstimmungsprozess des UGB sollte der Schutzstandard der Entwürfe des BMU gehalten werden,
- die Bestimmungen über die Mindestwasserführung sollten um konkrete quantitative Vorgaben entsprechend den LAWA-Anforderungen ergänzt werden,
- die Bestimmungen über die Wasserkraftnutzung sollten um ein Verbot der Wasserkraftnutzung in ökologisch besonders sensiblen Gebieten und um ein Verbot des Schwallbetriebes erweitert werden.

8 Stoffe und Produkte

Botschaften

Es werden immer wieder Belastungen von Umweltmedien mit chemischen Substanzen gefunden, die in Bewertungskonzepten zum Schutz der Gesundheit des Menschen und der Umwelt berücksichtigt werden müssen. Bereits die Tatsache, dass Substanzen aus Produkten des täglichen Umgangs sogar in quellnahen Gewässern gefunden werden, muss als Warnzeichen und Hinweis auf Situationen mit Risiken gesehen werden. Die Bewertung von Umweltrisiken durch Chemikalien steht vor einer verbreiterten Aufgabenstellung (REACH) und Überprüfung der Wirksamkeit regulatorischer Maßnahmen (Arzneimittel, Pflanzenschutzmittel), die beide verstärkt auf den Gesamtkontext eingehen müssen.

- Für Stoffe und Produkte der Nanotechnologie muss die Freisetzung von Komponenten über den gesamten Produktionsweg geklärt werden. Die etablierten Testregime sind nicht auf die spezifischen Eigenschaften freier Nanomaterialien ausgerichtet. Die in den bestehenden Regularien (z. B. REACH) der Stoff- und Produktsicherheit vorgeschriebenen Methoden zur Risikobewertung müssen an die Besonderheiten von Nanomaterialien angepasst werden. Besondere Aufmerksamkeit sollte den Aufnahmevorgängen und der Verteilung im Organismus sowie den Wirkungen auf zellulärer Ebene gelten.
- Für bromierte Flammschutzmittel müssen Datendefizite bei der Umweltrisikobewertung beseitigt werden. Die Bewertung der Substitute ist voranzutreiben. Das Umweltrisiko für mindestens zwei Vertreter, Tetrabrombisphenol A und (Metabolite von) Decabromdiphenylether, ist erkennbar zu hoch und die Verwendung ist – angesichts vorhandener Alternativen – nicht mehr zu rechtfertigen.
- Ein europäisches Altarzneimittelprogramm sollte konzipiert und zügig umgesetzt werden, um das nicht akzeptierbare Datendefizit im Umweltverhalten und in der Umweltwirkung bei zugelassenen Arzneimitteln zu schließen. Eine Projektgruppe sollte prioritäre Arzneimittelwirkstoffe identifizieren, die bestehenden Informationslücken schließen und Maßnahmen vorschlagen, die die nachgewiesenen Belastungen der Umwelt tatsächlich eindämmen und die ressourcenschonend umgesetzt werden können.
- Die Umsetzung von REACH braucht eine Erhöhung der Kapazitäten und Expertisen, denn angesichts des immensen Aufgabenspektrums und der engen zeitlichen Vorgaben bestehen bei der Europäischen Chemikalienagentur (ECHA) und den Mitgliedstaaten Kapazitätsengpässe. Die erforderliche Beurteilungstiefe sowie die Qualitätskontrolle der Daten und der Einträge in Datenbanken ist anderenfalls nicht gewährleistet.

- Das Monitoring des Pflanzenschutzmitteleintrags muss quantitativ und qualitativ gestärkt werden und regionale Besonderheiten kritisch einbeziehen. Das von der Europäischen Kommission vorgeschlagene System der gegenseitigen Anerkennung der Zulassung in drei Zonen setzt dafür entsprechende Verwaltungsstrukturen und ein qualitativ hochstehendes Monitoring voraus. Diese Bedingungen existieren derzeit nicht und daher würde der Umwelt- und Gesundheitsschutz unter einer solchen Zulassung der Pflanzenschutzmittel leiden. Aus diesem Grund ist die zonale Zulassung vorerst abzulehnen.
- Die europäische Quecksilberstrategie muss dazu beitragen, die Quecksilberemissionen weltweit zu mindern und den Import und Export von Quecksilber stark zu reduzieren. Dazu muss auch der Ausstieg aus quecksilberabhängigen Technologien forciert werden und deutlich vor dem avisierten Termin 2020 liegen. Die Bemühungen um den Aufbau sicherer Lagertechnologien für flüssiges Quecksilber müssen verstärkt werden.

8.1 Einleitung

635. Chemische Stoffe werden für Güter des täglichen Bedarfs in großer Vielfalt gebraucht und durchlaufen bei der Herstellung unter Umständen eine vielverzweigte Veredelungskette. Ein risikobewusster Umgang mit chemischen Stoffen und den daraus entwickelten Produkten ist möglich, wenn alle Anwender neben dem Nutzungspotenzial auch die möglichen Schadwirkungen sowie die dafür kennzeichnenden Begleitumstände kennen und diese bei bestimmten Anwendungssituationen schnell einordnen können. Die systematische Bewertung von Risiken für Mensch und Umwelt durch Herstellung und Vertrieb von chemischen Substanzen folgt ausgereiften Konzepten der fachlichen Risikobewertung, die auch den Gebrauch der Produkte einbeziehen.

Die Risikobewertung ist wegen der verbesserten Datenlage zu chemischen Stoffen und daraus gewonnener Einsichten zunehmend mit aktuellen Problemstellungen konfrontiert. Es werden immer wieder Belastungen von Umweltmedien mit chemischen Substanzen festgestellt, die in Bewertungskonzepten zum Schutz der Gesundheit des Menschen und Maßnahmen zum Schutz der Umwelt berücksichtigt werden müssen. Auch für die Risikoabwägung für Arzneimittel muss der Umweltkontext stärker als bisher einbezogen werden, denn zahlreiche lang eingeführte Arzneimittel sind im Umweltverhalten noch ungenügend bekannt. Allerdings ist die existierende Datenlage für viele Arzneimittel bereits jetzt hinreichend dicht und zeigt, dass bei der traditionellen Umweltbewertung lediglich einzelne Stoffe betrachtet werden, und somit die Umweltsituation nicht adäquat abgebildet wird. Auch durch REACH wird das Umweltrisiko stärker als bisher in die Bewertung chemischer Stoffe mit einbezogen. Für andere

Themen wie Pflanzenschutzmittel oder Quecksilber ist mittlerweile erkannt, dass die Wirksamkeit von regulierenden Maßnahmen für den Schutz der Umwelt offenbar zu schwach ist oder diese zu spät greifen.

Unerwartete Belastungen

636. Die Belastung von Umweltmedien wird zumindest für eine gewisse Anzahl chemischer Stoffe regelmäßig durch Umweltmonitoring verfolgt. Dennoch gelangen als Zufallsbefund regional begrenzte Belastungen mit Stoffen zur Kenntnis, die entsprechend dem bekannten Verwendungsmuster dort nicht zu erwarten waren. Viele der bislang bekannt gewordenen Beispiele solcher Substanzen haben ein großes Nutzungspotenzial im Brandschutz, in der Energieeinsparung oder der Verlängerung der Gebrauchsfähigkeit von Gütern. Einige Belastungssituationen konnten auf schuldhaften, punktuellen Eintrag zurückgeführt werden und dadurch auch zeitnah beherrscht werden. Es gibt allerdings auch Belastungen (z. B. durch Flammschutzmittel), die keiner Punktquelle zugeordnet werden können und diffus verbreitet sind, sodass sie möglicherweise nicht hinreichend bekannte risikobelastete Situationen anzeigen.

Verbreiterte Aufgabenstellung

637. Einige Substanzen, wie Arzneimittel oder Pflanzenschutzmittel, unterliegen einer eigenen, differenziert ausgearbeiteten und dem Problem angemessenen Prüfung des Risikos, in die Abwägungen zu Umweltrisiken methodisch angemessen eingebunden sind. Angesichts der entscheidenden Bedeutung von Arzneimitteln für die Gesundheit des Menschen wird der mit dem Gebrauch verbundene Eintrag in die Umwelt in der Bilanz des Nutzen-Schadverhältnisses toleriert. Durch das wissensbasierte Konzept und den inzwischen erworbenen Erfahrungshorizont wird für Arzneimittel immer stärker erkennbar, dass die umweltbezogene Risikobewertung ganz eigenständige Problemlagen zu bewältigen hat. Dies kann aus der Variabilität der Belastung sowie auch aus der Tatsache resultieren, dass ganz unterschiedliche Substanzen in einen gemeinsamen Wirkungsmechanismus eingebunden sein können. Es kann daher eine summierende Bilanz erforderlich sein. Ein auf den Gesamtkontext ausgerichteter Bewertungsprozess hätte einen für die Methodik tiefgreifend gestaltenden und standardsetzenden Einfluss und würde die Umsetzbarkeit neuer Aufgaben bei der Eindämmung von Risiken für die Umwelt durch den Gebrauch von chemischen Substanzen, zum Beispiel unter REACH, fördern.

Überprüfen der Wirksamkeit

638. Der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, die in die Umwelt ausgebracht werden und dort wirken sollen, hat eine große Bedeutung für die Versorgung mit qualitativ hochwertigen Lebensmitteln. Die Bilanz im Nutzen-Schadverhältnis ist eng daran ge-

knüpft, dass jeder durch gute fachliche Praxis vermeidbare Eintrag unterbleibt. Die Aufarbeitung der Daten zur Verwendung, Verbreitung und Wirkung von Quecksilber hat ergeben, dass auch hier das grundsätzliche Problem einer global zu hohen Freisetzung nicht eingedämmt werden konnte. Es wird zunehmend deutlich, dass regulatorische Entscheidungen für einige Bereiche hinsichtlich ihrer Vorteils- und Nachteilsbilanz sowie Wirksamkeit evaluiert werden sollten. Die Anwendungspraxis weicht noch zu stark vom regulatorischen Ziel des Schutzes der Umwelt ab, weil die Nutzungszusammenhänge insgesamt zu komplex sind. Es muss überprüft werden, ob hier flankierende Maßnahmen notwendig sind. Das methodische Vorgehen bei der Risikoevaluierung und der Zulassungsentscheidung auf der Basis von Nutzen-Risikoabwägungen ist für die Produktgruppen Arzneimittel und Pflanzenschutzmittel am weitesten entwickelt. Die gegenseitigen Erwartungen zum Schutz vor Risiken durch chemische Substanzen haben sich aber verbreitert und bedürfen einer verstärkten Bewertung des Anwendungskontextes.

8.2 Synthetische Nanomaterialien

8.2.1 Einleitung

639. Die Nanotechnologie ist die Bearbeitung und Herstellung von Materialen auf atomarer, molekularer und makromolekularer Ebene, durch die es möglich ist, neue Eigenschaften und Funktionen für Komponenten und Produkte zu erzeugen. Chemische und physikalische Eigenschaften werden durch die Größe und Form der Strukturen mitbestimmt. Somit können nicht nur über die chemische Zusammensetzung sondern auch über die Morphologie der Stoffe die Produkteigenschaften beeinflusst werden. Dies ist für die Entwicklung leichter und hoch belastbarer Werkstoffe, für energiesparende Oberflächen, für die Herstellung von Farbstoffen aber auch für Gebrauchsgüter von großer Bedeutung. Von Industrievertretern wird die Nanotechnologie als eine der vielversprechendsten neuen technologischen Entwicklungen, die in der Zukunft zahlreiche Industrieprodukte beeinflussen wird, bewertet. Beispielsweise wird davon ausgegangen, dass im Jahr 2014 bei etwa 15 % aller produzierten Güter Nanotechnologie in irgendeiner Form zum Einsatz kommt (DAVIES 2007). Ein Feld dieser Technologie ist die Nutzung von Nanopartikeln, Nanofasern oder auch Nanoröhren, womit in der Regel künstlich hergestellte Partikel beziehungsweise Fasern oder Röhren mit einer Größe kleiner als 100 nm bezeichnet werden. Bisher werden nur Nanomaterialien aus weitgehend chemisch inerten Verbindungen wie beispielsweise Siliziumdioxid, Titandioxid und Aluminiumoxid hergestellt und in Produkten verwendet.

640. Die Nanotechnologie bietet eine Vielzahl von Optionen für die Herstellung neuer Materialeigenschaften. Neben den Chancen, die diese neue Technologie beinhaltet, bestehen aber auch Befürchtungen hinsichtlich möglicher negativer Auswirkungen auf

die Gesundheit und die Umwelt durch künstlich hergestellte nanoskalige Materialien. Bisher weiß man nur sehr wenig über das Umweltverhalten und die toxischen Eigenschaften von Nanomaterialien. Aus den Erfahrungen der Vergangenheit ist aber bekannt, dass kleinste Partikel durch Feinstäube aus Verbrennungsprozessen oder Arbeitsprozessen ein ernstzunehmendes Gesundheitsrisiko darstellen können. Auch chemisch-physikalisch inerte Fasern können profunde biologische Wirkungen haben – zu nennen ist in diesem Zusammenhang das Lungenkrebsrisiko durch Asbest.

641. Die Diskussion um mögliche Risiken dieser technologischen Entwicklung wird bereits sorgfältig geführt, um Fehler der Vergangenheit, in der zum Beispiel für Asbest erste Hinweise auf eine erforderliche Risikodiskussion nicht ernst genommen wurden, frühzeitig zu vermeiden. Ein den Problemen entsprechendes Risikomanagement kann einen unschätzbaren Beitrag zur Absicherung der Nutzungspotenziale der Nanotechnologie leisten. Dafür sollte eine enge Zusammenarbeit aller relevanten Akteure angestrebt werden, um spezielles Wissen in das Risikomanagement frühzeitig einzubeziehen. Die innerhalb dieses Prozesses zu beantwortenden Fragen sind, ob mit Standard-Testverfahren die Expositions-Wirkungs-Beziehungen erfasst werden und ob Nanomaterialien andere adverse Wirkungen haben als bislang für den jeweiligen Grundstoff bekannt wurde. Die bestehenden Regularien sind auf diese Grundinformationen angewiesen, um Sicherheit in der Herstellung, Verarbeitung und Nutzung der Produkte sowie Sicherheit für die Umwelt zu gewährleisten.

8.2.2 Eigenschaften, Verwendungen und Entwicklung von Nanomaterialien

642. Die bereits existierenden sowie sich in der Diskussion befindlichen Anwendungsfelder der Nanotechnologie sind sehr vielfältig und erstrecken sich vom Bereich der Umwelttechnik über die Materialforschung bis hin zu Kosmetikprodukten oder neuen Anwendungsformen für Arzneimittel. Nanomaterialien haben im Vergleich zu gleichem Material größerer Strukturen vor allem eine sehr viel größere Oberfläche bei gleicher Masse. Dadurch können sie chemisch reaktiver sein und auf ihrer Oberfläche reaktive Komponenten tragen. In einigen Fällen sind Stoffe in gröberen Fraktionen zwar biologisch inert, verhalten sich aber als Nanostruktur reaktiv. Nanopartikel können eine höhere mechanische Stabilität oder auch veränderte optische, elektrische und magnetische Eigenschaften haben, wodurch sie für die Entwicklung innovativer Produkte besonders interessant sind.

643. Nanomaterialien werden hinsichtlich ihrer Struktur vereinfacht in drei Kategorien eingeteilt. Als eindimensionale Strukturen werden sehr dünne Oberflächen bezeichnet, zweidimensionale Strukturen sind beispielsweise Nanodrähte oder Nanoröhren und dreidimensionale Strukturen sind Nanopartikel. Die Herstellung und Verwendung von

Nanopartikeln, Nanoröhren und Nanofasern umfasst somit einen – durchaus wichtigen – Bereich der Nanotechnologie. Als Nanopartikel werden ausschließlich synthetisch hergestellte Partikel mit einer Größe kleiner als 100 nm bezeichnet, um diese in der Nomenklatur gegen kleinste Partikel aus natürlichen Quellen abzugrenzen.

644. Bisher steht die Entwicklung und Herstellung von Produkten, in denen Nanomaterialien zum Einsatz kommen, erst am Anfang. Zu den Materialien, die bereits vermarktet werden, gehören Kohlenstoffpartikel und -röhren, Partikel aus Siliziumdioxid, Titandioxid, Aluminiumdioxid, Zinkoxid, Eisenoxid, Gold, Silber sowie Fullerene (ausschließlich aus Kohlenstoffatomen bestehende Makromoleküle). Bereits jetzt wird Nanomaterialien ein umfangreiches Anwendungsgebiet und somit auch großes Marktpotenzial zugeschrieben. In der Entwicklung bzw. auf dem Markt sind beispielsweise Anwendungen in der Automobilindustrie (Reifenfüllungen, Katalysatoren), der Medizin (Arzneimitteltransportsysteme, Kontrastmittel), dem Baugewerbe (Isoliermaterial, Zementbeimischungen, Flammschutzmittel), der Kosmetikindustrie (Sonnenschutz, Hautcremes, Zahncremes) sowie bei Beschichtungen und Oberflächenfunktionalisierungen in verschiedenen technischen Bereichen. Ein bekanntes Beispiel mit weiter Verbreitung und großer Bedeutung für Verbraucher ist die Verwendung von Nanopartikeln aus Titan- oder Zinkoxid als UV-Schutz in den hochwirksamen Sonnencremes (Sunblocker) (LÖCHTEFELD 2005).

645. Inzwischen gibt es ebenfalls Entwicklungen, Nanomaterialien in der Lebensmittelherstellung einzusetzen, beispielsweise siliziumhaltige Verbindungen als Rieselhilfe, um das Zusammenbacken von pulverförmigen Produkten zu verhindern. Neben dem Einsatz als Zusatzstoff werden Nanopartikel aus Silizium- und Calciumverbindungen auch direkt als Nahrungsergänzungsmittel eingesetzt. Ob es sich bei solchen Zusätzen allerdings wirklich um Nanomaterialien handelt und ob diese dann im Produkt frei vorliegen, ist bisher noch nicht zweifelsfrei geklärt (BfR 2006).

646. Andere, ebenfalls verbrauchernahe Anwendungen von Nanopartikeln finden sich in Lebensmittelverpackungen, Textilien und Lacken. Sie können unter anderem auf Kleidungsstücken als UV- und Wasserschutz dienen. Produkte, bei denen das Risiko besteht, dass Konsumenten mit freien Nanomaterialien in Kontakt kommen, bedürfen der besonderen Aufmerksamkeit, da hier die Wahrscheinlichkeit von Expositionen erhöht ist. Allerdings gibt es keine Verpflichtung, Produkte, die Nanomaterialien enthalten, speziell zu kennzeichnen. Andererseits werben inzwischen einige Firmen mit dem Begriff „Nano“, zum Teil ohne dass in den Produkten tatsächlich Nanomaterialien enthalten sind.

8.2.3 Mögliche negative Auswirkungen auf Umwelt und Gesundheit

647. Eine umfassende Abschätzung möglicher Risiken durch synthetisch hergestellte Nanopartikel ist derzeit aufgrund der vielen verschiedenen möglichen Anwendungsgebiete und unterschiedlichen Partikelformen und -zusammensetzungen kaum möglich. Für eine Bewertung fehlen insbesondere Forschungsergebnisse über das Verhalten von synthetischen Nanopartikeln in der Umwelt, bei der Aufnahme in den Organismus und über deren Wirkung auf Umwelt und Gesundheit. Von besonderem Interesse sind Fragestellungen zum Transport von Nanomaterialien im menschlichen Körper und zu Mechanismen hinsichtlich Interaktionen auf subzellulärer und molekularer Ebene (SCENIHR 2006). Des Weiteren mangelt es an Erkenntnissen darüber, wo und in welcher Form relevante Expositionen auftreten können. Außerdem stehen derzeit noch nicht die für die Erfassung der Expositionen notwendigen Analysetechniken zur Verfügung (KRUG und KRUG 2007). Um diese Frage zu beantworten, muss an erster Stelle geklärt werden, in welcher Form die Partikel oder Fasern, ob fest in einer Matrix gebunden oder nicht, in dem Produkt vorliegen. Risiken gehen in erster Linie von freien Nanomaterialien aus, die über die Atemluft, den Magen-Darm-Trakt oder die Haut aufgenommen werden können.

Derzeit wird angenommen, dass das höchste Gesundheitsrisiko von inhalierbaren Nanopartikeln, Nanoröhren oder Nanofasern ausgeht (BfR 2006). Prinzipiell sind bei allen Lebenswegabschnitten der Produkte Emissionen und damit Umweltrisiken von Nanomaterialien denkbar. Es wird erwartet, dass die bestehenden Arbeitsschutzmaßnahmen bei der Herstellung von Nanomaterialien aufgrund des inzwischen recht ausgereiften Risikomangements einen adäquaten Schutz gewährleisten, aber dies für die Weiterverarbeitung zu Produkten nicht ohne weiteres gegeben ist.

648. Auf der Grundlage von – wenn auch wenigen – Studien zur Wirkung und zum Verhalten von synthetischen Nanopartikeln sowie Untersuchungen über ultrafeine Partikel aus Verbrennungsprozessen (beispielsweise Dieselruß) lassen sich einige Anhaltspunkte zum Verhalten und zur Wirkung von monodispergierten Partikeln (Dispersion aus Partikeln gleicher Zusammensetzung) ableiten. Bisherige Erkenntnisse zur Wirkung von Partikeln zeigen, dass neben ihrer Größe auch ihre chemischen und physikalischen Eigenschaften einen entscheidenden Einfluss auf das Verhalten in der Umwelt und im Organismus bzw. in der Zelle haben. Wichtige Faktoren dafür sind Dichte, Persistenz, Oberflächenstruktur und die Reaktivität der Substanzen (s. a. MAYNARD 2007). Zu erwarten ist beispielsweise, dass Nanopartikel sehr schnell aggregieren, wobei wiederum ungeklärt ist, ob und unter welchen Bedingungen es zur Disaggregation kommen kann. Aufgrund ihrer geringen Masse können Partikel < 100 nm sehr weit transportiert werden. Es gibt erste Hinweise dafür, dass bestimmte

Arten von Nanoröhren sehr persistent sind und eine Neigung zur Akkumulation aufweisen (HELLAND et al. 2007).

Bei Aerosolen (Gemisch aus Partikeln und Luft) ist davon auszugehen, dass die kleinsten Partikelfraktionen fast vollständig in der Lunge deponiert werden. Sehr kleine, inerte Partikel gelangen bis in die Lungenbläschen und werden aufgrund des fehlenden Auslösens eines chemotaktischen Signals nicht phagozytiert (Aufnahme von extrazellulären, festen Partikeln durch Zellen) und somit resorbiert. Ultrafeine bzw. Nanopartikel lösen im stärkeren Maße Entzündungsreaktionen in der Lunge aus als gröbere Fraktionen, was vermutlich mit ihrem größeren Verhältnis von Oberfläche zur Masse zusammenhängt. Die Teilchenoberfläche steht in einem direkten Verhältnis zur Auslösung von Entzündungsreaktionen. Nanopartikel können in den Blutkreislauf gelangen und auf andere Organe – wie zum Beispiel die Gefäßinnenfläche und auf das Herz – wirken. Die Exposition gegenüber ultrafeinen Partikeln (< 100 nm) in der Außenluft ist ein Risikofaktor für Herz-Kreislauf-Erkrankungen (s. a. SRU 2002, Tz. 552 f.; 2004a, Tz. 537). Außerdem können Nanopartikel die innerste Wandschicht von Lymph- und Blutgefäßen überwinden und gelangen dadurch auch in den Zellzwischenraum von Geweben und Organen (LIPPERT 2000).

649. Untersuchungen zur Wirkung von Nanopartikeln im Tiermodell zeigten, dass eine klassische Expositions-Effekt-Beziehung bei synthetischen Nanopartikeln nicht zu beobachten ist. So wurde bei einigen Inhalationsversuchen eine fast inverse Dosis-Wirkungs-Beziehung nachgewiesen, die derzeit mit einer Aggregationsneigung bei hohen Partikelkonzentrationen erklärt wird, wodurch die Resorptionsfähigkeit stark vermindert ist (DAVIES 2007; OBERDÖRSTER et al. 2005). Einige Studien geben Anlass zur Besorgnis, da sie sowohl einen Zusammenhang zwischen Partikeln im Blutgefäßsystem und einer beschleunigten Thrombosebildung als auch eine Translokation von Nanopartikeln in das Gehirn nachweisen konnten. So wurde in einer Inhalationsstudie an Ratten die aktive Aufnahme von Nanopartikeln über den Riechnerv nachgewiesen, wodurch auch das Zentralnervensystem durch ultrafeine Kohlenstoffpartikel (< 100 nm) erreicht wird (OBERDÖRSTER et al. 2004).

Nanoskalige Titandioxid-Partikel hatten im Tiermodell in Abhängigkeit von der Oberflächenbeschaffenheit ein anderes Entzündungspotenzial in der Lunge, wobei die Beschichtung, die kristalline Struktur und Komposition der Partikel einen Einfluss auf den Effekt haben (WARHEIT et al. 2003; 2007). Besonders negativ erwiesen sich Chlorid-Ionen an der Oberfläche der Titandioxid-Partikel, welche für deren saure und auch reaktive Eigenschaften verantwortlich waren. Dies unterstreicht noch einmal, dass in der Bewertung des Risikos von Nanopartikeln die Oberflächenstruktur und die Zusammensetzung der Partikel berücksichtigt und somit jeder Partikeltyp in Bezug auf

Struktur, Zusammensetzung, Größe und Oberfläche individuell behandelt werden muss (KRUG 2005).

650. Über die Wirkung von Fasern auf die Gesundheit gibt es ebenfalls einige Erkenntnisse, wobei sich diese insbesondere auf die Verwendung von Bauprodukten wie Glas, Steinwolle und Asbest beziehen. Wichtige Faktoren für eine Inhalationstoxizität sind die Länge der Fasern, das Verhältnis der Länge zum Durchmesser und die Persistenz im Körper. Ein Grund für die hohe Kanzerogenität von Asbestfasern ist deren Größenverhältnis (Länge zum Querschnitt) und die Eigenschaft, sich in sehr feine Elementarfibrillen aufzuspalten (MUHLE und WARHEIT 2004). Bisher gibt es noch keine Anhaltspunkte dafür, dass neue synthetische Nanofasern ähnliche Eigenschaften aufweisen werden, wie diejenigen, die für eine hohe Inhalationstoxizität bei Asbestfasern verantwortlich sind.

651. In Bezug auf die Auswirkungen von Nanomaterialien auf die Gesundheit sind kürzlich mehrere Verbundforschungsprojekte auf europäischer Ebene – Nanoderm, NaoSafe1 und NanoSafe2 – und das BMBF-Forschungsprojekt NanoCare ins Leben gerufen worden. Erste Ergebnisse dieser Projekte liegen bereits vor bzw. werden in Kürze veröffentlicht. In dem Projekt Nanoderm wurde die Aufnahme von Nanopartikeln über die Haut untersucht. Diese Frage ist unter anderem deshalb von besonderer Relevanz, da bereits Sonnencremes mit Nanopartikeln angeboten werden. Die innerhalb des Verbundprojektes erzielten Ergebnisse deuten darauf hin, dass eine dermale Absorption von Titandioxid- und Zinkoxid-Nanopartikeln, unabhängig von Form und Oberflächenstruktur, nicht stattfindet. Dieses Ergebnis wird durch weitere Studien und durch eine Auswertung des aktuellen Forschungsstandes zur Wirkung von Titandioxid- und Zinkoxid-Nanopartikeln in Sonnencremes, die von der Australischen Regierung in Auftrag gegeben wurde, gestützt (Australian Government, Department of Health and Ageing 2006; SCHULZ et al. 2002). In dem genannten Gutachten wird darauf hingewiesen, dass diese Partikel unter Einfluss von Sonnenlicht freie Radikale bilden können, die sich zellschädigend auswirken; eine Eigenschaft, die aber nur dann von Relevanz ist, wenn die Partikel in lebende Zellen penetrieren würden. Die genannten Ergebnisse betreffen nur intakte Haut. Es gibt Hinweise dafür, dass mechanische oder chemische Einwirkungen auf die Haut das Penetrationsverhalten von Partikeln beeinflussen. Das wissenschaftliche Beratergremium der Europäischen Kommission für die Sicherheit von Produkten (Scientific Committee on Consumer Products – SCCP) weist auf in diesem Bereich weiterhin bestehende große Datenlücken hin und auf die Notwendigkeit, neue Methoden für die Bewertung der Aufnahme von Nanopartikeln über die Haut zu entwickeln (SCCP 2007).

652. Das Verhalten von Nanopartikeln in der Umwelt, insbesondere ihre Aggregationsneigung, und ihre Wirkungen auf aquatische oder terrestrische Organis-

men sind kaum bekannt. Erste Arbeiten zur Ökotoxizität von Nanomaterialien konnten nachweisen, dass die Exposition gegenüber unbeschichteten Fullerenen bei jungen Forellenbarschen zu oxidativem Stress im Gehirn führen kann (OBERDÖRSTER 2004). Für lösliche Fullerene lag die Konzentration, die nach 48 Stunden bei 50 % der Wasserflöhe (*Daphnia magna*) letal wirkte (LC_{50}-Wert), bei 0,8 ppm (ZHU et al. 2006). Bei Untersuchungen zur Wirkung von Titandioxid-Partikeln an der gleichen Art zeigte sich eine Zunahme der Toxizität mit steigender Konzentration; der LC_{50}-Wert lag bei 5,5 ppm. Die Autoren gehen anhand dieser Ergebnisse davon aus, dass standardisierte ökotoxische Tests durchaus zur Beurteilung des Risikos von Nanopartikeln in aquatischen Systemen geeignet sind (LOVERN und KLAPER 2006). Insgesamt besteht hier noch weiter gehender Forschungsbedarf, wobei an erster Stelle geklärt werden müsste, mit welchen Expositionen in der Umwelt zu rechnen ist.

8.2.4 Aktuelle Initiativen

653. Verschiedene Institutionen haben sich bereits frühzeitig des Themas „Risiken der Nanotechnologie“ angenommen. So wurde vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) in Zusammenarbeit mit der Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin (BAuA) und dem Umweltbundesamt (UBA) ein sogenannter Dialog zur Bewertung der Chancen und Risiken von synthetischen Nanopartikeln in Arbeits- und Umweltbereichen initiiert (BMU et al. 2006). Zur Strukturierung dieses Dialoges wurde eine sogenannte Nanokommission eingerichtet. In ihr setzten sich Vertreter der Wirtschaft, der Wissenschaft, von Nichtregierungsorganisationen und aus staatlichen Instanzen mit den Chancen und den Risken der Nanotechnologie auseinander. Ziel dieser Initiative ist eine frühzeitige Auseinandersetzung über die fachspezifischen Kenntnisse zu technischen Eigenschaften und zu möglichen Risiken dieser neuen Technologie, die der Aufklärung aber auch der Vertrauensbildung dienen soll. Der vom BMU unter Einbeziehung aller betroffenen Gruppen angestoßene Dialog ist auf jeden Fall begrüßenswert, weil er zum Wissenstransfer beiträgt und die zu klärenden Fragen frühzeitig eingrenzt. Ein derartiger Prozess sollte auch als Chance wahrgenommen werden, um mögliche Gesundheits- und Umweltgefahren frühzeitig zu erkennen und auch das Vertrauen zu schaffen, dass die Risiken dieser Technologie aufmerksam verfolgt werden. Dafür ist eine transparente Darstellung des bestehenden Wissens und des Nicht-Wissens sowie der für eine zukünftige Risikobewertung eingeleiteten Prozesse erforderlich.

Eine derartige Form der Risikokommunikation wird ebenfalls in dem Aktionsplan der Europäischen Kommission zur Nanotechnologie und zu den Nanowissenschaften befürwortet (Europäische Kommission 2005a; 2007a). Darin hat die Europäische Kommission sich verpflichtet, finanzielle Mittel für die Erforschung der Risiken der Nanotechnologie, insbesondere in der Herstellung von Nanostrukturen wie Nanopartikel,

bereitzustellen. Aus Sicht der Europäischen Kommission sollen Risiken frühzeitig und auf allen Ebenen, von der Herstellung, Weiterverarbeitung bis zur Entsorgung der Produkte, untersucht werden. Des Weiteren will die Europäische Kommission die Entwicklung von Standards, Terminologien, Modellen und Leitfäden zur Risikobewertung fördern. Außerdem ist vorgesehen, die relevanten bestehenden EU-Regularien hinsichtlich einer Notwendigkeit der Anpassung an die Besonderheiten der Nanotechnologie hin zu überprüfen und gegebenenfalls Vorschläge für Nachbesserungen zu erarbeiten.

654. Die Royal Society und die Royal Academy of Engineering haben einen gemeinsamen Bericht zum Thema „Nanoforschung und Nanotechnologie: Chancen und Unsicherheiten“ veröffentlicht (Royal Society und Royal Academy of Engineering 2004). In dem Bericht kommen sie unter anderem zu dem Ergebnis, dass mögliche adverse Effekte von Nanopartikeln nicht auf der Basis der bekannten Toxizität makroskopisch kleiner Materialien, die auf den Gesetzen der klassischen Physik aufbauen, abgeleitet werden können. Aus diesem Grunde empfehlen sie, Nanopartikel oder Nanoröhren als völlig neue Chemikalien in bestehende Regulierungen – beispielsweise in der neuen Chemikaliengesetzgebung (REACH) – zu behandeln.

655. Der Wissenschaftliche Ausschuss für neu auftretende und neu identifizierte Gesundheitsrisiken (Scientific committee on emerging and newly identified health risks – SCENIHR) kommt in einer Stellungnahme ebenfalls zu dem Ergebnis, dass bestehende Methoden und technische Leitlinien zur Risikobewertung nicht ausreichend sind, um mögliche Gefahren durch Nanomaterialien zu erfassen und aus diesem Grunde Modifikationen notwendig sind. Insbesondere die etablierten Methoden der Expositionsabschätzung sowie der toxikologischen und ökotoxikologischen Bewertung sind nicht trennscharf genug, um die für Nanomaterialien denkbaren Risiken zu identifizieren (SCENIHR 2006). Auf Basis dieser Einschätzung wurden vom Ausschuss einige Vorschläge für Nachbesserungen bestehender Risikoerfassungsmethoden erarbeitet (SCENIHR 2007). Die zentrale Empfehlung ist die Erarbeitung und Festlegung eines Rahmens, wie in Zukunft das Risiko für Gesundheit und Umwelt von Nanomaterialien erfasst werden soll. Dafür wird eine vierstufige Vorgehensweise vorgeschlagen, welche den Prinzipien einer klassischen Stoffrisikobewertung folgt. Der erste Schritt ist die Expositionsabschätzung über den gesamten Lebenszyklus der Produkte. Daran knüpft eine Charakterisierung der Exposition an. Der dritte und vierte Schritt betreffen die Gefahrenanalyse der Nanomaterialien, für die eine Exposition als wahrscheinlich angenommen wird, deren Charakterisierung und schließlich die Risikoabschätzung.

656. Die OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) hat im Jahr 2005 einen Workshop zum Thema Risiken von synthetisch hergestellten Nanomaterialien initiiert (OECD 2006). Ein Ergebnis aus dieser Veranstaltung ist die Bildung

einer OECD-Arbeitsgruppe, die sich unter anderem mit Fragen zur Nomenklatur, Standardisierungen und Klassifizierung von Nanomaterialien beschäftigen will. So ist geplant, eine Nomenklatur und Terminologie für verschiedene nanoskalige Materialien in Zusammenarbeit mit der Internationalen Organisation für Normung (ISO) zu erarbeiten.

657. DuPont und die Umweltschutzgruppe Environmental Defense haben in Kooperation miteinander eine Stellungnahme (Nano Risk Framework) zum Umgang mit den Risiken der Nanotechnologie erarbeitet (Environmental Defense und DuPont 2007). Darin wird ebenfalls eine mehrstufige Vorgehensweise beim Umgang mit Nanomaterialien vorgeschlagen, welche eine Zusammenfassung sämtlicher Informationen über Eigenschaften, inhärente Risiken und mögliche Expositionen über den gesamten Lebenszyklus des Produktes beinhalten. Auf dieser Grundlage kann dann eine Entscheidung über die weitere Nutzung bzw. Entwicklung des entsprechenden Nanomaterials getroffen werden.

8.2.5 Regulierung und Kennzeichnung von Nanomaterialien

658. Es stellt sich angesichts der spezifischen Risiken durch die Nanotechnologie die Frage, inwieweit das bestehende Umweltrecht dieser neuen Herausforderung gerecht wird. Um diese Frage zu klären, wurde im Auftrag des UBA vom Öko-Institut ein Rechtsgutachten erstellt, mit dem geklärt werden sollte, ob Regelungslücken auf europäischer und nationaler Ebene im Hinblick auf Risiken durch die Nanotechnologie bestehen, um darauf aufbauend Empfehlungen für Nachbesserungen bzw. Korrekturen abzuleiten (FÜHR et al. 2006). Innerhalb des Gutachtens wurden der gesamte Lebenskreislauf der Produkte bzw. die entsprechenden rechtlichen Vorgaben betrachtet. Das betrifft sowohl Forschung und Entwicklung, Herstellung und Weiterverarbeitung der Produkte als auch die Gebrauchsphase und die Entsorgung. Dabei konnten an vielen Stellen Regelungslücken identifiziert werden, die oftmals darauf zurückzuführen sind, dass die spezifischen Besonderheiten der Nanomaterialien nicht berücksichtigt werden.

Ein Beispiel hierfür stellt die Seveso-II-Richtlinie (RL 96/82/EG) zum Schutz vor betrieblichen Störfällen dar. In dieser Richtlinie sind Mengenschwellen entsprechend der gefährdenden Eigenschaften der Stoffe festgesetzt, welche im mehrstelligen Kilobereich liegen. Damit sind sie viel zu hoch, um Risiken durch Nanomaterialien zu erfassen (FÜHR et al. 2006). Ähnliche Defizite wurden auch im Wasserrecht identifiziert. In der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) und der Richtlinie betreffend die Verschmutzung infolge der Ableitung bestimmter gefährlicher Stoffe in die Gewässer der Gemeinschaft (RL 2006/11/EG) sind Grenzwerte für klassische Schadstoffe einschließlich bestimmter Metalle festgelegt. Allerdings werden dabei bisher keine Nano-

materialien berücksichtigt, für die entweder keine Grenzwerte existieren, oder aber die bestehenden Qualitätsnormen und Grenzwerte erfassen keine nanospezifischen Merkmale.

659. Nanomaterialien fallen unter die Registrierpflicht für Stoffe und Zubereitungen unter REACH, der seit 1. Juni 2007 gültigen Chemikalienverordnung der Europäischen Union (EU), obwohl es keine auf die Besonderheiten von Nanomaterialien ausgerichteten Prüfanforderungen unter REACH gibt. Stoffe und Zubereitungen müssen ab einer Produktionsmenge von 1 t/a ein Registrierdossier erhalten, das alle identifizierten Anwendungen darstellt, also auch die Verwendung als (Haupt-)Bestandteil von Nanomaterial. Ab einer Produktionsmenge von 10 t/a muss für Stoffe und Zubereitungen im Registrierdossier auch ein Chemikaliensicherheitsbericht erstellt werden, der alle relevanten physikochemischen, toxikologischen und ökotoxikologischen Informationen enthält. Bezogen auf Nanomaterial heißt dies, dass die Partikelgröße des Stoffes und alle verfügbaren Informationen zu adversen Gesundheits- und Umwelteffekten abgefragt werden. REACH eröffnet der Chemikalienagentur sowie den nationalen Behörden der Mitgliedstaaten die Möglichkeit, auch für Stoffe und Zubereitungen unterhalb 1 t/a, für die ein begründeter Verdacht auf adverse Effekte für Mensch und Umwelt besteht, risikobeschränkende Maßnahmen oder Prüfdaten zum Beleg der Unschädlichkeit einzufordern.

Dennoch ist nicht erwarten, dass die Verpflichtungen der Hersteller zur Registrierung ihrer Stoffe und Zubereitungen unter REACH einen substanziellen Beitrag zur Risikoadressierung von Nanomaterialien leisten kann. REACH stützt sich auf etablierte Endpunkte toxischer Wirkungen oder expositionsgestützte Einordnungen des Risikos ohne spezielle Untersuchungen der Wirkung. Dieses Konzept ist für die Beschreibung möglicher Gesundheitsschäden durch Nanomaterialien nicht trennscharf genug. Der Ausschuss für Umweltfragen, Volksgesundheit und Lebensmittelsicherheit des Europäischen Parlamentes hatte vorgeschlagen, aufgrund der besonderen Eigenschaften von Nanomaterialien diese unter REACH als völlig neue Stoffgruppe zu behandeln, wobei außerdem überprüft werden sollte, ob die vorgesehenen Schwellenwerte für diese Stoffe angebracht sind (Europäisches Parlament 2006). Da REACH sich auf Stoffe und Zubereitungen bezieht und auch nanoskalige Anwendungen umfasst, ist die Einführung einer auf Strukturmerkmale ausgerichteten Gruppe mit sehr variablen stofflichen Eigenschaften tatsächlich nicht in REACH zu leisten.

8.2.6 Bewertung und Empfehlungen

660. Die Entwicklung und die Nutzung der Nanotechnologie bietet eine Vielzahl von Chancen. Es gibt aber ebenso Hinweise auf mögliche Risiken dieser Technologie. Insbesondere die Herstellung und Nutzung von Nanomaterialien, die nicht fest in Struktu-

ren eingebunden sind, stellt ein mögliches Risiko für Arbeiter und Konsumenten dar. Dabei wird das höchste Gesundheitsrisiko nach bestehenden Erkenntnissen im Umgang mit freien Nanopartikeln, -fasern und -röhren erwartet, die über die Luft und den Respirationstrakt in den Körper gelangen können. Aussagen über mögliche Risiken für die Umwelt können aufgrund der Wissensdefizite über relevante Expositionen und fehlender Studien zur Toxizität und Ökotoxizität derzeit nicht getroffen werden.

661. Aufgrund der vielen derzeit noch offenen Fragen ist die frühzeitige Einbeziehung aller Beteiligten bzw. Verantwortlichen in den Bewertungsprozess zu einem möglichen Risiko in der Nutzung von synthetischen Nanomaterialien wichtig. Deshalb sind die bereits bestehenden Initiativen beispielsweise vom BMU in diese Richtung sehr begrüßenswert und sollten auf jeden Fall weitergeführt werden.

Aus den genannten Gründen sollte sich die Bundesregierung für folgende Maßnahmen einsetzen:

- Die Vielzahl möglicher Nanomaterialien, die zum Einsatz kommen können, stellt die Risikobewertung vor eine besondere Herausforderung. Für eine adäquate Risikoabschätzung fehlen noch Informationen zur Wirkung von Nanomaterialien auf Umwelt und Gesundheit und über mögliche Expositionen, die im gesamten Lebenslauf von Produkten, die derartige Strukturen enthalten, auftreten können. Hierfür sind die Hersteller und Anwender im Besonderen aufgefordert, sich an der Aufklärung von möglichen Expositionen von Mensch und Umwelt gegenüber Nanomaterialien zu beteiligen.
- Das Risiko von Nanomaterialien für Mensch und Umwelt wird durch Standard-Prüfverfahren möglicherweise nicht adäquat abgebildet. Aus diesem Grunde ist es erforderlich, das Testregime in stärkerem Maße an die spezifischen Aufnahme- und Verteilungsprozesse von nanoskaligen Strukturen auszurichten, um die für die Expositions-Effektbeziehung charakteristischen Kenngrößen besser zu erfassen. Darauf aufbauend sollten die technischen Leitlinien in den bestehenden Regulierungen entsprechend modifiziert werden.
- Außerdem sollte geprüft werden, inwieweit weiterer Anpassungsbedarf bestehender Regulierungen zum Stoffrecht an die Besonderheiten von Nanomaterialien besteht. Beispielsweise ist es fraglich, ob der stark mengenbasierte Ansatz in REACH für eine frühe Erkennung möglicher Risiken ausreichend ist.
- Ein erster Schritt für ein Risikomanagement von Nanomaterialien ist die Erstellung einer Risikoklassifizierung für derartige Materialien, die auf die bekannt gewordenen Verwendungsmuster und Hinweise auf Schadeffekte gegen Mensch und Umwelt aufbauen. Die dort gesammelten Erkenntnisse könnten sehr gut für die Erarbeitung

eines Leitfadens zur guten fachlichen Praxis für den Umgang mit Nanomaterialien genutzt werden.

- Es empfiehlt sich in Kooperation mit den Entwicklern, den Herstellern und der Wissenschaft das nationale Forschungskonzept zu den Risiken in der Herstellung und Verwendung von Nanomaterialien weiter zu entwickeln. Insbesondere besteht Bedarf, Forschungsprogramme zum Verhalten und zur Wirkung von Nanomaterialien in der Umwelt zu entwickeln. Das Forschungskonzept sollte bestehende nationale wie europäische Initiativen berücksichtigen, um so eine möglichst hohe Effizienz und Abstimmung zu gewährleisten.
- Ergänzend dazu sollte eine Datenbank über methodisch und qualitativ korrekte Studien, die sich mit dem Verhalten, der Toxikokinetik sowie der Wirkung auf Mensch und Umwelt von Nanomaterialien beschäftigen, eingerichtet, von Fachleuten kommentiert und gepflegt werden, um eine transparente Darstellung der vorhandenen Informationen zu erreichen.
- Außerdem sollte eine Kennzeichnungspflicht – möglichst auf europäischer Ebene – für Produkte, die Nanomaterialien enthalten, etabliert werden. Damit soll gewährleistet werden, dass Produkte in denen freie Nanopartikel, -fasern oder -röhren enthalten sind und aus diesem Grunde bei unsachgemäßer Anwendung ein Risiko für Gesundheit und Umwelt auftreten kann, für Konsumenten als solche klar erkennbar sind. Zum anderen sollte die missbräuchliche Verwendung des Begriffs „Nano“ zu Werbezwecken unterbunden werden.

8.3 Bromierte Flammschutzmittel

8.3.1 Einleitung

662. Flammschutzmittel werden in sehr unterschiedlichen Produkten eingesetzt, um deren Entflammbarkeit zu mindern. Damit leisten sie einen wichtigen Beitrag bei der Verhinderung der Entstehung und der Ausbreitung von Bränden und tragen somit auch zum Schutz der Gesundheit bei. Die bromierten Flammschutzmittel (BFS) sind eine wichtige Gruppe der Flammschutzmittel. Es handelt sich um Chemikalien, die in großen Mengen produziert und in zahlreichen Produkten des alltäglichen Lebens eingesetzt werden. Die Produktion und die Verwendung von bromierten Flammschutzmitteln werden seit Jahren kritisch betrachtet. Gründe hierfür sind insbesondere, dass die Stoffe aus den Produkten entweichen können und inzwischen ubiquitär in der Umwelt auftreten. So wurden bromierte Flammschutzmittel in arktischen Organismen ebenso wie in verschiedenen europäischen Ländern in der Frauenmilch nachgewiesen. Außerdem sind die bromierten Flammschutzmittel oftmals sehr persistent und besitzen die Eigenschaft, innerhalb der Nahrungskette zu akkumulieren.

663. Zwar ist die akute Toxizität der bromierten Flammschutzmittel sehr gering; in Studien zur Langzeitwirkung konnten aber Wirkungen auf das endokrine und das neuronale System nachgewiesen werden. Seit dem 15. August 2004 sind zwei Vertreter der bromierten Flammschutzmittel – Pentabromdiphenylether (PentaBDE) und Octabromdiphenylether (OctaBDE) – in Europa verboten. Weiterhin zugelassen ist dagegen das Produkt Decabromdiphenylether (DecaBDE), welches sich aus sehr ähnlichen Kongeneren (chemische Verbindungen mit gleicher Grundstruktur) zusammensetzt, die aber eine geringere Toxizität aufweisen als Penta- und Octabromdiphenylether. Es gibt allerdings Hinweise dafür, dass Decabromdiphenylether in der Umwelt in niederbromierte Verbindungen, ähnlich der Zusammensetzung der beiden verbotenen technischen Produkte, abgebaut wird. Aufgrund dieser Hinweise zum Verhalten von Decabromdiphenylether in der Umwelt und deren hoher Persistenz ist eine besondere Vorsorge in der Stoffrisikobewertung und dem Risikomanagement angebracht.

664. Darüber hinaus bestehen Anhaltpunkte dafür, dass Tetrabrombisphenol A, das in den größten Mengen eingesetzte bromierte Flammschutzmittel, ein hohes wassergefährdendes Potenzial aufweist, weshalb auch der derzeitige Umgang mit diesem Stoff evaluiert werden sollte.

8.3.2 Verwendung, Produktion und Stoffeigenschaften

665. Flammschutzmittel tragen entscheidend zur Produktsicherheit elektrischer Geräte mit Wärmeentwicklung und Bauteilen mit direktem Kontakt zu stromführenden Teilen bei (EDER 1998). Praktisch alle elektrischen Haushaltsgeräte, Bürogeräte oder Geräte der Unterhaltungselektronik enthalten brennbares Material und bedürfen des Schutzes vor Entflammbarkeit. Auch in Wohntextilien, Polstermöbeln oder Sicherheitskleidung wird die leichte Brennbarkeit des Grundmaterials durch Flammschutzmittel verhindert. Verschiedene chemische Stoffgruppen werden zum Zweck des chemischen Schutzes vor leichter Entflammbarkeit verwendet. Bromierte Flammschutzmittel decken zusammen mit anderen halogenierten Verbindungen etwa ein Viertel des weltweiten Verbrauchs an dieser Produktgruppe (Danish EPA 1999). Der Jahresbedarf von bromierten Flammschutzmitteln lag 2001 bei etwa 30 000 t in Europa (BSEF o. J.). Unter ihnen sind die drei bedeutendsten Stoffgruppen Tetrabrombisphenol A, Hexabromcyclododecan und Decabromdiphenylether, der einzige derzeit in Europa noch zugelassene Polybromierte Diphenylether (PBDE).

Tabelle 8-1

Bedarf und Verwendung bromierter Flammschutzmittel in Europa (2001)

Stoffgruppe	Bedarf in Europa [t]	Wichtige Verwendungen	Stoffanteil im Produkt
TBBPA	11 600	Epoxyd- und Phenolharze (Leiterplatten, elektrische Bauteile)	bis 20 %
HBCD	9 500	Polystyrol-Schäume (Isolation)	0,5-3 %
DecaBDE	7 600	Plastikteile für elektrische und elektronische Geräte	10-15 %
insgesamt	28 700		

TBBPA = Tetrabrombisphenol A
HBCD = Hexabromcyclododecan
DecaBDE = Decabromdiphenylether

SRU/UG 2008/Tab. 8-1; Datenquelle: BSEF o. J.

Häufig verwendete Kunststoffe, wie zum Beispiel Acrylnitril-Butadien-Styrol-Copolymere (ABS), Polystyrol oder Polyethylen, enthalten je nach Verwendungszweck des Produktes einen sehr unterschiedlichen Anteil an bromierten Flammschutzmitteln: zum Beispiel zwischen 5 bis 30 % Gewichtsanteile Polybromierte Diphenylether im Kunststoffmaterial elektrischer Geräte und weniger als 3 % Hexabromcyclododecan in Isolier-Polystyrol-Schäumen (Tab. 8-1).

666. Bromierte Flammschutzmittel sind unterschiedliche chemische Stoffe mit aromatischen (Tetrabrombisphenol A) sowie nicht aromatischen Strukturen (Hexabromcyclododecan) oder Gemische aus unterschiedlich hoch bromierten, strukturverwandten Stoffen (Polybromierte Diphenylether), die trotz ihrer strukturellen Unterschiedlichkeit ähnliche chemisch-physikalische Eigenschaften aufweisen. Ihre geringe Entflammbarkeit, hohe Stabilität, geringe Flüchtigkeit, hohe Lipophilität und geringe Wasserlöslichkeit sind die entscheidenden Voraussetzungen für den beabsichtigten technischen Verwendungszweck.

Bei der Herstellung von Polymeren werden die bromierten Flammschutzmittel entweder reaktiv (insb. Tetrabrombisphenol A) oder additiv (insb. Hexabromcyclododecan, Polybromierte Diphenylether) verwendet. Als reaktive Komponente gehen die Flammschutzmittel eine chemische Bindung mit den Polymerisationspartnern ein und sind daher im fertigen Produkt fest eingebunden. Eine unerwünschte Freisetzung in die Luft und damit in die Umwelt insgesamt kann daher in erster Linie im Herstellungsprozess sowie durch Freisetzung von überschüssigem, nicht abreagiertem Tetrabrombisphenol A stattfinden. Als additive Komponenten werden bromierte Flammschutzmittel dem Polymerisationsprozess zugegeben und liegen in der Produktmatrix gleich-

mäßig verteilt vor, ohne mit den Polymerisationspartnern eine feste chemische Verbindung eingegangen zu sein. Sie können daher zumindest zum Teil beim Gebrauch der Produkte aus der Matrix entsprechend ihrer Mobilität freigesetzt werden.

667. In Deutschland wurde die Herstellung und Verwendung von Polybromierten Diphenylethern bereits im Jahr 1986 in Folge einer freiwilligen Selbstverpflichtung der chemischen Industrie und der Mitglieder des Verbandes der kunststofferzeugenden Industrie weitestgehend beendet (FISCHER 2004). Anlass hierfür war die Erkenntnis, dass bei der thermischen Zersetzung von Polybromierten Diphenylethern (PBDE) Polybromierte Dibenzodioxine (PBDD) und Dibenzofurane (PBDF) gebildet werden, die ähnlich toxisch eingestuft werden wie die analogen Chlorverbindungen (Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine/Furane (PCDD/F)). Somit stammen die deutschlandweit noch verwendeten Produkte, die Polybromierte Diphenylether enthalten, ausschließlich aus dem Import. Im Rahmen einer Risikominderungsstrategie der OECD haben sich 1995 auch die global wichtigsten Hersteller von bromierten Flammschutzmitteln verpflichtet, das Risiko durch bromierte Flammschutzmittel für die Umwelt und den Menschen zu reduzieren (OECD 1995). Zu den Maßnahmen gehören der Verzicht auf die Produktion und den Verkauf von neuen Polybromierten Diphenylethern, die Minimierung der Emissionen bei der Pentabromdiphenylether-Produktion sowie die Minimierung der Belastung der Beschäftigten im Produktionsprozess wie auch der Einträge aus der Produktion in die Umwelt. Hinsichtlich der Produktqualität soll die Reinheit bei Decabromdiphenylether 97 % betragen und der Anteil niederbromierter Kongenere in dem technischen Produkt Octabromdiphenylether auf wenige Prozent minimiert werden.

8.3.3 Eintrag in die und Verhalten in der Umwelt

668. Tetrabrombisphenol A wird nur in Ausnahmefällen im Rahmen der Herstellung oder an Produktionsstandorten in die Umwelt freigesetzt. Auch die Abgabe über Abwässer oder über die Abfallwirtschaft ist eher nachrangig. Der Haupteintrag erfolgt Abschätzungen zufolge über die normale Produktverwendung und daher ist der Eintragspfad vorrangig die Luft durch diffuse, weitverbreitete Quellen (BUA 2003).

Für Tetrabrombisphenol A sind die Daten über den Eintrag in die Umwelt nicht ausreichend, um quantitative Aussagen zu treffen. Inzwischen konnte es aber in der Luft, im Boden, im Sediment und im Klärschlamm nachgewiesen werden (s. Tab. 8-2). Aufgrund seiner Adsorptionsneigung an Partikel und Oberflächen sowie geringe Wasserlöslichkeit wird es in Wasserproben in der Regel nicht gefunden. Es liegen derzeit nur sehr wenige Daten zu Verteilung von Tetrabrombisphenol A in Biota vor.

669. Hexabromcyclododecan wird aus Produkten diffus in die Luft emittiert, aber auch über das Waschen von Textilien in das Abwasser oder aus Punktquellen wie kunststoffverarbeitenden Betrieben in Luft und Abwasser abgegeben (REMBERGER

et al. 2004). Diese Verbindungsklasse breitet sich ubiquitär aus und ist in der Luft sowie im Sediment persistent. Generell steigen die Umweltbelastungen an. Hexabromcyclododecan adsorbiert gut an Sedimenten von Oberflächengewässern und hat im anaeroben Klärschlamm eine Halbwertzeit von etwa fünf Tagen (DAVIS et al. 2004). Die Daten zur Belastung von Biota mit Hexabromcyclododecan unterschiedlicher Trophieebenen (Stellung von Lebewesen im Nahrungsnetz) sind spärlich; sie deuten aber darauf hin, dass der Stoff bioakkumuliert. So lagen beispielsweise die Werte von Hexabromcyclododecan in Nord- und Ostsee-Hering sowie Wildlachs bei 21, 58 bzw. 51 ng/g Fett und damit höher als in anderen Umweltkompartimenten (LAW et al. 2004; SELLSTRÖM et al. 1998a). Außerdem wurde in Laborversuchen an der Dickkopfelritze (*Pimephales promelas*) ein Anreicherungsfaktor von 18 100 zwischen Hälterungswasser und Ganzkörperproben nachgewiesen. Im technischen Produkt sowie in Umweltproben und Gewebeproben werden unterschiedliche Konzentrationsverhältnisse verschiedener Diastereomere gefunden, was darauf zurückgeführt wird, dass die Diastereomeren α-, β- und γ-Hexabromcyclododecan unterschiedlich metabolisiert werden und vorwiegend α-Hexabromcyclododecan im Fettgewebe bioakkumuliert.

670. Polybromierte Diphenylether werden über das Abwasser aus kunststoffproduzierenden und -weiterverarbeitenden Betrieben und über das Waschen von Textilien in die Umwelt eingetragen. Die Luft ist für die Kunststoffverarbeitung und -herstellung vermutlich kein relevanter Eintragspfad, sondern eher die Deponierung von Kunststoffpolymeren und Textilien (Europäische Kommission et al. 2001; 2002; 2003). Polybromierte Diphenylether sind in gewissem Ausmaß flüchtig, kommen aber in der Innenraumluft wie auch der Außenluft vorwiegend partikelgebunden vor. Hohe Stoffkonzentrationen wurden in einem schwedischen Demontagebetrieb für Elektrogeräte festgestellt. Die dort an zwei Standorten in der Luft gemessenen Konzentrationen betrugen 7,9 ng/m^3 und 12 ng/m^3, im Staub lagen die Werte bei 24 000 µg/kg und 8 100 µg/kg (PETTERSSON et al. 2001).

671. Polybromierte Diphenylether werden mittlerweile überall in der Umwelt nachgewiesen (s. a. Tab. 8-2). Sie werden in Flusssedimenten regelmäßig in auffallend variabler Zusammensetzung und Konzentration verschiedener Kongenere gefunden. In Fließwasserproben werden Polybromierte Diphenylether praktisch nicht, hingegen in Flusssedimenten, -schwebstoffen, Abwässern, Deponiesickerwässern und Klärschlämmen besonders im Abstrom von Industrieabwässern (maximal 210 µg/kg Trockensubstanz, s. Tab. 8-2) nachgewiesen (MOCHE et al. 2004).

Polybromierte Diphenylether sind beispielsweise bereits in Schweinswalen (*Phocoena phocoena*) aus dem Nordatlantik, Lachs (*Salmo salar*) aus der Ostsee, Nordsee-Hering (*Clupea harengus*) und Belugawal (*Delphinapterus leucas*) aus der Arktis nachgewiesen worden (LAW et al. 2003; SINKKONEN et al. 2004; THRON et al. 2004). Dabei

dominierten in den Biota die nieder- und mittelbromierten Kongenere und in einigen Zeitreihenstudien zeigte sich ein stetiger, fast exponenzieller Anstieg der Stoffkonzentrationen in den Organismen. So verdoppelte sich die Stoffbelastung in Belugawalen aus dem St-Lawrence-Strom innerhalb von drei Jahren (LEBEUF et al. 2004). Es gibt inzwischen zahlreiche Hinweise, dass Polybromierte Diphenylether innerhalb der Nahrungskette akkumulieren, obwohl Produktion und Verwendung dieser Stoffgruppe inzwischen stark eingeschränkt ist (Europäische Kommission et al. 2006). Decabromdiphenylether, der einzige derzeit in Europa zugelassene Vertreter der Gruppe, ist bislang nur in wenigen aquatischen Biota nachgewiesen worden und nimmt hinsichtlich seiner geringen Bioverfügbarkeit und Akkumulationsneigung eine Sonderrolle ein (LAW et al. 2006).

Tabelle 8-2

Belastungen von Umweltproben mit Tetrabrombisphenol A, Hexabromcyclododecan und Polybromierten Diphenylethern

Stoffgruppe*	**Belastung**		
	In abiotischen Medien		
	Probenahmeort	**Matrices**	**Konzentration**
TBBPA	Fluss (Schweden) Kläranlage (Schweden)	Sediment Klärschlamm	34–270 µg/kg TG[5] 31 µg/kg TG[5]
HBCD	Ostsee Südliche Nordsee Kläranlage (Schweden)	Sediment Sediment Klärschlamm	0,9 µg/kg TG[1] 0,8–6,9 µg/kg TG[9] 6,9 µg/kg TG[1]
PBDE**	Donau	Sediment	0,32–1,06 µg/kg TG[10]
PentaBDE (BDE 99)	versch. Flüsse (Niederlande)	Sediment	0,2–5,5 µg/kg TG[16]
OctaBDE (BDE 153)	Flussmündung [a)] (Großbritannien) Kläranlage (Deutschland)	Sediment Klärschlamm	29–1 348 µg/kg TG[12] 0–1,2 µg/kg TG[11]
DecaBDE (BDE 209)	Südliche Nordsee Elbe (Deutschland) Kläranlage (Schweden) Versch. Europäische Flüsse	Sediment Sediment Klärschlamm Wasser	1–32 µg/kg TG[9] 0,5–17,4 µg/kg TG[7] 140–350 µg/kg TG[15] < Nachweisgrenze[14]
	In Biota		
	Organismus	**Organ, Gewebe etc.**	**Konzentration**
TBBPA	Mensch (Deutschland)	Frauenmilch	0,29–0,94 ng/g Fett[4]
HBCD	Mensch (Schweden) Falke (*Falco peregrinus*) (Schweden) Hering (*Clupea harengus*) (Ostsee)	Frauenmilch Eier Muskel	0,45 ng/g Fett[3] 220 ng/g Fett[6] 21–180 ng/g Fett[1]
PBDE	Mensch (Deutschland) Hering (*Clupea harengus*) (Ostsee)	Frauenmilch Haut, Gräten, Muskel	2,49 ng/g Fett[2] 0,62–1,37 ng/g NG[8]
PentaBDE (BDE 99)	Mensch (Deutschland) Hering (*Clupea harengus*) (Ostsee)	Frauenmilch Muskel	0,38 ng/g Fett[2] 3,4–46 ng/g Fett[13]
OctaBDE (BDE 183)	Mensch (Deutschland) Flunder (*Platichthys flesus*) (UK) Muscheln (Großbritannien)	Frauenmilch Muskel Ganztier	0,08 ng/g Fett[2] < 1–7 ng/g NG[12] 16 ng/g NG[12]
DecaBDE (BDE 209)	Mensch (Deutschland) Zander (*Sander lucioperca*) (Dänemark) Falke (*F. peregrinus*) (Schweden)	Frauenmilch Muskel Eier	0,21 ng/g Fett[2] 2,8 ng/g Fett[17] 110 ng/g Fett[6]

TG = Trockengewicht
NG = Nassgewicht
a) gemessen im Ästuar des Flusses Tees
* Soweit nur einzelne Kongenere oder -gruppen untersucht wurden, ist dies in Klammern angegeben.
**Es wurden Proben hinsichtlich dem Vorkommen von verschiedenen Kongeneren analysiert.

SRU/UG 2008/Tab. 8-2; Datenquellen: [1]REMBERGER et al. 2004, [2]DÜRKOP et al. 2005, [3]AUNE et al. 2002, [4]KEMMLEIN 2000, [5]SELLSTRÖM und JANSSON 1995, [6]LINDBERG et al. 2004, [7]SAWAL et al. 2004, [8]ISOSAARI et al. 2006, [9]KLAMER et al. 2005, [10]MOCHE et al. 2004, [11]HAGENMAIER et al. 1992, [12]ALLCHIN et al. 1999, [13]SELLSTRÖM et al. 1993, [14]Europäische Kommission et al. 2002, [15]SELLSTRÖM et al. 1999, [16]BOER et al. 2003, [17]PAEPKE und HERRMANN 2004

8.3.4 Risiko für die Gesundheit

672. Der wichtigste Aufnahmepfad für bromierte Flammschutzmittel in der Normalbevölkerung ist die Nahrung, während für Arbeiter aus der kunststoffherstellenden und -verarbeitenden Industrie auch die Luft eine Rolle spielen kann. Polybromierte Diphenylether können auch über inhalierten und verschluckten Hausstaub zur Exposition des Menschen beitragen. Humantoxikologische Daten über die Aufnahme und Verteilung bromierter Flammschutzmittel sind rar und daher können Aussagen über die Toxikokinetik nur aus den Daten von Tierversuchen abgeleitet werden.

673. Tetrabrombisphenol A ist lipophil (fettlöslich) und kann daher Zellbarrieren im Prinzip gut überwinden. Dennoch wurden in Fütterungsversuchen an Ratten 90 % der verabreichten Dosis unverändert mit den Fäzes (Kot) ausgeschieden. Die Bioverfügbarkeit von Tetrabrombisphenol A ist daher gering und der absorbierte Anteil von 10 % wird hauptsächlich über die Galle eliminiert. Die Substanz konnte in fast allen Geweben der exponierten Versuchstiere in geringen Mengen nachgewiesen werden und wurde mit einer Halbwertzeit von weniger als drei Tagen aus den Geweben eliminiert. Die LC_{50}-Werte lagen zwischen 5 und 10 g/kg Körpergewicht und damit ist die Substanz im akuten Test nicht toxisch (BUA 2003). Studien zur Entwicklungstoxizität von Tetrabrombisphenol A zeigten in prä- und postnatal exponierten Mäusen ab einer Tagesdosis von 15,7 bis 42,1 mg/kg Körpergewicht histologische Veränderungen in Leber und Niere, sowie eine Erhöhung des Lebergewichtes, aber keine Effekte auf die Reproduktionsorgane (TADA et al. 2006). Zu den Wirkungen auf das Schilddrüsenhormonsystem siehe unten (Tz. 677).

674. Hexabromcyclododecan wird nach oraler Gabe an Ratten gut absorbiert und mit einer Halbwertszeit von etwa zwei Stunden vorrangig über die Fäzes ausgeschieden. (BUA 1996). In einer niederländischen Studie wurden 2003 Hexabromcyclododecan Konzentrationen im Blut von nicht beruflich exponierten Schwangeren und Neugeborenen analysiert (WEISS et al. 2004). Die Hexabromcyclododecan-Konzentrationen lagen bei 1,1 bzw. 2,4 ng/g Blutfett. In Analogie zu den Daten in Biota ist zu vermuten, dass Hexabromcyclododecan bei kontinuierlicher Zufuhr auch im Menschen akkumulieren kann. Der für Ratten ermittelte LC_{50}-Wert lag nach oraler Applikation oberhalb von 5 000 mg/kg Körpergewicht und daher ist auch Hexabromcyclododecan im akuten Test nicht toxisch (BUA 1996). Bei wiederholter Verabreichung in subakuten und subchronischen Tests wurden adverse Effekte an der Leber beobachtet. Die niedrigste Dosis mit Zeichen einer Veränderung der Leber (Lowest Observed Adverse Effect Level – LOAEL) betrug 100 mg pro kg Körpergewicht und pro Tag (CHENGELIS 2001). Tests zur Mutagenität durch Hexabromcyclododecan erbrachten keinen eindeutigen Nachweis und es gibt auch keine Hinweise auf eine karzinogene Wirkung, die

jedoch aufgrund fehlender Daten aus speziellen Testsystemen nicht abschließend beurteilt werden kann.

675. Auch Polybromierte Diphenylether sind hinsichtlich ihrer Toxikokinetik am Menschen nur partiell bekannt (Europäische Kommission et al. 2001; 2002; 2003). Die niedermolekularen Kongenere Tri- bis Hexabromdiphenylether werden fast vollständig aufgenommen und nur langsam ausgeschieden. Sie haben bei wiederholter Zufuhr eine ausgeprägte Akkumulationsneigung. Pentabromdiphenylether wird im Versuch an Nagetieren gut aufgenommen und hat eine Halbwertszeit von 25 bis 47 Tagen bei nur langsamer Metabolisierung. Die Halbwertzeit im Menschen wird sogar deutlich länger, im Bereich von mehreren Monaten bis hin zu Jahren geschätzt. Monitoring-Untersuchungen am Menschen haben eine Akkumulation von Pentabromdiphenylether im Fettgewebe bestätigt (Europäische Kommission et al. 2001). Polybromierte Diphenylether wirken im akuten Test bei oraler Verabreichung nicht toxisch (LC_{50}-Werte $>$ 2g/kg) und haben eine geringe irritative Wirkung auf Auge und Haut.

Daten aus Tierversuchen bestätigen auch für Octabromdiphenylether, dass nach oraler als auch inhalativer Verabreichung der Stoff in Leber und Niere akkumuliert (Europäische Kommission et al. 2003). Untersuchungen am Menschen bestätigen, dass Komponenten aus dem technischen Produkt Octabromdiphenylether absorbiert werden und über das Blut ins Fettgewebe gelangen. Aus den Ergebnissen von Tierversuchen ist zu folgern, dass Octabromdiphenylether bei wiederholter Aufnahme letztendlich auch im menschlichen Fettgewebe akkumulieren kann.

Fremdstoffbestimmungen in der Frauenmilch ergaben, dass Polybromierte Diphenylether über diesen Weg ausgeschieden werden und somit von stillenden Müttern über die Frauenmilch an die Kinder weitergegeben werden.

676. Der einzig noch zugelassene Vertreter dieser Stoffgruppe, Decabromdiphenylether, ist dagegen deutlich weniger bioverfügbar als die beiden anderen technischen Produkte (Europäische Kommission et al. 2002; HOOPER und MCDONALD 2000). Das technische Produkt enthält zu mehr als 97 % Decabromdiphenylether, das nur geringfügig resorbiert aber schnell wieder ausgeschieden wird und ein sehr geringes bioakkumulatives Potenzial besitzt. Es kann allerdings unter bestimmten Bedingungen in bioaktivere Kongenere abgebaut werden (SELLSTRÖM et al. 1998b). Auch in der Atmosphäre sowie durch Mikroorganismen wird Decabromdiphenylether zu niederbromierten Kongeneren transformiert, wobei sich der in erster Linie boden- oder sedimentgebundene Anteil einer Photodegradation entzieht. Trotz dieser Hinweise bestehen immer noch Unsicherheiten, von welchem technischen Produkt die in der Umwelt und im Menschen nachgewiesenen meist nieder- bis mittelbromierten Kongenere der Polybromierte Diphenylether stammen.

Der Metabolismus von Decabromdiphenylether in Mensch und Tier ist noch nicht vollständig aufgeklärt. Es ist aber aufgrund von Testdaten aus Untersuchungen an Ratten sowie an Karpfen zu erwarten, dass Decabromdiphenylether im Organismus zu niedermolekularen Verbindungen metabolisiert wird (STAPLETON et al. 2004; MÖRCK et al. 2003). Dies könnte erklären, warum in den meisten der untersuchten Geweben der Anteil der niederbromierten Polybromierten Diphenylethern deutlich höher ist, als es anhand der prozentualen Anteile in den kommerziell genutzten Produkten zu prognostizieren wäre.

677. Die in Humanproben festgestellten Belastungen mit bromierten Flammschutzmitteln sind sehr gering und liegen im Bereich von ng/g Fett (s. Tab. 8-2). Dieser Bereich ist um Größenordnungen geringer als die für die wiederholte Gabe am Tier zur Erzeugung von Wirkungen an Leber und Niere notwendigen experimentellen Belastungen. Allerdings ist die Exposition der Normalbevölkerung auf eine Belastung der Umwelt und der Nahrung zurückzuführen und es muss bewertet werden, welche unerwünschten Wirkungen bei der lebenslang wiederholten Aufnahme geringer Mengen dieser Stoffe eintreten können. Bromierte Flammschutzmittel haben in speziellen toxikologischen Tests Wirkungen auf das endokrine und neuronale System. Sowohl Tetrabrombisphenol A als auch Hexabromcyclododecan und Polybromierte Diphenylether beeinflussen in Testsystemen wichtige Regelgrößen im Schilddrüsenhormonsystem (DARNERUD 2003; ERIKSSON et al. 2001; KITAMURA et al. 2002). Die Aktivität ist wahrscheinlich auf die große strukturelle Ähnlichkeit von Tetrabrombisphenol A sowie Metaboliten von Polybromierten Diphenylethern mit den Schilddrüsenhormonen T4 (3,3´,5,5´-Tetrajodthyronin) und T3 (3,3´,5-Triiodothyronin) zurückzuführen. Es konnte anhand von in vitro-Testsystemen nachgewiesen werden, dass sie an den Rezeptor für Schilddrüsenhormone als auch an ein Transportprotein für Schilddrüsenhormone, das Transthyretin (TTR), binden. Beim Menschen sind zwar andere Transportproteine, wie Thyroxin-bindendes Globulin (TBG) oder auch Albumin und nicht Transthyretin die wichtigsten T4-Transportproteine, aber Transthyretin hat möglicherweise eine Schlüsselfunktion in der Steuerung des Hormontransports über die Plazenta in den Kreislauf des Fötus. Über diesen Weg können an Transthyretin gebundene bromierte Flammschutzmittel den Fötus erreichen (LEGLER und BROUWER 2003) und ein solcher Prozess ist in seiner Auswirkung auf die Entwicklung des Fötus derzeit nicht beurteilbar.

Ein funktionierendes Schilddrüsenhormonsystem ist bereits während der Embryonalentwicklung, aber auch während der gesamten kindlichen Entwicklung von immenser Bedeutung. Insbesondere die Ausdifferenzierung des Nervensystems und des Gehirns sowie seine Funktionen werden von Störungen der Schilddrüsenhormon-Homöostase empfindlich berührt. So können schon geringe Abnahmen der T4-Konzentrationen im Blutserum der Mütter einen Einfluss auf die Intelligenz und psychomotorischen Fähig-

keiten der Nachkommen haben (MCDONALD 2002; POP et al. 1999; SALOMON 2005). Aus experimentellen Prüfungen im Tierversuch ist bekannt, dass eine Verabreichung Polybromierter Diphenylether an Mäusen während der späten Trächtigkeit und der Laktationsphase verhaltensneurologische Effekte an den Nachkommen erzeugt. Die Wirkmechanismen sind bislang ungeklärt. Außerdem gibt es Hinweise, dass bromierte Flammschutzmittel und Polychlorierte Biphenyle in dieser Hinsicht additiv wirken können.

678. Die Relevanz der in Zellkulturentests und in Tierversuchen ermittelten neurotoxischen und endokrinen Effekte für den Menschen ist bisher noch unklar, denn die Mechanismen, die zu den neurotoxischen Befunden führen, sind bisher unbekannt und können daher in ihrer Eindeutigkeit nicht belastet aber auch nicht entlastet werden. Bislang konnten nur bei sehr hohen Verabreichungen in Standard-Testsystemen Wirkungen erzeugt werden, sodass es bislang keine Belege dafür gibt, dass das Schilddrüsenhormonsystem in vivo tangiert wird. Zudem ist die Sensitivität der Föten gegenüber Bromierten Flammschutzmitteln im Blut der Mütter oder in der Frauenmilch für die Kinder nach der Geburt nicht beurteilbar. Aufgrund der bisher erkannten Zusammenhänge muss dieser potenziellen Entwicklungsstörung größte Aufmerksamkeit zuteil werden. Aus dem Grunde ist die Tatsache, dass bromierte Flammschutzmittel, wie viele andere lipophile und persistente Schadstoffe, in der Frauenmilch nachweisbar sind, kritisch zu sehen (AUNE et al. 2002; KEMMLEIN 2000; MEIRONYTÉ und NORÉN 2001). Im Unterschied zu anderen Stoffgruppen wie Polychlorierten Biphenylen und polychlorierten Dioxinen und Furanen, bei denen eine stetige Minderung der Humanbelastung in den letzten Jahren zu beobachten ist, scheint die Belastung mit bromierten Flammschutzmitteln weiter zuzunehmen. Der schrittweise Verzicht auf Verwendung von Polybromierten Diphenylethern in Schweden hat in Langzeituntersuchungen allerdings schon den Beleg erbracht, dass in diesem Fall die Humanbelastung in den letzten Jahren rückläufig ist und daher getroffene regulierende Maßnahmen offenbar Wirkung zeigen.

8.3.5 Umweltrisiko

679. Die bromierten Flammschutzmittel weisen oftmals eine geringe Wasserlöslichkeit, hohe Bioakkumulationsneigung und hohe Adsorption an organische Partikel auf (Tab. 8-3). Sie werden in der Umwelt daher vor allem in Sedimenten und Schwebstoffen speziell industriebeeinflusster Gewässer gefunden. Über die Desorption von bromierten Flammschutzmitteln aus den Sedimenten können keine Angaben gemacht werden (BUA 1996; 2003; Europäische Kommission et al. 2002).

Tabelle 8-3

Verhalten von Tetrabrombisphenol A, Hexabromcyclododecan und Decabromdiphenylether in der Umwelt

Stoff	Wasser-löslichkeit	Adsorptions-neigung	Log K_{ow}	Photo-degradation	aktive Metabolite	Biologische Abbaubarkeit
TBBPA	0,063 mg/l (bei 21° C)	hoch	5,90	Halbwertzeit 40 Stunden	Bisphenol A, methylierte Formen von TBBPA	sehr gering
HBCD	0,12 mg/l (bei 23° C)	hoch	7,59	nicht bekannt	nicht bekannt	sehr gering
DecaBDE	0,1 µg/l (bei 25°C)	hoch	6,27	Halbwertzeit 100-200 Stunden (in Sediment u. Boden)	Nieder-bromierte Diphenyl-ether	sehr gering
Log Kow = Octanol/Wasser-Verteilungskoeffizient (zur Ermittlung der Lipophilität von Umweltchemikalien; gibt auch einen Hinweis auf die Bioakkumulationstendenz einer Verbindung)						
SRU/UG 2008/Tab. 8-3; Datenquellen: Europäische Kommission et al. 2002; 2006; BUA 1996, 2003						

680. Höherbromierte Polybromierte Diphenylether sowie Hexabromcyclododecan haben eine niedrige akute Ökotoxizität auf aquatische Organismen. Wirksame Konzentrationen lagen in den wenigen vorliegenden Untersuchungen nahe der Löslichkeit der getesteten Substanzen oder es wurden keine Effekte festgestellt. Auch im chronischen Test waren Wirkungen erst bei relativ hohen Stoffkonzentrationen nachweisbar. Im Gegensatz dazu wirken Pentabromdiphenylether und Tetrabrombisphenol A bereits in relativ geringen Konzentrationen auf aquatische Organismen toxisch. Beispielsweise traten bei Fischembryonen (*Fundulus heteroclitus*) bei einer Konzentration von 1 ng/l Pentabromdiphenylether adverse Effekte in Form von Verhaltensveränderungen auf (TIMME-LARAGY et al. 2006).

681. Die Risikobewertung der Wirkung von Tetrabrombisphenol A auf den Menschen ist inzwischen durch das Europäische Chemikalienbüro abgeschlossen, eine Umweltrisikobewertung steht dagegen noch aus (Europäische Kommission et al. 2006). Dennoch wird dort für Tetrabrombisphenol A eine Klassifizierung als sehr toxisch für aquatische Organismen vorgeschlagen. Diese Einschätzung basiert auf Daten zur akuten Toxizität an Fischen und Wasserflöhen mit einem EC_{50} bzw. LC_{50} < 1 mg/l, der hohen Umweltpersistenz und einem Biokonzentrationsfaktor (BCF – Bio Concentration Factor) von größer als 100, der in Studien an Fischen und anderen aquatischen Organismen nachgewiesen wurde (s. a. Tab. 8-4). In japanischen Muscheln wurde ausschließlich eine methylierte Form von Tetrabrombisphenol A nachgewiesen. Es bleibt zu klären, ob Biomethylierung in der Umwelt verbreitet vorkommt, denn diese Formen könnten in weit höherem Maße bioakkumuliert werden als Tetrabrombisphenol A (HAKK und LETCHER 2003).

Tabelle 8-4

Ergebnisse aus Tests zur Ökotoxizität von den quantitativ wichtigsten bromierten Flammschutzmitteln

Stoffgruppe*	**Ökotoxizität**		
	Organismus	**Exposition über:**	**Effektkonzentration** (Versuchsdauer) (bestimmter Endpunkt)
TBBPA	Nitrifizierende Bakterien	Boden	EC_{10} = 295 mg/kg Boden (TG) (Nitrat-Produktion)[5]
	Wasserfloh (*Daphnia magna*)	Wasser	EC_{50} (48 h) = 980 µg/l (Mobilität)[8]
			LOEC = 0,98 mg/l (Reproduktion)[11]
			EC_{10} = 2,7 mg/kg (Reproduktion)[5]
	Kleinringelwurm (*Enchytraeus crypticus*)	Boden	LC_{50} (96 h) = 510 µg/l[9]
	Blauer Sonnenbarsch (*Lepomis macrochirus*)	Wasser	
HBCD	Wasserfloh (*Daphnia magna*)	Wasser	EC_{50} = 146 mg/L (Mobilität)[7]
	Blauer Sonnenbarsch (*Lepomis macrochirus*)	Wasser	LC50 (96 h) > 100 mg/l7
PentaBDE (BDE-99)	Wasserfloh (*Daphnia magna*)	Wasser	EC_{50} (48 h) = 14 µg/l (Mobilität)[10]
	Fischembryonen (Killifisch = *Fundulus heteroclitus*)	Wasser	LOEC = 1 ng/l (Verhalten)[6]
	Forellenembryonen (*Oncorhynchus mykiss*)	Wasser	NOEC (87 Tage) = 8,9 µg/l[12]
(BDE-71)	Afrikanischer Krallenfrosch (*Xenopus laevis*)	Nahrung	LOEC = 1 µg/g Nahrung (Metamorphose)[4]
OctaBDE	Glanzwurm (*Lumbriculus variegatus*)	Sediment	NOEC (28 Tage) > 1 500 mg/kg (Wachstum)[2]
	Japanischer Reiskärpfling (*Oryzias latipes*)	Wasser	LC_{50} (48 h) > 500 mg/l[3]
DecaBDE (BDE 209)	Mikroalgen (*Skeletonema costatum*)	Seewasser	EC_{50} > 1 mg/l[1] (Wachstum)
	Glanzwurm (*Lumbriculus variegatus*)	Boden	NOEC = 4,5 mg/kg TG[2]
	Japanischer Reiskärpfling (*Oryzias latipes*)	Wasser	LC_{50} (48 h) > 500 mg/l[3]

* Soweit nur einzelne Kongenere oder -gruppen bzw. bestimmte technische Produkte untersucht wurden, ist dies in Klammern angegeben.
EC_{50} = Konzentration, bei der bei 50 % der Versuchstiere ein Effekt auftritt
EC_{10} = Konzentration, bei der bei 10 % der Versuchstiere ein Effekt auftritt
LC_{50} = Konzentration, die bei 50 % der Versuchstiere zur Mortalität führt
LOEC = Lowest Observed Effect Concentration
LOAEC = Lowest Observed Adverse Effect Concentration
NOEC = No Observed Effect Concentration

SRU/UG 2008/Tab. 8-4; Datenquellen: [1]WALSH et al. 1987, [2]KRUEGER et al. 2001, [3]Europäische Kommission et al. 2003, [4]BALCH et al. 2006, [5]SVERDRUP et al. 2006, [6]TIMME-LARAGY et al. 2006, [7]BUA 1996, [8]MORRISSEY 1978, [9]CALMBACHER 1978, [10]EVANDRI et al. 2003, [11]Great Lakes Chemical Corporation 1989, [12]PAWLOWSKI et al. 2003

8.3.6 Substitution

682. Elektrische und elektronische Geräte in Büro-, Datenverarbeitungsgeräten sowie Unterhaltungselektronik enthalten stromführende Komponenten, bei denen vor allem thermische Belastungen und Kurzschlüsse zu Brandquellen werden können. Das Basismaterial von Leiterplatten besteht aus Verstärkungsmaterial (Papier oder Glasfaser), welches mit Epoxid- oder Phenolharzen getränkt wird. Am häufigsten wird aufgrund seiner günstigen Material- und Verarbeitungseigenschaften glasfaserverstärktes Epoxidharz verwendet, das mit Flammschutzmitteln getränkt wird. Es gibt inzwischen bromfreies Leiterplattenbasismaterial, bei dem Phosphor- oder Phosphor-Stickstoff-Verbindungen als Flammschutzmittel zugesetzt werden. Die Akzeptanz dieses halogenfreien Basismaterials als geeignetes Substitut ist von der Erfüllung des Sicherheitsstandards abhängig. Zudem verändern neue Flammschutzkomponenten auch die Material- und Verarbeitungseigenschaften. Die damit verbundenen technischen Probleme stehen derzeit einer schnellen Substitution von Tetrabrombisphenol A-haltigem Material entgegen. Generell ist aber der Ersatz von Tetrabrombisphenol A als Flammschutzmittel in Leiterplatten möglich.

683. Für die Außengehäuse von Elektro- und Elektronikgeräten werden aufgrund interner Brandquellen ebenfalls flammgeschützte Kunststoffe eingesetzt. Brandschutz kann auch über größeren Abstand zwischen Spannungsquellen und Kunststoffteilen und Kühlung umgesetzt werden. Bei den genutzten Kunststoffen dominieren kautschukmodifizierte Acrylnitril-Butadien-Styrol-Copolymere (ABS), Polycarbonat-ABS-Blends (PC/ABS) und HIPS (High Impact Polystyrol). Als bromfreie Alternativen kommen für diese Kunststoffe verschiedene Phosphatverbindungen (organische Triaryl- und Bisphosphate, Bisphenol-A-Diphenylphosphat) oder organische Phosphorverbindungen infrage. Die ersten Drucker und Computer, in denen nur Kunststoffteile mit Triaryl- und Bisphosphat als Flammschutzmittel verbaut wurden, werden bereits angeboten.

Es ist ein genereller Trend zur Minderung bromierter Flammschutzmittel bei vollkommenem Verzicht auf Polybromierte Diphenylether hin zu phosphororganischen Flammschutzmittel-Additiven und zum konstruktiven Flammschutz zu beobachten. Dieser Substitutionstrend hat scheinbar keinen negativen Einfluss auf Material- und Verarbeitungseigenschaften der Werkstoffe. Aus Umweltsicht ist diese Umstellung zu begrüßen (PAKALIN et al. 2007; LEISEWITZ et al. 2001; Danish EPA 1999). Es darf aber auch nicht übersehen werden, dass diese Substitute nicht alle auf ihre Umweltgefährdung geprüft und dementsprechend entlastet sind. Die phosphororganischen Flammschutzmittel werden als Additive eingesetzt und weisen eine höhere Flüchtigkeit und vermutlich auch höhere Emissionsneigung als Tetrabrombisphenol A auf. Einige dieser Stoffe wurden bereits als wassergefährdend eingestuft.

684. Dämmstoffe auf Polystyrol-Basis machen vom Volumen her etwa ein Drittel des deutschen Dämmstoffmarktes aus. Dabei wird expandiertes Polystyrol (EPS, 90 % Marktanteil) mit etwa 1 % Hexabromcyclododecan (additiv) flammhemmend ausgerüstet und extrudierter Polystyrolhartschaum (XPS, 10 % Marktanteil) mit einem Hexabromcyclododecan-Anteil von etwa 2 bis 3 %. Nach Auskunft der Hersteller gibt es derzeit keine Alternativen zum Einsatz von Hexabromcyclododecan, um die leichte Entflammbarkeit des Grundstoffs Polystyrol zu mindern (s. a. POSNER 2006). LEISEWITZ et al. (2001) empfehlen die Suche nach Substituten zur Minderung der großen Brommengen und von Dicumylperoxid, welches als weitere Komponente dem Hexabromcyclododecan zugesetzt wird und umweltgefährdend ist.

8.3.7 Stand der rechtlichen Regelungen

685. Zum Schutz der Gesundheit und der Umwelt vor der Exposition gegenüber bestimmten bromierten Flammschutzmitteln wurden vom europäischen Parlament und dem Rat drei Richtlinien verabschiedet. Mit der 24. Novelle (2003/11/EG) der RL 76/769/EG vom 6. Februar 2003 wurden die Verwendung und der Handel mit Pentabromdiphenylether und Octabromdiphenylether sowie mit Produkten, die diese Stoffe enthalten, verboten. Der Grenzwert für diese beiden Kongenerengruppen wurde auf 0,1 Gewichtsprozente des Produktes festgelegt. Die Richtlinie wurde in Deutschland mit der siebten Verordnung zur Änderung chemikalienrechtlicher Verordnungen (Chemikalien-Verbotsverordnung (ChemVerbotsV), Neufassung vom 13. Juni 2003, BGBI. I S. 867) umgesetzt.

686. In der RL 2002/96/EG über Elektro- und Elektronik-Altgeräte (Waste Electrical and Electronic Equipment Directive – WEEE-Richtlinie) ist festgelegt, dass die dort enthaltenen Elektro- und Elektronik-Altgeräte getrennt erfasst und verwertet werden müssen. Danach müssen Plastikteile, die bromierte Flammschutzmittel jeglicher Art enthalten, aus den Altgeräten entfernt und gemäß des Artikel 4 der Abfallrahmenrichtlinie (AbfRRL) einer Verwertung oder Beseitigung zugeführt werden.

687. Nach der RL 2002/95/EG zur Beschränkung der Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe in Elektro- und Elektronikgeräten (Directive on Restriction of certain Hazardous Substances – RoHS-Richtlinie) durften ursprünglich mit dem 15. August 2004 neu in Verkehr gebrachte Elektro- und Elektronikgeräte keine Polybromierten Diphenylether enthalten. Die Verwendung von Decabromdiphenylether wurde von der Europäischen Kommission gegen den Widerstand einiger Mitgliedstaaten von dieser Richtlinie ausgenommen (Entscheidung der Europäischen Kommission vom 13. Oktober 2005; 2005/717/EG). Die Kommissionsentscheidung wurde inzwischen vom Europäischen Gerichtshof für nichtig erklärt (EuGH-Urteil vom 1. April 1008, Rs. C-14/06). Entsprechend dieser Entscheidung ist das Inverkehr-

bringen von Elektro- und Elektronikprodukten, die Decabromdiphenylether enthalten, ab dem 1. Juli 2008 verboten.

Die RoHS-Richtlinie und die WEEE-Richtlinie wurden in Deutschland inzwischen mit dem Gesetz über das Inverkehrbringen, die Rücknahme und die umweltverträgliche Entsorgung von Elektro- und Elektronikgeräten (Elektro- und Elektronikgerätegesetz – ElektroG) vom 16. März 2005 umgesetzt. Ziel des Gesetzes ist die Vermeidung von Abfällen aus Elektro- und Elektronikgeräten, die Reduzierung der Abfallmenge und die Verringerung des Schadstoffgehaltes der Geräte.

688. Mit der Entscheidung 2455/2001/EC des europäischen Parlamentes und des Rates vom 20. November 2001 für die Einführung einer Liste prioritärer Substanzen im Rahmen der Wasserpolitik wurden die Polybromierten Diphenylether in die Liste prioritärer Stoffe der WRRL aufgenommen. Ausschließlich Pentabromdiphenylether wurde zusätzlich als besonders gefährliche Substanz klassifiziert.

8.3.8 Fazit und Empfehlungen

689. Die bromierten Flammschutzmittel gelangen primär über den normalen Einsatz in den Produkten in die Umwelt, in der sie sich inzwischen ubiquitär ausgebreitet haben. Dabei weisen die meisten Vertreter dieser Stoffgruppe eine hohe Persistenz und Neigung zur Bioakkumulation auf. Vermutlich erfolgt die Exposition der Menschen in erster Linie über die Nahrungskette, wobei allerdings einige andere Expositionspfade bisher unzureichend untersucht wurden. Während die akute Toxizität der Stoffe sehr gering ist, sind es vielmehr Fragen nach einer möglichen chronischen Wirkung im Niederdosisbereich, die im Mittelpunkt der Risikodiskussion stehen. Nachweislich besitzen die bromierten Flammschutzmittel das Potenzial, das neuronale und das Schilddrüsenhormonsystem zu modulieren. Generell sind jegliche Wirkungen auf das Schilddrüsenhormonsystem, insbesondere für die Entwicklung von Säuglingen, von hoher Relevanz. Aus diesem Grunde ist der Nachweis von bromierten Flammschutzmitteln in der Frauenmilch ernst zu nehmen.

690. Hinsichtlich der Frage eines möglichen Umweltrisikos durch bromierte Flammschutzmittel konnte bisher in erster Linie für Tetrabrombisphenol A und Pentabromdiphenylether ein ökotoxisches Potenzial nachgewiesen werden. Zusätzlich weist Tetrabrombisphenol A eine hohe Persistenz und Tendenz zur Bioakkumulation auf. Insgesamt ist das Wissen über das Verhalten der bromierten Flammschutzmittel in der Umwelt unzureichend.

Insbesondere besteht aktueller Forschungsbedarf, um die chronische Wirkung von Decabromdiphenylether und deren Transformation in der Umwelt zu niederbromierten Verbindungen weiter aufzuklären.

691. Sowohl für Decabromdiphenylether wie auch Tetrabrombisphenol A gibt es inzwischen Substitute, die nach den bestehenden Erkenntnissen ein geringeres Umweltrisiko aufweisen. Aus diesem Grunde ist es vertretbar, den Einsatz von Decabromdiphenylether – wie ursprünglich vorgesehen – zu verbieten. Ein Ausstieg bzw. eine Substitution von Tetrabrombisphenol A sollte, insoweit sich ein wassergefährdendes Potenzial bestätigt, angestrebt werden.

692. Aus den genannten Gründen sollte sich die Bundesregierung für folgende Maßnahmen einsetzen:

- Um den Umgang mit Decabromdiphenylether abschließend zu regeln, ist es erforderlich, die offenen Fragen zum Umweltverhalten von Decabromdiphenylether zu beantworten. Solange ein Abbau dieses bromierten Flammschutzmittels in der Umwelt zu toxischeren Verbindungen nicht ausgeschlossen werden kann, empfiehlt es sich, deren Anwendung, wie in der RoHS-Richtlinie vorgesehen, zu verbieten. Gleichzeitig ist es erforderlich, die Umweltrisikobewertung von verfügbaren Substituten voranzutreiben.
- Wenn sich das wassergefährdende Potenzial von Tetrabrombisphenol A mit dem Abschluss der Risikobewertung des European Chemical Bureau (ECB) bestätigt, sollte ein schrittweiser Ausstieg bzw. eine Substitution dieses Flammschutzmittels – möglichst auf europäischer Ebene – angestrebt werden. In diesem Fall sind ebenfalls eingehendere Umweltrisikobewertungen der bestehenden Alternativen erforderlich.
- Über das Verhalten von Hexabromcyclododecan in der Umwelt und sein toxisches bzw. ökotoxisches Potenzial ist bisher sehr wenig bekannt. Aufgrund des ubiquitären Auftretens von Hexabromcyclododecan in der Umwelt besteht dringender Bedarf, die vorhandenen Wissenslücken zu schließen und darauf aufbauend eine Risikobewertung zu erstellen.
- Grundsätzlich sollte bei allen chemischen Produkten, die nachweislich persistente, bioakkumulative und toxische Eigenschaften aufweisen, eine Substitution durch weniger umweltgefährdende Stoffe angestrebt werden, wie es unter REACH inzwischen auch vorgesehen ist.

8.4 Arzneimittel in der Umwelt

8.4.1 Einleitung

693. Die Suche nach erwünschten und unerwünschten Arzneimittelwirkungen ist ein Paradebeispiel für wissensbasierte Sicherheitsbewertung von Stoffen. Die Methodik der Auswahl geeigneter Wirkstoffe aus einer Vielzahl an Verbindungen, die Methodik

der Nutzen-Risikoabwägung und der Erfahrungshintergrund über Wirkstoffe konnte inzwischen so weit entwickelt werden, dass auch etwaige Folgen für die Umwelt durch Arzneimittelgebrauch evaluiert werden können. Aus den Grundeigenschaften der Wirkstoffe ist unmittelbar zu vermuten, dass auch ein Umweltbezug von Arzneimittelwirkungen vorliegen kann. Die Frage nach möglichen Umweltfolgewirkungen ist eng gekoppelt mit der in Umweltmedien lokal/regional vorkommenden Stoffkonzentration, dem möglichen Zusammentreffen mehrerer gleich gerichteter Wirkstoffe, der Empfindlichkeit der dort ansässigen Organismen und letztendlich auch den Möglichkeiten, solche Effekte zu detektieren. Eine ausführliche Auseinandersetzung mit der Thematik Arzneimittel, ihren Eigenschaften, Verwendungsmustern, Eintrag und Verbleib in der Umwelt, noch bestehenden Informationsmängeln und den Besonderheiten einer Bewertung von Umweltfolgewirkung durch Arzneimittel wurde vorgelegt (SRU 2007).

694. Arzneimittel sind integraler Bestandteil moderner Therapien und tragen in erheblichem Maße zum Gesundheitsstandard bei. Die Entwicklung von Arzneiwirkstoffen ging von der Beobachtung der Effekte, über die Entdeckung des Mechanismus bis zur evidenzgestützten Überprüfung der langfristigen Wirksamkeit in der Anwendung am Menschen. Bei der Suche nach neuen Arzneistoffwirkungen stehen die Zurückdrängung unerwünschter Effekte und Fragen zur Verwendungssicherheit im Zentrum des Interesses. Die Frage nach der Arzneimittelsicherheit muss die Suche nach dem Unbekannten betonen und erfahrungsgetriebene Suchsysteme einbeziehen. Damit soll frühzeitig angezeigt werden, ob die Wirkstoffe Effekte auslösen, die erfahrungsgemäß unerwünscht sind, zum Beispiel Wirkungen auf Stoffwechselfunktionen, Immunabwehr, Ausscheidung und Leistungsfähigkeit des Gehirns.

Zur angemessenen Abschätzung der Umweltfolgewirkungen des Einsatzes von Arzneimitteln, einschließlich schon länger zugelassener Wirkstoffe, ist grundsätzlich eine differenzierende Problemanalyse notwendig. Der Eintrag von Arzneimittelwirkstoffen in die Umwelt wurde vor allem mit dem Nachweis von Clofibrinsäure in Berliner Oberflächengewässern 1994 systematischer als bisher untersucht (STAN et al. 1994). Inzwischen sind etwa 120 Arzneimittel in geringen Konzentrationen in der Umwelt nachgewiesen worden. Probleme ergeben sich aus der Belastung der Gewässer und der Tatsache, dass in einigen Regionen auch nach Wasseraufbereitung Arzneimittel als Spurenstoffe im Trinkwasser gefunden werden, das dann die entsprechenden Reinheitsanforderungen nicht erfüllen kann.

695. Für viele der seit langem verwendeten Wirkstoffe fehlen zudem Studien zu Langzeiteffekten in der Umwelt und daher ist es oftmals nicht möglich, eine methodisch angemessene Stoffrisikobewertung durchzuführen. Einige in die Umwelt eingetragene Arzneiwirkstoffe wirken dort schädigend auf Organismen und haben Umweltfolgewirkungen, die in der Nutzen-Risikoabwägung zum Einsatz dieser Wirkstoffe oder in

Maßnahmen zur Minderung des Eintrags in die Umwelt stärker gewichtet werden sollten. Bei der Neuzulassung von Arzneimitteln findet eine Umweltrisikobewertung alleine für die beantragten neuen Arzneimittel statt, ohne diesen strukturidentische oder verwandte, aber bereits zugelassene Präparate gegenüberzustellen. Die bestehenden Regelwerke können dieses Informationsdefizit nicht beseitigen. Mögliche Umweltfolgen werden aber durch die Summe aller für einen Effekt vergleichbar wirkenden Arzneistoffe getragen und daher liegt in der Bewertung nur der neu zugelassenen Wirkstoffe bereits eine verfahrensbedingte Verzerrung in der Wahrnehmung von Risiken vor (SRU 2007).

8.4.2 Arzneimittelbedarf

696. Traditionell werden Arzneimittel verwendet, um Krankheitsfolgen abzumildern und Heilung zu fördern. Mit dem Fortschritt in der Entwicklung medizinischer Technologien ist als weiterer Anwendungsbereich die Erkennung von krankhaften Zuständen (sogenannte Diagnostika) hinzugekommen. Nach Aufklärung von Krankheitsursachen ist es in einigen Fällen sogar möglich, durch vorsorgliche Gabe von Arzneimitteln die Entwicklung von Krankheiten zu verhindern oder in der Schwere abzufangen. Arzneimittel werden daher an erkrankten oder gesunden Menschen angewandt, um Körperfunktionen oder seelische Zustände zu beeinflussen. Die Herstellung, der Vertrieb und der Einsatz von Arzneimitteln bedürfen der Zulassung mit genauer Angabe des Anwendungszwecks (Indikation). Derzeit sind mehr als 3 000 Wirkstoffe als Arzneimittel zugelassen, die in mehr als 9 000 Fertigpräparaten in den Verkehr gebracht werden. Die Anforderungen an die Evaluierung von Arzneimittelwirkungen und an die Nutzen-Risikoabwägung sind im Arzneimittelgesetz (AMG) niedergelegt.

697. Aufgrund der großen Übereinstimmung in grundlegenden Körperfunktionen zwischen Mensch und physiologisch hoch entwickelten Tieren werden viele Arzneimittel auch zur Behandlung von Haus-, Nutz- oder Zootieren eingesetzt. Wichtige gemeinsame Einsatzgebiete bei Mensch und Tier sind beispielsweise Mittel zur Behandlung von Schmerzzuständen oder Entzündungen sowie Antibiotika. Einige Erkrankungen betreffen nur bestimmte Tierarten, zum Beispiel Huferkrankungen, (Geflügel-) Virusinfektionen, Erkrankungen des Wiederkäuermagens und Erkrankungen durch Weideparasiten. Daher sind einige Arzneimittel nur für die Anwendung am Tier hinreichend geprüft und auch nur für diesen Zweck zugelassen, beispielsweise Antiparasitika zur Behandlung von Huftieren. Für einige Arzneimittel, die aufgrund eines ungünstigen Nutzen-Wirkungsverhältnisses keine Zulassung für die Anwendung am Menschen mehr haben, ist die Anwendung am Tier weiterhin gestattet.

698. Die zugelassenen Arzneimittel stellen von der chemischen Struktur betrachtet eine sehr heterogene Gruppe dar mit sowohl synthetisch erzeugten Verbindungen wie

auch natürlich vorkommenden Substanzen als arzneilich wirkende Bestandteile. Die gebräuchlichen Arzneimittel sind in der Regel Fertigpräparate, die neben dem eigentlichen Arzneiwirkstoff eine große Anzahl an Füll-, Hilfs- und Kennstoffen enthalten, die das Produkt hantierbar, sicher anwendbar, identifizierbar und lagerfähig machen. Im Fertigpräparat stellt der Arzneiwirkstoff in aller Regel den quantitativ unbedeutendsten Anteil dar.

Die verschiedenen Strömungen in der Entwicklungsgeschichte von Arzneimitteln sind in den Bezeichnungen der Wirkstoffe noch abgebildet, zum Beispiel (1.) Schmerzmittel, (2.) Beta(rezeptoren)blocker, (3.) Benzodiazepine. Die ältesten, noch in Gebrauch befindlichen synthetischen Arzneimittel, werden nach dem (1.) Arzneimittelwirkbild, aus dem sich die Indikation ableitet, eingeteilt. Viele Mittel gegen Schmerzzustände, Entzündungen, Bluthochdruck oder Krampfleiden gehören dazu. Später entwickelte Arzneimittelwirkstoffe wurden aufgrund der (2.) zellulären Angriffsmechanismen an Rezeptoren beschrieben, aus denen sich dann ebenfalls die Hauptindikation ableitet. Dazu gehören zum Beispiel Asthmamittel, Mittel gegen Bluthochdruck, Mittel zur Senkung der Wehenbereitschaft und Mittel zu Empfängnisverhütung. In jüngerer Vergangenheit wird in der Arzneimittelentwicklung (3.) die Struktur-Wirkungsbeziehung modelliert und zum Design von neuen Wirkstoffen herangezogen. Hierzu gehören unter anderem Arzneimittel mit Wirkung auf das Immunsystem, auf das Gehirn, auf den Fettsäurestoffwechsel oder auf Ionenkanäle, die unter anderem den Blutdruck regeln. Arzneimittelwirkstoffe, die in dieser Tradition entwickelt wurden, werden oftmals aufgrund der chemischen Strukturmerkmale benannt.

699. Hinsichtlich des Arzneimittelwirkbildes mit unerwünschter Wirkung muss daher zwischen spezifischen, das heißt mit dem erwünschten Mechanismus verbundenen Effekten und unspezifischen, das heißt nicht mechanistisch vorhersehbaren Effekten unterschieden werden. Beispielsweise ist eine (unerwünschte) Müdigkeit mit einer erfolgreichen medikamentösen Senkung des Blutdrucks verbunden, die spontanen (unerwünschten) Muskelzuckungen nicht. Die (unerwünschte) Senkung der Speichelflussrate unter Asthmamitteln ist vorherzusagen, unter dem schleimlösenden Mittel Ambroxol hingegen nicht. In einer Verallgemeinerung kann festgestellt werden, dass spät entwickelte Arzneimittel eine weitgehend bekannte Interaktion mit spezifischen Zielstrukturen in Zellen und Geweben aufweisen und hinsichtlich ihres Arzneimittelwirkbildes relativ spezifische und krankheitsorientierte Wirkmechanismen aufweisen. Einige Wirkprinzipien sind dabei organismusübergreifend allgemein gültig, während andere eine ausgesprochene Speziesspezifität und unter Umständen sogar Krankheitsspezifität haben. Nach erfolgreicher Etablierung eines neuen Arzneimittelwirkbildes werden die klinisch erfolgreichen Leitsubstanzen in der Regel weiter modifiziert und es ergibt sich für Folgewirkstoffe oft eine höhere Wirksamkeit. Damit können strukturverwandte Arzneimittelwirkstoffe mit weitgehend übereinstimmendem klini-

schem Wirkbild bis zu zwei Zehnerpotenzen in der klinisch erforderlichen Dosis abweichen. Dies kann mit einer Verminderung unspezifischer und unerwünschter Wirkungen einhergehen. Es erschwert aber auch den chemisch-analytischen Nachweis einer biologisch wirksamen Struktur in Körperflüssigkeiten oder Umweltmedien.

8.4.3 Arzneimittelsicherheit

700. Ein europäisches Zulassungsverfahren für Arzneimittel gibt es seit dem 26. Januar 1965 (RL 65/65/EWG). Im Vordergrund stand damals aufgrund negativer Erfahrungen, wie dem Contergan-Fall (Thalidomid), die Sicherheit der Patienten. Umweltbelange wurden in der Zulassung erst sehr viel später berücksichtigt. Inzwischen wird in den rechtlichen Regelungen für die Zulassung von Arzneimitteln zwischen Humanarzneimitteln, Tierarzneimitteln und Futtermittelzusatzstoffen unterschieden. Seit vielen Jahren werden für die behördliche Zulassung von Arzneistoffen toxikologische Prüfungen durchgeführt. Hinsichtlich der Prüfanforderungen gab es ursprünglich erhebliche Unterschiede zwischen den nationalen Behörden, die erst durch die Aktivität der EU, der OECD und der International Conference on Harmonisation of Technical Requirements for Registration of Pharmaceuticals for Human Use (ICH) vermindert werden konnten. In diesem Prozess wurden international harmonisierte, standardisierte Prüfmethoden entwickelt, mit dem Ziel, vergleichbare Datensätze zu generieren. Die einheitlichen Prüfrichtlinien der OECD sollten dem wissenschaftlichen Stand entsprechen, den behördlichen Anforderungen genügen und damit die gegenseitige Anerkennung ermöglichen, als Routinemethoden praktikabel und validiert sein und insgesamt die Belange des vorbeugenden Gesundheits- und Umweltschutzes hinreichend berücksichtigen.

Vorschriften, nach denen im Zulassungsverfahren auch die Umweltrisiken der Präparate geprüft werden müssen, gibt es für Tier- und Humanarzneimittel seit 1990 bzw. 1993. Sämtliche Arzneimittel, die vor dem Inkrafttreten dieser Vorschriften im Verkehr waren, und auf deren Verwendung ein Großteil der in den Umweltmedien nachzuweisenden Wirkstoffe zurückzuführen ist, wurden keiner Umweltprüfung unterzogen.

701. Prinzipiell unterscheidet sich die Anwendung von Arzneimitteln im humanmedizinischen und veterinärmedizinischen Bereich in den Eintragspfaden und der Dominanz zum Einsatz kommender Wirkstoffe. Hinsichtlich der Umweltproblematik unterscheiden sich die beiden genannten Anwendungsbereiche sehr deutlich in den Eintragspfaden der Wirkstoffe, den lokalen Schwerpunkten der Belastungen und dem zeitlichen Verlauf einer Kontamination. In der Tierhaltung werden Arzneimittel nicht nur zu Therapiezwecken am erkrankten Individuum, sondern auch prophylaktisch zur Gesunderhaltung des gesamten Bestandes verwendet. Der Einsatz von Antibiotika als Futtermittelzusatzstoff wurde durch Anwendungsverbote zunehmend eingeschränkt

und ist inzwischen ganz verboten worden. Die rechtlichen Regelungen zur Gewährleistung einer sicheren Verwendung von Arzneimitteln müssen für die spezielle Nutzen-Risikoabwägung zwischen den drei Bereichen

- Einsatz beim Menschen,
- Einsatz beim erkrankten Tier oder bei drohender Erkrankung und
- Einsatz als Futtermittelzusatzstoff in der Tierhaltung mit der Möglichkeit eines Eintrags in Nahrungsmittel (seit 2006 strikt reguliert)

unterscheiden.

Nach dem derzeitigen Erkenntnisstand stellen der Eintrag von Arzneimittelstoffen in die Umwelt und der Übergang in das Trinkwasser kein Gesundheitsrisiko für den Menschen dar, weil die Konzentrationen sehr viel geringer als bei einer therapeutischen Anwendung sind. Dennoch kann die Belastung des Wassers mit Arzneimitteln eine erhebliche und teure Problemlage für die Gewinnung von qualitativ hochwertigem Trinkwasser sein, weil die gesundheitliche Unbedenklichkeit nur einen Teilaspekt bei der Trinkwasserqualität abdeckt, die ansonsten auch von Farbe, Geruch, Geschmack und dem Fehlen von unerwünschten Spurenstoffen bestimmt wird.

8.4.4 Verhalten und Verbleib in der Umwelt

702. Wie sich die Arzneimittelwirkstoffe in der Umwelt verhalten, hängt von ihren inhärenten Eigenschaften ab. Nur für wenige Wirkstoffe ist deren Transport- und Abbauweg bekannt, noch viel weniger weiß man über das Umweltverhalten der Abbauprodukte, die bereits im behandelten Organismus, aber auch in der Umwelt gebildet werden. Die relativ geringe Zahl der 120 bislang in der Umwelt nachgewiesenen Arzneimittelwirkstoffe ist darauf zurückzuführen, dass viele Wirkstoffe sehr kurzlebig sind, in relativ geringen Mengen zum Einsatz kommen oder nur mit aufwendiger Analytik, soweit überhaupt, nachweisbar sind. Bei den in der Umwelt detektierten Wirkstoffen handelt es sich ausschließlich um sogenannte Altarzneimittel, für deren Zulassung keine Umweltrisikobewertung erforderlich war (RÖNNEFAHRT et al. 2002).

703. Arzneimittel mit Anwendung am Tier (Antibiotika, Mittel gegen Parasiten, Schmerzmittel) gelangen als Wirkstoff oder als Abbauprodukt in die Gülle oder den Festmist und werden zusammen mit dem Wirtschaftsdünger auf die Böden ausgebracht. Dort können sie am Boden gebunden und dadurch lokal zurückgehalten werden. Der gut wasserlösliche Anteil wird jedoch eine Verteilung erfahren. Etwaige Beeinträchtigungen der Bodenlebewesen sind aufgrund von Datenlücken weitgehend unbekannt. Vereinzelt wurde ein Transfer in das Grundwasser sowie eine Aufnahme in Pflanzen nachgewiesen (GROTE et al. 2006; KUMAR et al. 2005).

Der überwältigende Anteil der Humanarzneimittelwirkstoffe wird nach der Einnahme als Stoffwechselprodukt oder als unveränderter Wirkstoff in das Abwasser abgegeben. Einige dieser Wirkstoffe haben eine hohe Mobilität und Persistenz im Wasser und werden in den Kläranlagen nur geringfügig entfernt. Somit werden diese Humanarzneimittel hauptsächlich über ihre bestimmungsgemäße Anwendung in Oberflächengewässer bzw. in die Umwelt eingebracht. Die quantitativ bedeutsamsten Wirkstoffe sind in diesem Zusammenhang Diclofenac (Schmerzmittel), Clofibrinsäure (Mittel zur Senkung von Blutfetten), Carbamazepin (Mittel gegen Krampfleiden), Sulfamethoxazol (Mittel gegen bakterielle Harnwegsinfekte) und Röntgenkontrastmittel (Mittel zur Darstellung von Organstrukturen im Röntgenbild). Ethinylestradiol (Mittel zur Empfängnisverhütung) ist ein Beispiel für ein in die Umwelt eingetragenes Arzneimittel, das insgesamt nur in geringen Mengen verwendet wird, aber wegen seiner hohen Wirkspezifität auch bei sehr niedrigen Umweltkonzentrationen, die analytisch kaum nachweisbar sind, wirksam ist.

704. Bisher liegen nur wenige Daten über die Persistenz und das Abbauverhalten von Arzneimittelwirkstoffen in aquatischen Systemen vor. In den meisten Untersuchungen wurde die Elimination derartiger Substanzen in Kläranlagen bestimmt. Der Grad der Elimination in den mechanischen und biologischen Reinigungsstufen der Kläranlage unterscheidet sich sehr deutlich von Wirkstoff zu Wirkstoff. So zeigten Studien zum Verhalten von Arzneimittelwirkstoffen in Kläranlagen, dass die Konzentrationen einiger Stoffe während des Klärprozesses abnahmen. Beispielsweise wurde Ibuprofen in einer Pilotkläranlage zu 57 bis 60 % eliminiert (ZWIENER und FRIMMEL 2004). Untersuchungen an Kläranlagen wiesen sogar maximale Eliminationsraten für diesen Wirkstoff von 96 bis 99 % nach (BUSER et al. 1999). Ähnliche Ergebnisse wurden im Rahmen von Stoffflussanalysen für Antibiotika gefunden. So lagen die Eliminationsraten für die Fluorchinolone Ciprofloxacin und Norfloxacin bei 80 bis 90 %. Ein nicht unerheblicher Anteil dieser Antibiotika wurde allerdings in den Klärschlamm transferiert, weshalb dort hohe Gehalte von 2 bis 3 mg/kg nachweisbar waren (GIGER et al. 2003).

705. In einer im Auftrag der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Chemikaliensicherheit (BLAC) durchgeführten Untersuchung wurden für viele der untersuchten Wirkstoffe, wie beispielsweise Carbamazepin, Clofibrinsäure, Diclofenac und Metoprolol kaum signifikante Unterschiede in den Konzentrationen zwischen den Kläranlagenzuläufen und -abläufen festgestellt. Somit konnte hier kein erheblicher Abbau bzw. keine Sorption der Wirkstoffe beim Klärprozess nachgewiesen werden. Clofibrinsäure und Diclofenac gehören nachweislich zu den persistenten Substanzen, die in der Pilotkläranlage nur um 2 bis 6 % eliminiert wurden (ZWIENER und FRIMMEL 2004).

Nach der Passage durch die Kläranlage gelangt der nicht abgebaute bzw. nicht sorbierte Anteil der Arzneimittelwirkstoffe und deren Metabolite in die Oberflächengewässer, von wo aus sie bis ins Meer verfrachtet werden können. Über die Bodenpassage gelangen Wirkstoffe bis ins Grundwasser. Clofibrinsäure gehört zu den Wirkstoffen, die inzwischen sowohl im Grundwasser als auch im Nordseewasser nachweisbar waren (BUSER et al. 1998; HEBERER et al. 1997). In Gebieten, wie zum Beispiel in Berlin, in denen die Trinkwassergewinnung in sandigem Untergrund bei hohen Entnahmedichten und kurzen Filtrationsstrecken für das Oberflächenwasser erfolgt, sind die im aufbereiteten Trinkwasser noch messbaren Wirkstoffkonzentrationen deutlich höher als in anderen Regionen. So konnten HEBERER et al. (1997) in einer solchen Entnahmestelle Clofibrinsäurewerte von maximal 7,3 µg/l messen, während üblicherweise Werte im ng/l-Bereich gefunden werden.

706. Inzwischen wurden Spuren von Arzneimitteln sowohl im Meerwasser als auch im Trinkwasser nachgewiesen. Zu den in der Nordsee gefundenen Arzneiwirkstoffen gehören Propyphenazon, Carbamazepin, Clofibrinsäure und Ibuprofen sowie dessen Metabolite Hydroxy- und Carboxy-Ibuprofen. Die gemessenen Konzentrationen lagen bei wenigen ng/l. Ein Nachweis war in unmittelbarer Nähe zum Einleiter, das heißt im Bereich von Flussmündungen und Küsten möglich. In Proben aus der zentralen Nordsee waren die Arzneiwirkstoffe dagegen nur noch im Spurenbereich vorhanden (WEIGEL 2003). Die im Trinkwasser gemessenen Konzentrationen lagen in der Regel unterhalb von 100 ng/l; Maximalwerte von 70 bis 86 ng/l wurden für Clofibrinsäure und die Röntgenkontrastmittel Iopamidol sowie Iopromid ermittelt (TERNES 2001a; 2001b).

8.4.5 Umweltrisikobewertung

707. Der Gebrauch von Arzneimitteln kann in Abhängigkeit von in den Abwasser- und Abfallpfad eingetragenen Mengen und der Persistenz der Arzneimittelwirkstoffe und ihrer Folgeprodukte in Umweltmedien große Relevanz für Ökosysteme haben. Auch hier muss die Sicherheitsprüfung mit Nutzen-Risikoabwägungen zwischen prognostizierbaren und nicht prognostizierbaren Wirkungen unterscheiden. Die nicht prognostizierbaren Wirkungsendpunkte können nur durch Screening-Untersuchungen erfasst werden. Die höchsten Konzentrationen von Arzneimitteln in der Umwelt treten in unmittelbarer Nähe von Kläranlagenabläufen auf oder dort, wo kontaminierter Dung ausgebracht wird. Damit muss die Aufmerksamkeit insbesondere den lokal höher belasteten Standorten und den Fragen nach der Verminderung der Umwelteinträge gelten. Zu den in diesem Zusammenhang besonders beachtenswerten Arzneimittelwirkstoffen gehören schmerzlindernde Wirkstoffe, hormonell aktive Substanzen, Antibiotika und Antiparasitika. Es gibt inzwischen einige Untersuchungen zur Folgewirkung von Arzneimittelwirkstoffen, die zumeist an im Wasser lebenden Organismen durchgeführt wurden. In den meisten Fällen konnten in diesen Testsystemen Effekte nach

Kurzzeiteinwirkung nur in Konzentrationen nachgewiesen werden, die deutlich höher als die Umweltkonzentrationen lagen. Leider fehlen für sehr viele Wirkstoffe Studien zur Langzeitwirkung, obwohl Erkenntnisse vorliegen, dass viele Organismen in Langzeitstudien auf sehr viel niedrigere Konzentrationen reagieren als in Kurzzeittests.

708. Trotz der bestehenden Wissensdefizite konnte bereits für einige Wirkstoffe ein Umweltrisiko abgeleitet werden. Dazu gehört auch das häufig verabreichte Mittel gegen Schmerzen und Entzündungszustände Diclofenac, das im Verdacht steht, Nierenschädigungen zum Beispiel bei Fischen zu verursachen. Im Zusammenhang mit einem Umweltrisiko durch einen mengenmäßig gering eingetragenen Wirkstoff ist insbesondere die östrogene Wirkung von 17α-Ethinylöstradiol zu nennen.

8.4.6 Informationsdefizite

Methodisch bedingte Schieflage im analytischen Nachweis

709. Die Anzahl der bislang in Umweltmedien nachweisbaren Arzneimittel ist mit 120 sehr gering angesichts der mehr als 3 000 für die Anwendung an Mensch und Tier zugelassenen Wirkstoffe. Diese Diskrepanz hat mehrere Gründe:

- Viele Wirkstoffe haben in Umweltmedien nur eine kurze Lebensdauer und liegen dort in Form von Spaltprodukten vor.
- Viele Wirkstoffe werden durch den Stoffwechsel in Mensch und Tier verändert und können daher nicht mehr als Ausgangssubstanz analytisch nachgewiesen werden.
- Viele der neu entwickelten Wirkstoffe haben eine hohe Wirkspezifität und haben biologische Wirkungen in niedrigen Konzentrationen, die chemisch-analytisch in Umweltproben nicht nachweisbar sind.
- Proben von Umweltmedien beinhalten neben den interessierenden Substanzen eine Fülle von organischen Schwebstoffen, die eine Aufreinigung und Probenvorbereitung vor kaum lösbare Probleme stellt.

Der analytische Nachweis von Arzneiwirkstoffen kann nicht als alleinige Basis für die Problemadressierung für die Umweltfolgewirkung von Arzneimitteln dienen. Die Datenerhebung ist lückenhaft und zusätzlich scheitert das Monitoring an oftmals nicht überwindbaren methodischen Hindernissen. Ein Negativbefund beim analytischen Nachweis kann daher nicht als alleiniger Beleg gewertet werden, dass Wirkstoffe und Metaboliten nicht anwesend und wirksam sind. Es fehlt bislang eine kritische Auseinandersetzung mit den systematisch-bedingten Fehlerquellen eines Stoffmonitorings, ohne die eine angemessene Würdigung der tatsächlichen Weitergabe von Arzneiwirkstoffen in Ökosystemen nicht möglich ist.

Lückenhafte Datenlage

710. Aufgrund der erst seit 1. Januar 1998 für Tierarzneimittel bzw. 1. Dezember 2006 für Humanarzneimittel eingeführten Verpflichtung, für die Zulassung auch leitfadenkonforme, umweltrelevante Daten zu erheben, bestehen für viele der lange vermarkteten Arzneimittel erhebliche Datenlücken bezüglich der Auswirkungen auf die Umwelt. Diese Informationsdefizite betreffen insbesondere ökotoxikologische Untersuchungen zur chronischen Wirkung. Eine Stoffrisikobewertung bezüglich der Folgen des Arzneimitteleintrags in die Umwelt ist derzeit für viele häufig und intensiv genutzte Wirkstoffe nicht möglich. Angesichts der Verkaufsintensität vieler Produkte und der nachweislichen langen Präsenz sowie der weiten Verbreitung einiger Arzneistoffe in der Umwelt ist diese Schieflage in den Grunddaten nicht zu akzeptieren.

711. Die bislang zur Verfügung stehenden Ergebnisse aus Laborstudien zur Wirkung von Arzneimittelwirkstoffen auf die Umwelt sind nicht ausreichend, um zu bewerten, ob die Belastungen von Oberflächengewässern durch Arzneimittel die Zusammensetzung, das Vorkommen und die Lebenszyklen von Wasserorganismen verändern. Es fehlen vor allem Untersuchungen zu Langzeiteffekten in populationsrelevanten Testsystemen. Bei der Prüfung von Arzneimittelwirkungen in der Umwelt ist die Aufmerksamkeit vor allem auf die Wirkungen auf Wasserorganismen gerichtet. Dieses Konzept ist richtig und ausreichend, sofern entlastende Informationen zur Verfügung stehen, dass aufgrund des Verhaltens und Verbleibs von Arzneimitteln in Böden Wirkungen auf terrestrische Organismen zu vernachlässigen sind.

712. Es wurden nur sehr wenige Untersuchungen zu Wechselwirkungen zwischen mehreren Arzneimitteln in der Umwelt präsentiert. Dabei wurden aber durchaus Hinweise auf mögliche summierende wie auch verstärkende Effekte gefunden. Ob sich die gleichzeitig in der Umwelt vorkommenden Arzneimittel häufig oder eher selten in ihren Wirkungen beeinflussen, ist weitgehend unbekannt und müsste untersucht werden, da diese Erkenntnis große Relevanz für Bewertungskonzepte hätte.

Lückenhafte Bilanzierung

713. Für die Neuzulassung eines Arzneimittels muss lediglich die Umweltrelevanz des voraussichtlichen Wirkstoffeintrages bewertet werden. Damit bleiben die Genehmigungsverfahren und die mit ihnen verbundenen Ausführungsbestimmungen auf das Einzelarzneimittel beschränkt. Das Umweltrisiko eines zusätzlichen Stoffeintrags wird aber von dem relativen Gleichgewicht des Wirkstoffes zu anderen vergleichbar wirksamen Strukturen mitbestimmt. Die endgültige Bewertung der Situation und die Entscheidung über zu treffende Maßnahmen erfordern grundsätzlich eine integrierende Bewertung aller für die Wirkung relevanten Faktoren. Dieser Ansatz geht über das bis-

her etablierte Konzept der Zulassungsprüfung und Überwachung der Anwendungssicherheit von Arzneimitteln nach ihrer Markteinführung hinaus.

Die Bilanzierung sollte nach zwei verschiedenen Gesichtspunkten vorgenommen werden, die die Wirkstoffe anhand chemischer Eigenschaften (z. B. Säurecharakter, Katalysatorfunktion, Elektronentransportinhibition) sowie spezifischer Wirkmechanismen (hemmende oder fördernde Effekte an Rezeptoren, Enzymen) gruppiert. Es ist zu erwarten, dass sich mit dieser Vorbereitung Prioritäten und Möglichkeiten der Gruppierung ergeben.

Das Umweltrisiko durch einen Arzneimitteleintrag wird anhand eines Quotienten abgeleitet, der zwischen der für die Umwelt prognostizierten Konzentration (PEC) und der niedrigsten im Laborversuch ermittelten Stoffkonzentration, bei der kein Effekt auftrat (PNEC), gebildet wird. Der Quotient wird in der Regel mit Sicherheitsfaktoren beaufschlagt, um Informationsdefizite in beurteilungsrelevanten Daten zu kompensieren, wobei unter Umständen mehrere Faktoren in einer Serie kombiniert werden. Sobald beurteilungsrelevante Daten vorhanden sind, sollte bei der Umweltrisikobewertung mit der Beaufschlagung durch zusätzliche Faktoren bei der Ableitung von PNEC zurückhaltend umgegangen werden, um eine Überzeichnung des Risikos zu vermeiden.

Heterogene Präsenz von Risiken

714. Der Eintrag von in Umweltmedien wirksamen Arzneimittelbestandteilen hat – soweit bislang bekannt – trotz der vielen Eintragsquellen einen lokal begrenzten Charakter, zum Beispiel Ausläufe von Kläranlagen. Es ist für die Planung weiterer Maßnahmen und die Abschätzung der Angemessenheit von Minimierungskonzepten entscheidend wichtig, ob diese Fälle Bestandteil eines komplexeren Problemkreises sind oder ob die Umweltfolgewirkungen anhand der bereits existierenden Daten ausreichend beschrieben sind. Die systematische Beseitigung von Informationsdefiziten, die einer methodisch angemessenen Umweltrisikobewertung im Wege stehen, wäre der geeignete Lösungsansatz, um zu einer wissensbasierten Entlastung von Arzneimitteln vor negativen Umweltfolgewirkungen kommen zu können.

Der Einsatz von Tierarzneimitteln gegen Wurmerkrankungen von Großtieren in der Landwirtschaft (Rinder, Pferde, Schafe) hat nachweislich eine Schadwirkung auf dungabbauende wirbellose Tiere. Als Folge davon kann der Prozess der Nährstoffregenerierung aus dem Dung gestört sein. Es fehlen systematische Untersuchungen für die Abschätzung, ob das lokale Milieu nachhaltig geschädigt ist, und daher ist das Risiko für Umweltfolgen durch Wirkstoffe zur Behandlung von Wurmerkrankungen nicht abschließend bewertbar. Gleiches gilt für auf Böden aufgebrachte andere Tierarzneimittel, insbesondere Antibiotika, für die ebenfalls bewertungsrelevante Daten fehlen.

Dennoch ist zu erwarten, dass sich die damit verbundenen Risiken benennen, in ihrer Bedeutung einordnen und durch geeignete Maßnahmen begrenzen lassen.

715. Die stetig zunehmenden (Multi-)Resistenzen bei humanpathogenen Keimen sind ein ernsthaftes Problem für die jetzige und wahrscheinlich noch im stärkeren Maße zukünftige Gesundheitsversorgung. Das Risiko korreliert eng mit der Einsatzintensität von Antibiotika. Dazu trägt nicht nur der Einsatz von Antibiotika beim Menschen, sondern auch bei Tieren bei. Für die breite Anwendung von Antibiotika in der Landwirtschaft, insbesondere in Anlagen mit zahlenmäßig hohem Tierbesatz zur vorsorglichen Behandlung von ganzen Beständen, steht der betriebswirtschaftlich erzielbare Nutzen oftmals in keinem vertretbaren Verhältnis zum möglichen Schaden durch Erzeugung von resistenten Keimen. Die Anwendung von Antibiotika am (noch nicht) erkrankten Tier kann nur nach entsprechend strenger Indikation geduldet werden. Die Anwendung von Antibiotika in der Landwirtschaft belastet die Böden. Die Langzeitfolgen daraus sind derzeit wegen fehlender beurteilungsrelevanter Daten noch nicht bewertbar. Zudem stehen für den präventiven Gesundheitsschutz der Tiere verschiedene arzneimittelfreie Lösungen zur Verfügung. Dazu gehören ein verbessertes Stallklima, geringere Besatzdichten sowie eine Optimierung von Futterqualität und Fütterungsverfahren.

8.4.7 Fazit und Empfehlung

716. Die zur Verfügung stehenden Verfahren zur Abschätzung eines Handlungsbedarfs zum Schutz der Umwelt vor unerwünschten Begleiteffekten von Arzneimitteln benötigen beurteilungsrelevante Daten zur chronischen Wirkung in ökotoxikologischen Studien sowie Daten zur Mengenbilanz der insgesamt in Verkehr gebrachten Wirkstoffe. Der Eintrag von Arzneimitteln in die Umwelt muss für einige Wirkstoffe generell gemindert werden, während es in anderen Fällen genügt, an belasteten Standorten den Transfer in Gewässer zu mindern.

Beseitigung des Datendefizits bei zugelassenen Arzneimitteln

717. Insbesondere für Arzneiwirkstoffe ohne Patentschutz fehlt jeder Anreiz, durch Selbststeuerung den Missstand bezüglich fehlender umweltrelevanter Daten trotz des Erfordernisses einer Umweltrisikobewertung zu beseitigen. Das Ziel muss sein, lange eingeführte Wirkstoffe in ihrer Nützlichkeit und Anwendungssicherheit positiv zu würdigen, aber für diese Bilanz auch überfällige Informationsdefizite bezüglich ihrer Umweltrelevanz zu beseitigen.

- In Anlehnung an bereits bestehende Altstoffprogramme für Chemikalien oder Pestizide sollte ein europäisches Altarzneimittelprogramm konzipiert und zügig umgesetzt werden. Dabei ist eine integrative Betrachtung aller Verbrauchsdaten vor allem

für solche Wirkstoffe unerlässlich, die in verschiedenen Zubereitungen von vielen Herstellern vermarktet und in hohen Verbrauchsmengen eingesetzt werden.

- Es wird eine Projektgruppe zwischen Herstellern, Regulatoren und Wissenschaftlern angeregt, die für die Umweltrisikobewertung prioritäre Arzneimittelwirkstoffe identifizieren und die bestehenden Informationslücken möglichst effizient schließen soll. Dabei sollen Umweltschutzziele detailliert ausgearbeitet und modellhaft Wege aufgezeigt werden, welche Maßnahmen bei einer nachgewiesenen Belastung der Umwelt tatsächlich eindämmend wirken und in der Umsetzung ressourcenschonend sind.
- Die derzeit bestehenden Stoff-Monitoringprogramme sollten durch eine kontinuierliche Dokumentation der Belastung der Oberflächengewässer und Böden für zumindest einige ausgewählte Arzneimittelwirkstoffe ergänzt werden, die in die Liste für prioritär gefährliche Wirkstoffe der WRRL aufgenommen werden sollten.
- Für eine verbesserte Risikobewertung von Tierarzneimitteln ist es notwendig, ein verbindliches Erfassungssystem für den Gesamtverbrauch von Arzneimitteln in Betrieben mit Tierhaltung zu etablieren und die aktuellen Daten den verantwortlichen Behörden zugänglich zu machen. Die derzeit rechtlich verbindliche Aufzeichnungspflicht für Tierärzte könnte als Basis zur Erfassung des Verbrauchs von Antibiotika und Antiparasitika in der Landwirtschaft dienen. Die Genehmigung von Massentierhaltungsanlagen bedarf der Sicherstellung entsprechender administrativer Kompetenzen und Kapazitäten auf Seiten der Aufsichtsbehörden, die derzeit nicht ausreichend sind.
- Für den Einsatz von Humanarzneimitteln sollte in Kooperation mit der Industrie ein System zur Erfassung der Verbrauchsmengen konzipiert werden. Dafür sollten die insgesamt abgegebenen Arzneimittel nach Hauptwirkstoffen summiert erfasst werden. Nur auf der Grundlage belastbarer Verbrauchsdaten und Wirkstoffspektren ist eine verlässliche Beurteilung des Umweltrisikos möglich.

Anpassung der Bilanzierung

718. Im Genehmigungsverfahren wird die Umweltrelevanz des voraussichtlichen Wirkstoffeintrags des Einzelarzneimittels bewertet, ohne das relative Gleichgewicht des Wirkstoffes zu anderen vergleichbar wirksamen Strukturen einzubeziehen und alle für die Wirkung relevanten Faktoren zu berücksichtigen. Das bisher etablierte Konzept der Zulassungsprüfung und Überwachung der Anwendungssicherheit von Arzneimitteln über ihre Markteinführung hinaus muss erweitert werden. Es ist zu erwarten, dass sich Möglichkeiten einer Gruppierung ergeben, die die Bewertungsarbeit erheblich entlasten und die tatsächliche Wirkstoffbelastung von Umweltmedien besser beschreibt.

- Bei denjenigen Arzneiwirkstoffen, für die umfangreiche ökotoxikologische Daten ermittelt wurden, sollte eine abschließende Beurteilung unter Einbeziehung der gleichartig wirkenden Arzneiwirkstoffe erfolgen. Es sollte überprüft werden, ob die aus Labor-Testsystemen prognostizierten Effekte in der realen Situation wirkstoffbelasteter Standorte qualitativ bestätigt werden.
- Für die Bewertung des tatsächlichen Umweltrisikos müssen eigene Konzepte entwickelt werden, die die Möglichkeiten zur Gruppierung von Substanzen und zur integrierenden Ermittlung möglicher Folgen beleuchten. Die Umsetzung von stufenweise bilanzierenden und integrierenden Konzepten ist keineswegs grundsätzlich ressourcenintensiv, sondern kann letztendlich entlastend wirken.

Minderung der Präsenz von Arzneimitteln in der Umwelt

719. Für den Arzneimitteleinsatz im humanmedizinischen Bereich fokussieren die derzeitigen Handlungsoptionen auf ein Bündel von Maßnahmen zur Optimierung des Arzneimitteleinsatzes und zur Verbesserung der Abwasserreinigung. Für ökologisch sensible Gewässerabschnitte sowie Regionen mit einem hohen relativen Anteil von Uferfiltrat zur Trinkwassergewinnung ergeben sich höhere Anforderungen an eine Minimierung des primären Eintrags von Arzneimitteln.

- Auf Seiten der Abwasserreinigung stehen inzwischen neue wirksame Technologien, zum Beispiel mit Ozonung oder Aktivkohlefiltration, zur Verfügung, die eine bessere Reinigungseffizienz auch für bislang im Abwasser verbliebene Arzneimittel bieten. Deren großtechnischer Einsatz sollte verstärkt an Standorten angestrebt werden, bei denen empfindliche Gewässer betroffen sind oder die vergleichsweise hoch belastet sind. Es sollte geprüft werden, ob der großtechnische Einsatz durch die Abwasserabgabe zusätzlich gefördert werden kann. Die Einführung weiter gehender Abwassereinigungstechniken ist darüber hinaus insbesondere für Großklinika der Maximalversorgung zu erwägen, die im Zuge der derzeit stattfindenden Reorganisation der Gesundheitsversorgung den Gebrauch hochwirksamer Arzneiwirkstoffe mit einem speziellen Wirkspektrum am Patienten intensivieren.
- Nur wenige Arzneimittel reichern sich in Klärschlämmen an. Aber aufgrund der Senkenfunktion des Klärschlamms für zahlreiche weitere Schadstoffe ist die schrittweise Abkehr von der landwirtschaftlichen Nutzung zu empfehlen, um den Eintrag dieser Schadstoffe in die Böden zu vermeiden.
- Ein bestehendes Umweltrisiko bestimmter Wirkstoffe sollte auf der Verpackung eindeutig gekennzeichnet werden. Damit sollte auch der Hinweis verbunden werden, Arzneimittelreste nicht über die Kanalisation zu entsorgen, sondern bei den Apotheken abzugeben.

- Über Wirtschaftsdünger werden Arzneimittelwirkstoffe diffus auf Böden aufgebracht. Durch Lagerung und Behandlung kann die Arzneistoffkonzentration im Wirtschaftsdünger vermindert werden. Diese Maßnahmen sollten dringlich auf ihre Stärke überprüft und dann integraler Bestandteil von verbindlichen Leitlinien werden, um den Nährstoffkreislauf zu erhalten.

Minderung des Antibiotikaeinsatzes

720. Das Risiko von (Multi-)Resistenzen humanpathogener Keime gegenüber Antibiotika korreliert eng mit der Einsatzintensität. Der Status eines Antibiotikums hinsichtlich Erstrang- oder Reservemittel ändert sich und daher muss der Antibiotikabedarf insgesamt sowie die Trennung zwischen Human- und Tiermedizin ständig abgestimmt werden.

- Bei der Tierhaltung in der Landwirtschaft ist es erforderlich, den Einsatz hochwirksamer Medikamente, wie zum Beispiel Antibiotika, auf das unabdingbar gebotene Mindestmaß zu reduzieren. Dafür müssen zusätzliche Auflagen und Anreize geschaffen werden, um die Haltungsbedingungen zu optimieren. Der Erfolg der Maßnahmen muss an der Verringerung des Antibiotikumverbrauchs erkennbar werden, insbesondere seit dem Inkrafttreten des Verbots zum Zusatz von Antibiotika in Futtermitteln. Die von der Bundestierärztekammer bereits erarbeiteten Leitlinien zum Umgang mit Antibiotika in der Tierzucht sollten rechtsverbindlich ausgestaltet werden.
- In der Tierhaltung sollte die Entscheidung für die Auswahl der Arzneimittel und die Akzeptanz der Notwendigkeit einer Minimierung des Eintrags verbessert werden. Um die bestehenden Defizite in der Kontrolle und der Beratung bei der Anwendung von Tierarzneimitteln zu beheben, ist es erforderlich, entsprechende Beratungs- und Kontrollkapazitäten zu schaffen bzw. bereitzustellen.

8.5 REACH

8.5.1 Einleitung

721. Mit Wirkung zum 1. Juni 2007 ist die europäische Verordnung zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH-VO) in Kraft getreten. Ab dem 1. Juni 2008 können die ersten Registrierungen vorgelegt werden. Zuvor muss die Europäische Chemikalienagentur (ECHA) vollständig etabliert sein und einige Verfahrensabläufe, zum Beispiel zum Einsatz alternativer Teststrategien oder dem expositionsgestützten Verzicht auf Erhebung von Prüfdaten, konkretisieren.

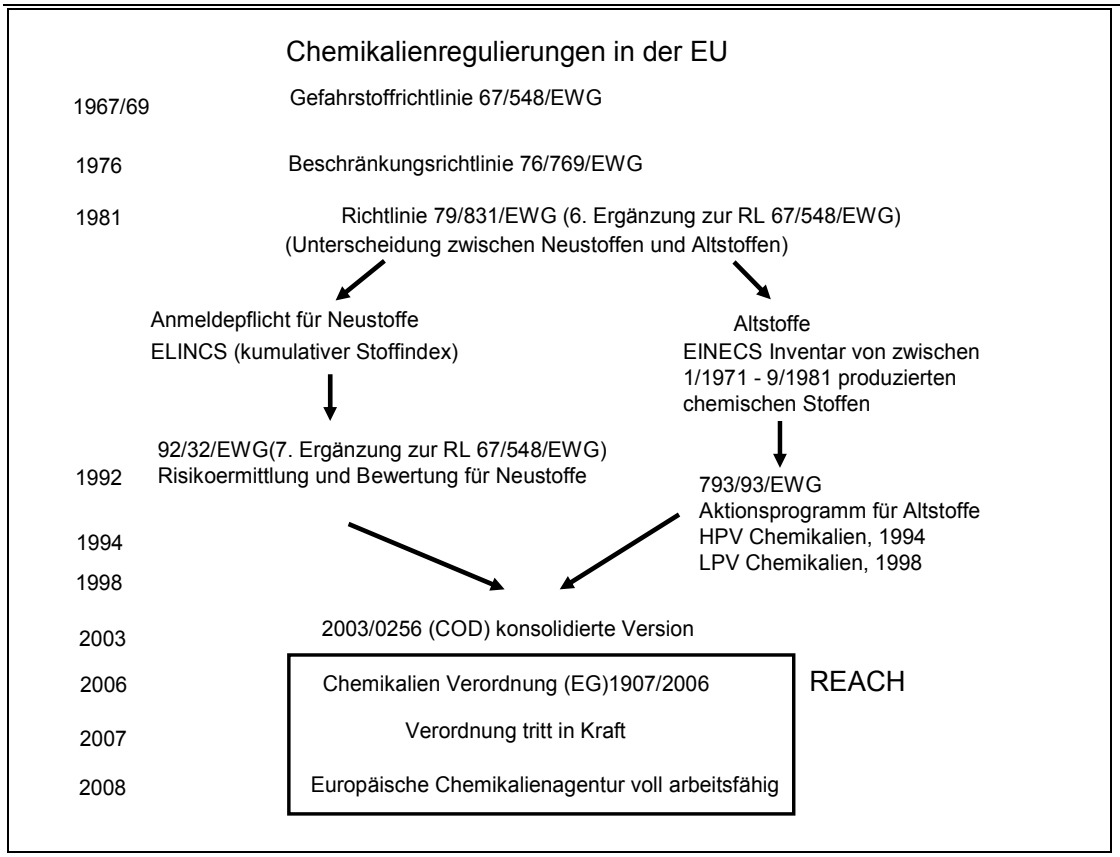
Mit REACH wird eine wichtige Novellierung in der Chemikalienregulierung Realität, die einheitlich für alle Europäischen Mitgliedstaaten die Unterscheidung zwischen notifizierten Neustoffen (new notified substances – NNS) und existierenden chemischen Substanzen (existing chemical substances – ECS) aufhebt. Ziel von REACH ist es, den Umgang mit chemischen Substanzen nachhaltig zukunftsfähig und verantwortlicher für Mensch und Umwelt auszugestalten. Das Konzept von REACH verbindet die Erfahrungen über Stärken und Schwächen bisheriger Regulierungen und kann die bestehenden Wissensmängel mindern oder sogar ausgleichen (FOTH und HAYES 2008a).

722. Das Grundkonzept von REACH ist bereits seit mehreren Jahrzehnten in verschiedenen Regulierungen über chemische Stoffe angelegt und damit auch erprobt, zum Beispiel seit 1967 in der Gefahrstoffrichtlinie 67/548/EWG zur Einstufung, Verpackung und Kennzeichnung gefährlicher Stoffe, seit 1981 in ihrer 6. Ergänzung (Notifizierungs- und Prüfpflicht für neue Substanzen) und seit 1993 in ihrer 7. Ergänzung (Verfahren der Risikobewertung) (FOTH und HAYES 2008b). Diese Regulierungen sind nun in einer umfassenden Verordnung integriert worden, die in der EU einheitlich umzusetzen ist (Abb. 8-1). Dazu bedarf es einer Reorganisation in den Verantwortlichkeiten, in der Informationsbereitstellung und -bewertung sowie der Archivierung und Zusammenführung auf aggregierten Ebenen.

REACH muss zur Überwindung der erkannten Kapazitätsengpässe neue Wege gehen und neue Steuerungsinstrumente nutzen, um die Stoffbewertung sowie -regulierung in die breite Anwendung führen zu können. Dadurch ist REACH in der Umsetzung nicht einfach und arbeitsintensiv. Es ist aber ein großer Schritt in die richtige Richtung, der einen prägenden Einfluss auch auf internationale Verantwortlichkeiten im angemessenen Umgang mit chemischen Substanzen haben wird.

Abbildung 8-1

Notwendige Weiterentwicklung bisheriger Chemikalienregulierungen durch REACH



Quelle: FOTH und HAYES 2008, verändert

8.5.2 REACH: ein konsequenter Schritt zu mehr Chemikaliensicherheit

723. REACH zielt darauf ab, Informationen zu Eigenschaften chemischer Substanzen zu generieren, die für andere Regelwerke, zum Beispiel den Arbeitsschutz und die Produktionssicherheit, benötigt werden. Bislang waren Stoffe für spezielle Anwendungsbereiche, wie Arzneimittel oder Pestizide, sowie die Neustoffe datengenerierungs- und zulassungs- bzw. anmeldepflichtig. Unter REACH sollen auch die Abläufe in der Stoffevaluierung gestrafft, das Standard-Testregime zur Substanzbeurteilung durch alternative Verfahren der Wirkungsbeschreibungen ergänzt und eine neue Wissensbasis über die Verteilung von Substanzen in Wertschöpfungsketten aufgebaut werden. Diese Ziele sind in ihrer Bedeutung unbestritten und konnten mit den bisherigen Regelwerken nicht in der vorgesehenen Breite erreicht werden. Dennoch sind diese Regelwerke die Basis von REACH und sind dort in ihren Konzepten, Verfahren und Zielen integriert (s. Tab. 8-5). Daher dürften auch die den Regelwerken inhärenten

Schwächen – insbesondere des hohen Arbeits- und Zeitaufwandes für angemessene Untersuchungs- und Beurteilungstiefen – fortbestehen.

- Chemische Substanzen, die bekanntermaßen erwünschte und unerwünschte Effekte in sich vereinen, sind durch Zulassungsverfahren, die Art und Umstände des problemlosen Umgangs definieren, im Prinzip kontrollierbar. Beispiele für erfolgreiche Regelwerke mit einem Zulassungsverfahren und Anwendungseinschränkungen sind Arzneimittel, Biozide, Pestizide und Kosmetika. Unter REACH wird für die Verwendung bestimmter besonders besorgniserregender Stoffe ein Zulassungsverfahren eingeführt.
- Der sichere Umgang mit chemischen Stoffen für Anwender ist immer dann möglich, wenn die Gefahren bekannt und die Maßnahmen zu ihrer Eindämmung wirksam sind. Die für die Gefahrenbeschreibung notwendigen Maßnahmen wurden vor vierzig Jahren mit der Kennzeichnungspflicht (RL 67/548 EWG) und mit ihren Ergänzungen ergriffen. Dabei wurde die Klassifizierung gefährlicher Eigenschaften eingeführt und die dafür erforderlichen Datengrundlagen wurden ständig weiterentwickelt. Unter REACH werden diese Maßnahmen fortgeschrieben und in der Datenerhebungspflicht ausgeweitet.
- Die Information über gefährliche Eigenschaften chemischer Substanzen mit sofortiger und mit lang dauernder Auswirkung auf Mensch und Umwelt muss schnell verfügbar und übersichtlich sein, um eine kompetente Abwehr zum Beispiel bei plötzlichen Ereignissen (bspw. Unfälle mit Gefahrstoffen) zu ermöglichen. Das dafür entwickelte Instrument der Sicherheitsdatenblätter wird unter REACH in Form der safety data sheets (SDS) fortgeschrieben und mit einer komprimierten Darstellung der Expositionsszenarien ergänzt (final exposure scenarios). Die Substanzen werden innerhalb der Weiterverarbeitungskette a priori sicherer sein bzw. werden, da Weiterverarbeiter und Endanwender mit einbezogen werden.
- Unter REACH werden zusätzliche Dokumente, wie der chemical safety report (CSR – Stoffsicherheitsbericht, erstellt, die den Behörden und zumindest auszugsweise auch der interessierten Öffentlichkeit als Informationsquelle dienen soll. Im chemical safety assessment (CSA – Stoffsicherheitsbewertung, Tz. 730) sollen neben den aggregierten Informationen aus dem CSR weitere Erkenntnisse und bestehende Erkenntnislücken dargelegt werden, die die Hersteller im Rahmen plötzlicher Ereignisse, wie zum Beispiel Unfälle, sofort auskunftsfähig machen. Das CSA ist daher ein internes Dokument und enthält eine inhaltliche Bewertung der Daten (FOTH und HAYES 2008a).
- Viele chemische Substanzen haben nützliche technische Eigenschaften und werden weitverbreitet eingesetzt. Dadurch gelangen sie zum Teil in Endprodukte und in die Umwelt und können dann zu schwer kontrollierbaren Risiken für Mensch und

Umwelt werden. Unter REACH werden Daten- und Bewertungsdefizite im Verhalten und Verbleib chemischer Substanzen in der Umwelt, der Persistenz, der Bioakkumulation und der Toxizität geschlossen.

- Bereits die RL 76/769/EWG regelt, dass chemische Substanzen mit gefährlichen Eigenschaften, zum Beispiel mit krebserregender, mutagener und fortpflanzungsschädigender Wirkung, in der Möglichkeit der Inverkehrbringung beschränkt werden. Trotz Wirksamkeit dieser Beschränkungsrichtlinie sind die Möglichkeiten, den Gebrauch gefährlicher chemischer Substanzen einzudämmen, insgesamt zu schwach. Unter REACH wird auch für chemische Stoffe der EINECS-Liste (European Inventory of Existing Chemical Substances) eine Risikoabwägung durch die Hersteller/Importeure, Weiterverarbeiter und Endanwender eingeführt. Das abhängig von den erkannten Gefahren gegebenenfalls durchzuführende Zulassungsverfahren wirkt bezüglich der Anwendung bestimmter chemischer Substanzen restriktiv. Die nationalen Aufsichtsbehörden werden von der Bewertungsarbeit entlastet und können ihre Kontrollfunktion in den Vordergrund stellen (FOTH und HAYES 2008b).

Tabelle 8-5

Innovationen der Chemikalienregulierung unter REACH

	vor REACH	seit REACH
Registrierung chemischer Substanzen mit Prüfdaten		
	Neustoffe, Stoffe für spezielle Anwendungsbereiche	Alle Substanzen > 1 t/a
Evaluierung gefährlicher Eigenschaften		
	Klassifikation: chemisch-physikalisch, Toxizität, CMR	Klassifikation plus Risikobewertung
Zulassung von Chemikalien		
	Arzneimittel, Pestizide, Biozide, Kosmetika	Alle chemischen Substanzen mit sehr gefährlichen Eigenschaften*, systematische Prüfung auch der EINECS Substanzen
CMR = kanzerogene, mutagene oder reproduktionstoxische Eigenschaften EINECS = European Inventory of Existing Chemical Substances (RL 67/548/EWG) * Der Zulassung sollen alle Stoffe mit sehr gefährlichen Eigenschaften (CMR, PBT, vPvB und vergleichbar besorgniserregende Substanzen) zugeführt werden, unabhängig davon, ob sie registriert wurden. Die Registrierung ist daher keine Voraussetzung dafür, dass ein Stoff dem Zulassungsverfahren unterworfen werden kann.		
		SRU/UG 2008/Tab. 8-5

8.5.3 Grundstruktur der Registrierung

724. Unter REACH sollen alle Stoffe oberhalb einer Produktions- oder Importmenge von 1 t/a registriert und charakterisiert werden, um daraus diejenigen Substanzen zu identifizieren, die wegen ihrer besonderen gefährlichen Eigenschaften einer genauen

Risikobewertung unterzogen werden sollten, um auf dieser Basis über einschränkende Maßnahmen zu entscheiden. REACH kann damit das Instrument der Zulassung auf bestimmte Industriechemikalien ausweiten. Dabei ist ein Kernelement die Registrierungspflicht für alle produzierten oder importierten chemischen Substanzen ab einer Menge von 1 t/a für jeden Hersteller, Importeur, Weiterverarbeiter oder Endanwender. Das kann bis zu 30 000 chemische Substanzen betreffen, die unter Umständen ein Mehrfaches an Registriervorgängen umfassen. Dazu kommen die etwa 6 000 notifizierten Neustoffe, die für REACH als registriert gelten und dementsprechend als REACH-kompatible Datensätze in die Datenbanken eingespeist werden müssen. Die Verantwortlichkeiten innerhalb des Verfahrens sind gegliedert und auf eine vertrauensvolle, die Ziele von REACH unterstützende Zusammenarbeit angewiesen (s. Tab. 8-6 und 8-7). Dennoch ist die zu erwartende Arbeitslast für alle Beteiligten enorm.

Aufgaben der Registrierenden

725. Die Registrierungen von bereits vor 1981 produzierten chemischen Substanzen stellt die größte Herausforderung bezüglich Arbeitslast, aber auch erzielbarem Nutzen dar. Der Registrierverpflichtung müssen Hersteller und Importeure in insgesamt drei Gruppen 2010, 2013 und 2018 nachkommen. Bis dahin müssen alle vorhandenen Daten zu den Substanzen gesammelt und gegebenenfalls vervollständigt werden. Im Falle von geplanten Tierversuchen müssen Vorschläge zur Beseitigung von Datenlücken unterbreitet werden, die für Stoffe der Gruppen 1 (Anhang X der REACH-VO) und 2 (Anhang IX der REACH-VO) erst nach Bewertung der Testvorschläge durch die ECHA durchgeführt werden können. Die vollständige Komplettierung der Registrierunterlagen wird bereits für Substanzen der ersten Gruppe erst zwischen 2013 bis 2016 vorliegen können (s. Tab. 8-6).

Tabelle 8-6

Aufgaben der Hersteller/Importeure und Weiterverarbeiter

	Vorregistrierung	**Registrierung**	**Komplettierung**
	6–12/2008	bis 12/2010 1. Gruppe bis 6/2013 2. Gruppe bis 6/2018 3. Gruppe	≈ 2013 und später ≈ 2016 und später ≈ 2022 und später
Hersteller/Importeure	Mitteilung CAS-Nummer Registrant dabei/danach Entscheidung über - Produkt-Portfolio - Verwendungsmuster - Vorhandene Daten - Registrierungs-Konsortien	u.a. Sicherheitsdatenblätter (SDS) Stoffsicherheitsbericht (CSR) Stoffsicherheitsbewertung (CSA) einschließlich - Klassifizierung bezüglich Gefahren für Mensch und Umwelt - Angaben zu Wirkschwellen (DNEL, PNEC) - Angaben zur Exposition - Datenlücken - Vorschläge zur Beseitigung der Datenlücken einschließlich Prüfung im Tierversuch	
Weiterverarbeiter/ Endanwender	ab 2/2009 laufende Prüfung, ob Rohstoffe vorregistriert und ob Verwendungsmuster abgedeckt sind	Ergänzung zu - SDS - CSR - Vorschlägen für ergänzende Prüfungen	

SRU/UG 2008/Tab.8-6; Datenquelle: REACH-VO

726. REACH weist den Herstellern und Importeuren eine Schlüsselfunktion in der Klassifizierung gefährlicher Eigenschaften und der Beurteilung wirksamer Schutzmaßnahmen zu. Dieses Konzept ist für die Wirksamkeit von REACH entscheidend wichtig. Dennoch wird es unumgänglich sein, die Klassifizierungen und ihre Begründungen unabhängig überprüfen zu lassen.

Unter REACH wird die seit 1981 für die Notifizierung neuer Substanzen gültige Forderung, Klassifizierungen gefährlicher Eigenschaften nur aufgrund von in Standard-Testverfahren erhobenen Daten vornehmen zu können, gelockert. Es werden auch andere, nicht standardisierte Informationsquellen akzeptiert, was eine empfindliche Einschränkung für die Qualität und Vergleichbarkeit von beurteilungsrelevanten Daten sein kann (HENGSTLER et al. 2006; FOTH und HAYES 2008a).

Unter REACH werden auch Weiterverarbeiter und Endanwender von chemischen Substanzen in die Beurteilung ihrer Produkte hinsichtlich Risiken für Verbraucher und Umwelt eingebunden. Dieser Ansatz ist insbesondere für umweltrelevante Aspekte innovativ und zielführend, weil die Vollzugsbehörden zumindest bei vermuteten Problemen die Erfüllung von Pflichten einfordern können. Es ist aber zu erwarten, dass es aufgrund mangelnder Expertise zu Verwerfungen und Widersprüchen in der Beurteilung kommen wird, die abzufangen sein werden.

Aufgaben der europäischen Chemikalienagentur

727. Das Konzept von REACH hat eine neue Institution, die europäische Chemikalienagentur (ECHA) mit Sitz in Helsinki, geschaffen. Die ECHA ist die zentrale Registrierungsbehörde und soll die Europäische Kommission und die Mitgliedstaaten bei der Durchführung von REACH wissenschaftlich und technisch unterstützen. Die ECHA wird erst zum Juni 2008 voll etabliert sein, hat aber bereits bis dahin vorbereitende komplexe Aufgaben, wie die Festlegung von Kriterien für die Akzeptanz von Begründungen der Registrierenden, vom Standard-Testregime abzuweichen oder auf die Durchführungen von Tests verzichten zu können. Dies ist eine äußerst anspruchsvolle Balance mit großer vorentscheidender Bedeutung, weil dadurch Datendefizite in den Registrierungsdossiers fortgeschrieben werden. Damit sinkt gleichzeitig auch die Aussicht, die Daten später in neuen Strategien wie Kategorisierungen nutzen zu können, oder Kandidatenstoffe beurteilen zu können, für die nur Erfahrungen/Evidenzen aus dem bisherigen Umgang zur Verfügung stehen und für die aus dem Vergleich mit Standarddaten naher verwandter Substanzen nützliche Information ableitbar wären. In der Vorregistrierungsphase fällt der ECHA neben der Listung und Bereitstellung der Information zu Vorregistrierungen die neuartige Aufgabe zu, das System der Foren zum Austausch von Stoffinformationen (Substance Information and Exchange Forum – SIEF) mit aufzubauen. Damit soll die Bildung von Konsortien gefördert werden, um die spätere Arbeitslast und die Kosten, insbesondere für Stoffprüfungen für die Registrierung, zu mindern.

728. Von Juni 2008 bis Dezember 2010 steht die Registrierung der ersten Gruppe an, die etwa 2 700 chemische Substanzen mit Produktions- oder Importvolumen ab 1 000 t/a zuzüglich etwa 750 chemischen Substanzen mit bereits bekannten gefährlichen Eigenschaften (karzinogene, mutagene oder reproduktionstoxische (CMR-)Stoffe der Klassifikation 1 oder 2, persistente, bioakkumulierende und toxische (PBT-)Stoffe sowie sehr persistente und sehr bioakkumulierende (vPvB-)Stoffe) umfasst. Diese Dossiers müssen durch die ECHA einer Vollständigkeitsprüfung, sowie einer technischen Evaluierung in mindestens 5 % aller Registrierungen und Evaluierung der vorgeschlagenen Tierversuche auf Notwendigkeit und Vollständigkeit für alle Registrierdossiers unterzogen werden. Diese Arbeitsphase muss bis Dezember 2012 abgeschlossen sein und sie schließt eine öffentliche Bekanntmachung der unterbreiteten Prüfvorschläge für 60 Tage mit einer Einspruchsfrist von 45 Tagen durch interessierte Organisationen ein. Zeitgleich läuft die Registrierphase für die zweite Gruppe, das heißt Substanzen mit Produktions- und Importvolumen ab 100 t/a, die etwa 4 200 Substanzen und unter Umständen ein Mehrfaches an Registrierungen umfasst, sofern keine Konsortien für die Registrierung gebildet wurden. Die Registrierungsfrist endet zum Juni 2013 und der technische Evaluierungsprozess muss in gleicher Weise wie Gruppe 1 durch die ECHA bis Juni 2016 bewältigt sein (FOTH und HAYES 2008a).

Tabelle 8-7

Aufgaben der Europäischen Chemikalienagentur

Vor der Vorregistrierung	**Nach der Vorregistrierung** ab 12/2008)	**Innerhalb der Registrierung alter und neuer Stoffe** (Registrierungsphase: bis 12/2010 1. Gruppe bis 6/2013 2. Gruppe bis 6/2018 3. Gruppe)
bis 6/2008 Festlegung der Kriterien für die Begründung keine Standard-Prüfverfahren durchzuführen (justification criteria) Inbetriebnahme von Datenbanken zur Bereitstellung von Stoffdaten für die Öffentlichkeit	in 1/2009 Listung der vorregistrierten Substanzen mit CAS-Nummer; Registrant ab 2/2009 bis 6/2018 Pflege des Substanz-Informations-Austausch-Forums (SIEF)	ab 6/2008 Bearbeitung der notifizierten Neustoffe (NNS) Bearbeitung der Dossiers neu registrierter Substanzen (180 Tage-Fenster) ab 6/2008 bis 12/2012 (1. Gruppe), bis 6/2016 (2. Gruppe), bis 6/1022 (3. Gruppe) Dossierevaluierung - technische Evaluierung (5 % der Dossiers) - Evaluierung der Prüfvorschläge (100 % aller Dossiers der 1. und 2. Gruppe) - Nachfordern fehlender Prüfungen ab 6/2009 Veröffentlichung der ersten Arbeitsliste von Kandidatenstoffen für Listung in Anhang XIV des Zulassungsverfahrens in 1/2011 Vorauswahl und Veröffentlichung der für Substanzevaluierung vorgesehenen Registrierungen
SRU/UG 2008/Tab. 8-7; Datenquelle: REACH-VO		

729. Bislang hat es kein vergleichbares Verfahren in der Regulierung chemischer Substanzen gegeben, das einen derart enormen Arbeitsaufwand in so kurzer Zeit mit dem neuen Instrument einer integrierten Einspruchsmöglichkeit durch alle Interessentengruppen organisatorisch und inhaltlich zu bewältigen hat. Die ECHA wird bereits in dieser frühen Arbeitsphase vor der Aufgabe stehen, verbindliche Bescheide über die Akzeptanz des unterbreiteten Prüfvorschlags hinsichtlich Notwendigkeit und vor allem Vollständigkeit abzugeben. Zu diesem frühen Zeitpunkt können die tierversuchsentlastenden Alternativverfahren, die wissenschaftliche Validitätsprüfung und die zeitaufwendigere formale Validitätsprüfung noch nicht ausreichend berücksichtigt werden (LILIENBLUM et al. 2008). Eine Entlastung im Prüfaufwand kann auf Seiten der expositionsgestützten Argumentation liegen (s. Tz. 733). Auch hier besteht noch eine große Diskrepanz zwischen den Anforderungen einer wissenschaftlich soliden Expositions-

bestimmung und Beurteilung, die verfahrens- und datenbedingt unter REACH für die Registrierungen der ersten und zweiten Gruppe nicht zu leisten sein wird.

8.5.4 Anstehende Konkretisierungen für die Registrierung

REACH Implementations-Projekte

730. Kernelement des REACH-Verfahrens zur Registrierung von Stoffen ist der Stoffsicherheitsbericht (CSR) und die darin enthaltene Stoffsicherheitsbewertung (CSA). Hersteller und Importeure sollen damit dokumentieren, dass sie die betroffenen Stoffe so herstellen, importieren oder verwenden, dass diese weder Mensch noch Umwelt gefährden. Der Rahmen und die grundsätzlichen Anforderungen für diesen Bericht werden im Anhang I der REACH-VO („Allgemeine Bestimmungen für die Stoffsicherheitsbeurteilung und die Erstellung von Stoffsicherheitsberichten“) festgelegt. Grundlage für die Stoffsicherheitsbeurteilung ist der Vergleich der potenziell schädlichen Auswirkungen eines Stoffes mit der bekannten oder realistischerweise vorhersehbaren Exposition des Menschen und/oder der Umwelt gegenüber diesem Stoff. Ein CSR muss erst ab einem Import- oder Vermarktungsvolumen über 10 t/a erstellt und an die ECHA weitergeleitet werden.

Die genauen Verfahrensschritte zur Erstellung eines CSR werden zurzeit in einer Arbeitsgruppe der Europäischen Kommission, im sogenannten REACH Implementations-Prozess (RIP) erarbeitet. Im RIP arbeiten alle Stakeholder (Industrie, Umweltverbände, Behörden) gemeinsam an den technischen Hintergrunddokumenten für die REACH-VO. Im RIP 3.2 soll ein Technischer Leitfaden (Technical Guidance Document – TGD) zur Erstellung des CSR erarbeitet werden. Wesentlich für die inhaltliche Überarbeitung des Anhangs I (die bis zum 1. Juni 2008 vorgesehen ist) sind die Arbeitsgruppen zur Expositionsbestimmung (Task I) und zur Einschätzung der Gefährlichkeit bzw. der PBT-Eigenschaften von Stoffen (Drafting group on hazard assessment and PBT-assessment, Task II) (ECB o. J.a).

RIP 3.3 ist das Kerndokument mit detaillierten Angaben der Informationsanforderungen bei der Registrierung für Hersteller und Importeure. Wie exemplarisch auch für andere RIP dem Abschlussbericht der TGD zu RIP 3.3 entnommen werden kann, handelt es sich dabei um eine ausführliche, gleichwohl sperrige Ausführung, die offene Fragen darlegt. Für deren Beantwortung werden eine Fülle von Stoffinformationen zu fordern sein, die für viele Substanzen gar nicht geliefert werden können, weil diese Informationen unter REACH nicht abgefragt werden.

Expositionsbestimmung

731. Angesichts der Stoffvielfalt und ihrer jeweiligen Expositionsmöglichkeiten wären viele Unternehmen überfordert, jeweils eigene Expositionsszenarien zu entwickeln. So sieht auch die REACH-VO vor, dass breite Expositionsszenarien entwickelt werden können, die für mehrere Stoffe oder Verwendungen angewendet werden können. Die Schwierigkeit besteht darin, eine Balance zwischen Einfachheit und Genauigkeit zu finden. Schließlich sind die aus den Expositionsszenarien abgeschätzten Expositionen ein Teil der Risikobewertung und damit der Entscheidung, ob ein Stoff adäquat kontrolliert wird oder nicht. Notwendig sind technische Leitfäden und die Entwicklung geeigneter computergestützter Hilfsmittel. Die oben genannte EU-Arbeitsgruppe hat hierzu erste Grundlagen geschaffen (s. a. ECB o. J.a).

Eine Arbeitsgruppe des Internationalen Programms zur Chemikaliensicherheit (International Programme on Chemical Safety – IPCS) hat sich intensiv mit dem wissenschaftlichen Hintergrund der Expositionsabschätzung und insbesondere mit den Unsicherheiten und den Möglichkeiten ihrer Überwindung auseinandergesetzt. Ihr Bericht, im Dezember 2006 als Entwurf einer Leitlinie (Guidance Document) vorgelegt (WHO 2006), belegt recht eindrücklich, dass Expositionsschätzung ein wichtiges Instrument bei der Risikobestimmung sein kann, aber hohe Anforderungen an grundlegende Daten und ihre Qualität stellt. Der unter REACH verwendete Begriff der Expositionsschätzung ist demgegenüber eine grobe Einordnung der Expositionsmöglichkeiten aufgrund des Substanzverwendungsmusters und kann nur in Verbindung mit einer darauf abgestimmten Prüfung der Wirkung einer Substanz verstanden und genutzt werden. Diesem Ziel dient die Substanzevaluierung, in deren Rahmen zusätzliche Datenforderungen beschlossen werden können. Dafür wären die Behörden begründungspflichtig. In entsprechender Weise wären die Hersteller/Importeure begründungspflichtig, wenn Sie weniger Daten als in den Anhängen gefordert generieren wollen.

Bestimmung einer Unbedenklichkeitsschwelle für gefährliche Stoffe

732. Der DNEL (Derived No Effect Level – Abgeleitetes Null-Effekt-Niveau) bezeichnet eine Schwelle, unterhalb derer eine Exposition des Menschen nach derzeitigen wissenschaftlichen Erkenntnissen ohne Risiko ist. Mit Hilfe des DNEL wird bestimmt, ob eine bestimmte Stoffexposition als adäquat kontrolliert gelten kann. Die solide Bestimmung von tatsächlichen Unbedenklichkeitsschwellen (No Observed Adverse Effect Level – NOAEL) ist entscheidend, weil mit den entsprechenden Substanzen bei adäquater Kontrolle der Expositionsmöglichkeiten sicher hantiert werden kann und diese unter REACH zugelassen werden dürfen (Art. 60 der REACH-VO). In Abhängigkeit vom Wirkungsmechanismus ist die Ableitung eines DNEL für Substanzen, zum Beispiel bei kanzerogener Wirkung, prinzipiell nicht möglich oder in bestimmten Fällen,

zum Beispiel nicht gentoxischer Mechanismus, nur auf solider, den Prüfumfang von REACH überschreitender Datenbasis möglich. Fälle mit rezeptorvermittelten, komplexen Wirkungen, zum Beispiel hormonell aktiven Substanzen, sind in der Bewertung außerordentlich anspruchsvoll und werden bei einer Fehleinschätzung als kritisch angesehen. Viele Beispiele aus der bisherigen Erfahrung in der Substanzregulierung zeigen, dass Unbedenklichkeitsschwellen immer nur vorübergehend festgelegt werden können und in Abhängigkeit vom wissenschaftlichen Kenntnisstand nach unten oder oben korrigiert werden müssen. Letztendlich ist die Festlegung von Unbedenklichkeitsschwellen für viele Substanzen aufgrund unzureichender Prüfdaten und zu großer Informationsdefizite nicht mit der erforderlichen Aussagesicherheit möglich (SANTILLO und JOHNSTON 2006).

Möglichkeiten der Datengewinnung unter REACH

733. Das Grundkonzept hinsichtlich der benötigten Daten zu Substanzbeschreibung wird aus bisherigen Regelungen fortgeschrieben und baut auf einer gestuften Anforderung zur Durchführung von standardisierten Tests im Tierversuch nach GLP-Bedingungen (GLP – Gute Laborpraxis) auf. Hohe Produktionsvolumina und erkannte besonders bedenkliche Wirkungen von Substanzen bekommen prioritäre Aufmerksamkeit. Von einer Erfüllung eines Standard-Prüfregimes darf grundsätzlich abgewichen werden. Gemäß Anhang XI der REACH-VO bestehen generelle Möglichkeiten („General Adaptation“) zum Verzicht auf Testung im Tierversuch, wenn

- Testdaten auch aus nicht GLP-konformen Prüfungen, vorhandene Erfahrungen/Evidenzen, computergestützte Vorhersagen zur Struktur-Aktivitätsbeziehung oder alternative Testmethoden genutzt werden können oder
- eine Testung im Tierversuch technisch nicht möglich ist.

Für Substanzen oberhalb 100 t/a besteht zusätzlich die generelle Möglichkeit zum expositionsbasierten Verzicht auf Testung im Tierversuch. Die Datenminimalforderung an alle Registrierungsgruppen wird eine Einstufung auf physikalisch-chemische Gefahren (Brennbarkeit, Explosivität, oxidierende Eigenschaften), akute Toxizitätsklasse und Hinweise auf Wassergefährdung ergeben. Eine umfassende Klassifizierung hinsichtlich krebserregendender, (keimzell-)mutagener oder reproduktionstoxischer Eigenschaften wird es nur für die Hochvolumensubstanzen geben. In den anderen Bereichen werden Abstriche gegenüber den bisherigen Forderungen für notifizierte Neustoffe (new notified substances – NNS) vorgenommen werden. Die generelle Öffnung zum Abweichen vom Standard-Testregime durch stoffspezifische expositionsabhängige Prüfungen für die Gruppen 1 und 2 werden dem Ziel einer systematischen Verbreiterung der Wissensbasis zu chemischen Stoffen unter REACH zumindest teilweise empfindlich entgegenwirken.

Mengenbezogene Datenanforderungen

734. Unter REACH sollen Substanzen mit gefährlichen Eigenschaften frühzeitig erkannt und in Listen der Zulassungs-Kandidatenstoffe zusammengefasst werden, die möglichen Anwendern eine schnelle Orientierung und die Suche nach Alternativen erleichtert. Die in REACH implementierte gestaffelte Datenanforderung bedeutet allerdings, dass zum Beispiel PBT-Substanzen unterhalb eines Mengenbandes von 100 t/a mit den REACH-Kriterien gar nicht als kritisch zu erkennen sind. Diese verfahrensbedingte Begrenzung muss durch ein geeignetes Screening oder quantitative Struktur-Aktivitätsbeziehungen (Quantitative Structure-Activity-Relationship – QSAR) (s. a. SRU 2004a, Tz. 1002 f.) eine Öffnung erfahren und zum Beispiel Verdachtsmomente generieren, aufgrund derer dann unabhängig von der Produktionsmenge der betroffenen Substanz die Abklärung der PBT-Eigenschaften eingefordert werden kann. Die Datenanforderungen für die Registrierung von Substanzen der 2. Gruppe (ab 100 t/a) sind substanziell höher als diejenigen der nächst niedrigeren Gruppe (ab 10 t/a). Da sich die Produktions- oder Importmenge immer auf einen Registrierenden bezieht, kann sich bei vielen Anbietern und dem Ausschöpfen des tolerierten Mengenbereichs die Situation ergeben, dass die Gesamtproduktions- oder Importmenge de facto längst im nächst höheren Mengenband liegt. Im Zuge der Erfahrungen bei der Umsetzung von REACH für die beiden ersten Registrierungsrunden und insbesondere aus der Vorregistrierung müssen Möglichkeiten geschaffen werden, dass auch Substanzen, deren summierte Einzelregistrierungen weit oberhalb des Toleranzbereiches des nächst höheren Mengenbandes liegen, entsprechend des Grundkonzeptes von REACH intensiver geprüft werden.

8.5.5 Grundstruktur der Evaluierung und Zulassung

Aufgaben der europäischen Chemikalienagentur

735. Ein weiteres Kernelement unter REACH ist, dass die mit den Registrierunterlagen bereitgestellten Informationen einer vertieften Evaluierung und Risikobewertung dienen. Dazu müssen aus den etwa 2 800 Substanzen der ersten Gruppe und den etwa 4 200 Substanzen der zweiten Gruppe Kandidaten vorselektiert werden, die einer Substanzevaluierung zugeführt werden sollen. Im Hinblick auf diese Substanzevaluierung erstellt die Agentur beginnend mit dem 1. Dezember 2011 einen fortlaufenden Aktionsplan für prioritäre Stoffe, den sie jährlich aktualisiert (draft Community rolling action plan, s. Art. 44 Abs. 2 der REACH-VO). Die Risikobewertung dieser ausgewählten Stoffe erfolgt durch die nationalen Behörden der Mitgliedstaaten.

736. Aus der bereits existierenden Information zu gefährlichen Eigenschaften sowie den für die Registrierung neu generierten Informationen werden in einem gestuften Prozess Arbeitslisten (authorisation working lists) generiert, die die Auswahl von Kan-

didaten für den Eintritt in das Zulassungsverfahren vorbereiten (Art. 59 Abs. 1 der REACH-VO). Die erste Vorauswahl von Stoffen ist bereits zum 1. Juni 2009 vorzulegen und die Serie der insgesamt sieben Arbeitslisten wird bis zum Juni 2021 zu erstellen sein (s. Tab. 8-8). Aus diesen Arbeitslisten werden diejenigen Substanzen zu identifizieren sein, für die über die Aufnahme in Listen zulassungspflichtiger Substanzen (Anhang XIV der REACH-VO) zu entscheiden sein wird, die dann den Zulassungsprozess durchlaufen müssen.

737. Die eigentliche Bewertungsaufgabe auf der regulativen Seite wird die Auswahl von Substanzen betreffen, die aufgrund von Verdachtsmomenten für schwerwiegende Gefahren für Gesundheit und Umwelt (substances of very high concern) als Kandidaten für eine detaillierte Evaluierung anzusehen sind. Diese Verfahren sind aufgrund der immensen Bedeutung einer Fehlentscheidung bei der Risikobestimmung außerordentlich arbeitsaufwendig und daher wird bereits die gestufte Vorauswahl von Stoffen für die Aufnahme in Arbeitslisten mit der gebotenen Sorgfalt durchzuführen sein und Expertise sowie Ressourcen benötigen. Für die Zulassungsentscheidung werden die Verfahren zur Ableitung von Unbedenklichkeitsschwellen (PNEC oder DNEL) und ihre Akzeptanz und Begründungspflicht noch zu klären sein. Auch diese Konkretisierung ist sehr komplex und wird erhebliche Expertise sowie Ressourcen benötigen.

Tabelle 8-8

Zeitplan und Aufgaben der europäischen Chemikalienagentur

Zeitpunkt	Aufgabe der Agentur
Ab 1. Juni 2008	*Neue Stoffe können registriert werden, „phase-in"-Stoffe vorregistriert (bis Dezember 2008)*
1. Juni 2009	Veröffentlichung der ersten Arbeitsliste zu zulassungsbedürftigen Stoffen
1. Dezember 2010	*Registrierungsende für CMR-Stoffe > 1 t/a, aquatoxische Stoffe > 100 t/a und alle Stoffe > 1 000 t/a*
1. Juni 2011	Veröffentlichung der 2. Arbeitsliste zu zulassungsbedürftigen Stoffen Bericht der Agentur zur Umsetzung von REACH
1. Juni 2013	*Registrierungsende für Stoffe von 100–1 000 t/a* *Veröffentlichung der 3. Arbeitsliste zu zulassungsbedürftigen Stoffen*
1. Juni 2014	Status-Bericht der Agentur zu bestimmten Umsetzungsprozessen
1. Juni 2015	Veröffentlichung der 4. Arbeitsliste zu zulassungsbedürftigen Stoffen
1. Juni 2016	Status-Bericht der Agentur zu bestimmten Umsetzungsprozessen
1. Juni 2017	Veröffentlichung der 5. Arbeitsliste zu zulassungsbedürftigen Stoffen Status-Bericht der Agentur zu bestimmten Umsetzungsprozessen
1. Juni 2018	*Registrierungsende für Stoffe von 1–100 t/a*
1. Juni 2019	Veröffentlichung der 6. Arbeitsliste zu zulassungsbedürftigen Stoffen
1. Juni 2020	Status-Bericht der Agentur zu bestimmten Umsetzungsprozessen
1. Juni 2021	Veröffentlichung der 7. Arbeitsliste zu zulassungsbedürftigen Stoffen
1. Juni 2022	Status-Bericht der Agentur zu bestimmten Umsetzungsprozessen
Die Aufgaben von ECHA unter der Registrierung sind kursiv gedruckt	
	SRU/UG 2008/Tab. 8-8; Datenquelle: REACH-VO

Aufgaben der Mitgliedstaaten

738. Die Bundesbehörden sind im Wesentlichen für die Durchführung der Stoffbewertungsverfahren, für die Entgegennahme und Weiterleitung von Informationen auf Ebene der EU sowie die Mitwirkung an EU-Entscheidungsverfahren verantwortlich. Im Einzelnen ergeben sich mit REACH für die Bundesbehörden (Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin (BAuA), Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR), Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM), Umweltbundesamt (UBA)) die folgenden Aufgaben (die Artikel beziehen sich auf die REACH-VO):

Aufgaben im Zusammenhang mit der Dossierevaluierung:

Die zuständigen Behörden müssen die Liste der durch die Agentur zu prüfenden Dossiers (Art. 41 Abs. 2) sowie ihre Dossierbewertung (Art. 42 Abs. 2) einschließlich der dort enthaltenen Schlussfolgerungen zur Kenntnis nehmen und auf eventuelle weitere Verfügungen prüfen.

Aufgaben im Zusammenhang mit der Stoffevaluierung:

Die zuständigen Behörden müssen die Auswahl von Stoffen und deren Bewertung durchführen sowie Vorschläge für Entscheidungsvorlagen bei weiterem Informationsbedarf erstellen (Art. 45 Abs. 1, 2 und 5, Art. 46). Bei Zwischenprodukten mit Risikoverdacht (CMR, PBT, Art. 49) müssen Informationen angefordert und gegebenenfalls Empfehlungen für geeignete Risikominderungsmaßnahmen sowie Kommentare während aller relevanten Bearbeitungsschritte der Stoff- und Dossierevaluierung abgegeben werden. Parallel dazu ist mit den Betroffenen Rücksprache zu halten.

Die zuständigen Behörden müssen im Bedarfsfall oder als Folge der Stoffevaluierung die Aufnahme eines Stoffes in Anhang XIV (Art. 59 Abs. 3) begleiten und dazu Beschränkungsmaßnahmen (Art. 69 Abs. 4) sowie eine harmonisierte Einstufung und Kennzeichnung (Art. 115 Abs. 1) vorschlagen.

Sonstige Aufgaben

Den Behörden fallen Aufgaben bei Forschungs- und Entwicklungsvorhaben sowie bei der Kommentierung von Entscheidungsentwürfen der Agentur (Art. 9 Abs. 8) zu. Sie müssen bei standortinternen isolierten Zwischenprodukten (Art. 49), gegebenenfalls unter Einschaltung der Landesbehörden, Informationen einfordern und an den Entscheidungsverfahren von Agentur und Europäischer Kommission mitwirken. Dies erfordert die Entsendung von Vertretern in Gremien der Agentur (Art. 76). Weiterhin entfallen auf die Behörden die fachliche Vorbereitung der Voten der Bundesregierung im Regelungsausschuss und die Zusammenarbeit mit den zuständigen Behörden anderer Mitgliedstaaten (Art. 122).

Ihnen fällt die Pflicht zur Information der Öffentlichkeit über Stoffrisiken (Art. 123) zu und die Information der Agentur über Erkenntnisse zu Stoffen, unter anderem aus Überwachungstätigkeiten (Art. 124 Abs. 1). Sie müssen am System amtlicher Kontrolle (Art. 125) mitwirken und eine nationale Auskunftsstelle zu REACH einrichten und pflegen („Helpdesk“, Art. 124 Abs. 2).

8.5.6 Fazit und Empfehlungen

739. REACH wird eine neue Form der Arbeitsteilung zwischen den Herstellern, Importeuren und Weiterverwendern von Substanzen und der Chemikalienagentur bzw. den Behörden der Mitgliedstaaten etablieren. Das Zusammenspiel steht unter engen zeitlichen Vorgaben. Damit sind Unklarheiten in Abläufen und Inhalten ebenso kontraproduktiv wie absehbare Engpässe in den Arbeitsabläufen.

740. Die Chemikalienagentur wird insbesondere in den ersten vier Jahren unter einem großen Bewährungsdruck stehen. Das Aufgabenspektrum ist für alle Akteure immens. Nach Ablauf der Vorregistrierungsphase wird die Agentur vermutlich 30 000 bis

40 000 Vorregistrierungen zu listen und zum Januar 2009 zu publizieren haben. Das eigene Interesse wird der Förderung des Austausches über mögliche Zusammenarbeiten bei der Registrierung im SIEF gelten. Das Konzept einer gemeinsamen Registrierung (One Substance one Registration – OSOR) ist im Grundsatz zwar implementiert, in der Ausführung, zum Beispiel bei den abzugleichenden Daten, aber stark beschränkt. Trotz Anreizen ist nicht zu erwarten, dass sich hier substanzielle Arbeitserleichterungen ergeben werden.

741. Die Hoffnungen, durch die Anwendung von (quantitativen) Struktur-Aktivitätsbeziehungen ((Q)SAR) (Tz. 734) auf bestimmte, durch die REACH-VO geforderte Tests verzichten zu können, sind überzogen. Auch die Möglichkeit, In-vitro-Testmethoden als Alternative zu Standard-Tierversuchen zu nutzen, wird zunächst nicht über das bereits etablierte Maß hinausgehen, weil die ausstehenden Validierungsprozesse noch Jahre beanspruchen werden und für die meisten Registrierungsfristen zu spät kommen.

742. Bereits zum 1. Juni 2009 wird die Agentur nach einjähriger Bearbeitungsfrist die erste Arbeitsliste für Kandidatenstoffe zur Aufnahme in das Evaluierungsverfahren publizieren müssen. Hier werden die neu registrierten Substanzen (mehrere 100) und die bekannten CMR-Substanzen (etwa 750 in Klasse 1 und 2) vorzuprüfen sein.

Nach weiteren 18 Monaten kommt auf die Agentur die Sichtung der technischen Dossiers von etwa 2 800 HPV-Stoffen (HPV – High-Production-Volume, Stoffe > 1 000 t/a) zu, die innerhalb von zwei Jahren bezüglich der Notwendigkeit der Tierversuche und Vollständigkeit des Prüfplans zu evaluieren sind. Dies setzt die Sichtung des gesamten Registrierungsdossiers einschließlich kritischer Bewertung der präsentierten Daten voraus. Die Agentur muss für 45 Tage alle Entscheidungsoptionen im Zusammenhang mit Versuchen an Tieren der Öffentlichkeit präsentieren und Einsprüche bearbeiten.

Standardisierungspotenziale sind zumindest in den ersten acht Jahren nach Inkrafttreten von REACH praktisch nicht vorhanden.

Empfehlungen

743. Die Beurteilung kann nur so gut sein, wie die Daten widerspruchs- und fehlerfrei sind. Die bisherige Erfahrung aus der Prüfung von Substanzen zeigt, dass dies nicht erwartet werden darf. Eine Qualitätskontrolle der Daten und der Einträge in Datenbanken ist nicht gewährleistet und sollte daher eingeführt werden. Dieser Punkt kann den Erfolg von REACH zunichte machen, sofern er nicht zufriedenstellend gelöst wird.

Die unter REACH für die Registrierung zu generierenden Informationen über chemische Substanzen, zum Beispiel die Klassifizierung bezüglich gefährlicher Eigenschaften einschließlich der Begründung für die Einstufung und der für einen sicheren Um-

gang wirksamen Schutzmaßnahmen, sollten in Datenbanken gebündelt und Interessenten zugänglich gemacht werden. Dafür sind Datenbanken neu zu etablieren und die Einträge fortlaufend zu sichten und hinsichtlich der Qualität und Widerspruchsfreiheit zu pflegen.

744. Angesichts des erheblichen Arbeitsaufwandes im Vollzug von REACH für die zuständigen Ministerien und für die nachgelagerten Behörden auf der Landes- und Bundesebene sowie auf der europäischen Ebene wird dieser nur gelingen, wenn auch ein Ausbau der Personal- und Forschungskapazitäten auf all diesen Ebenen vorgenommen wird. Mehr Chemikaliensicherheit durch REACH ist ohne zusätzliche Investitionen in diesen Bereichen nicht zu erhalten. Zudem sollten die notwendigen Arbeiten auf der nationalen Ebene koordiniert und die Zuständigkeiten so weit wie möglich gebündelt werden, um unnötige Doppelarbeit oder Reibungsverluste in der sektorübergreifenden Mehrebenenkoordination zu vermeiden.

8.6 Pflanzenschutzmittel

8.6.1 Einleitung

745. Pflanzenschutzmittel werden im Kulturpflanzenanbau benötigt, um das Wachstum unerwünschter Begleitpflanzen zu hemmen (Herbizide), Insekten abzutöten (Insektizide) sowie Pilze (Fungizide) oder Bakterien (Bakterizide) und Viren (Virizide) zu bekämpfen. Sie haben daher für die Aufzucht, Reife und Lagerung der Ernte von Kulturpflanzen nützliche Wirkungen. Sie haben allerdings auch Schadwirkungen auf Nichtzielorganismen und belasten die Umwelt, insbesondere wenn die Wirkstoffe persistent und bioakkumulierend sind. Bei der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln werden Daten aus Wirkungsprüfungen und Abschätzungen der Exposition durch die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln einer risikobasierten Entscheidung zur Vertretbarkeit der unerwünschten Effekte unterzogen. Nach Einführung der Zulassungspflicht hat sich zwar das Spektrum der Pflanzenschutzmittel zugunsten weniger risikobehafteter Wirkstoffe verschoben, weitere Anreize zur Entwicklung von Wirkstoffen mit noch günstigerem Risikoprofil sind aber notwendig.

Außerdem ist die tatsächliche Belastung der Gewässer in vielen Regionen höher als nach zulassungskonformer Anwendung zu erwarten wäre. Die Belastung der Umwelt scheint vor allem auf eine zu hohe und zu unbedachte Anwendung von Pflanzenschutzmitteln zurückzuführen zu sein. Die Anreize, Pflanzenschutzmittel in ihrem tatsächlichen umweltschädigenden Potenzial zu würdigen und zu einer Verringerung der Ausbringungsmenge zu kommen, sind zu schwach. Der derzeit diskutierte Entwurf für eine Revision der europäischen Pflanzenschutzmittelrichtlinie sieht eine großräumige zonale Zulassung von Pflanzenschutzmitteln vor, die den bisher erreichten Schutz-

standard für Mensch und Umwelt gefährdet. Die Regulierung der Pflanzenschutzmittel hat im Hinblick auf die risikobasierte Zulassung einen hohen Umweltstandard erreicht, der aber durch ein zu geringes Problembewusstsein auf Anwenderseite geschmälert wird. Zu quantitativen Zielvorgaben und den Möglichkeiten, finanzielle Anreize zur Minderung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes zu geben, siehe Abschnitt 11.5.2.

8.6.2 Belastungslage

Verwendungsmengen

746. Im Jahr 2006 waren in Deutschland 262 Wirkstoffe in 678 Pflanzenschutzmitteln zugelassen (BVL 2007a). Die quantitativ größte Menge wird zur Unkrautbekämpfung eingesetzt, an zweiter Stelle steht die Bekämpfung von Pilzen, Bakterien und Viren (vgl. Tab. 8-9). Bezogen auf die Anbaukultur werden in der EU die größten Pflanzenschutzmittel-Mengen bei Wein, Getreide, Gemüse und Kartoffeln eingesetzt (Europäische Kommission 2002a).

Tabelle 8-9

Einsatzgebiete von Pflanzenschutzmitteln und ihre Absatzmengen in Deutschland (Inlandsabgabe) 2006

Einsatzgebiet	Inlandsabgabe (t)
Herbizide (Mittel gegen Unkräuter)	49 597
Fungizide, Bakterizide, Virizide (Mittel gegen Pilze, Bakterien und Viren)	24 353
Insektizide und Akarizide (Mittel gegen Insekten und Spinnen), Pheromone (Lockstoffe) – ohne inerte Gase	4 505
Wachstumsregler und Keimhemmungsmittel	7 602
Bodenentseuchungsmittel	27
Molluskizide (Mittel gegen Schnecken)	5 378
Rodentizide (Mittel gegen Nager)	1 880
Wildabwehrmittel	210
Mittel zur Veredelung und zum Wundabschluss	991
Zusatzstoffe	13
Gesamt	**94 556**

SRU/UG 2008/Tab. 8-9; Datenquelle: BVL 2007a

747. Nach einem leichten Rückgang der in Deutschland verkauften Menge an den in Pflanzenschutzmitteln enthaltenen Wirkstoffen von 1995 bis 2001 um durchschnittlich 1,6 % pro Jahr (SCHMIDT 2003) ist der Inlandsabsatz an Wirkstoffen von 2001 bis 2006 wieder um 14 % auf rund 32 kt (BVL 2007a) angestiegen. Die landwirtschaftlich genutzte Fläche in Deutschland hat seither geringfügig abgenommen (0,8 % zwischen

2001 und 2006; Statistisches Jahrbuch 2003; 2006) und der Anteil des ökologischen Landbaus an der Landwirtschaftsfläche ist von 3,7 % (2001) auf 4,7 % (2005) gestiegen (UBA 2007). Auch innerhalb der EU-15 ist der Verkauf an Pflanzenschutzmittelwirkstoffen seit 1992 bis 2003 nicht zurückgegangen und liegt bei etwas unter 300 kt/a (Europäische Kommission 2006a).

Die über zehn Jahre weitgehend konstante Verkaufsmenge zeigt, dass sich bislang neue Pflanzenschutzmittel mit wesentlich niedrigeren Aufwandsmengen pro Hektar in der aufsummierten Gesamtmenge nicht bemerkbar machen, obwohl die Unterschiede in den Aufwandsmengen beträchtlich sind. Zum Beispiel verringert sich die benötigte Menge eines Herbizids beim Wechsel von einem älteren Wirkstoff zu einem neueren von 1 500 g/ha (Dichlorprop) auf 7 g/ha (Thifensulfuron) oder eines Insektizids von 363 g/ha (Methamidophos) auf 10 g/ha (Cypermethrin) (PAN 2003). Bei den Einsatzmengen spielen das Klima, Verschiebungen zu pflanzenschutzmittel-intensiveren Kulturen (z. B. Raps), der Wegfall der Stilllegungsflächen und die zunehmende pfluglose Bearbeitung (die einen vermehrten Herbizideinsatz erfordert) eine viel größere Rolle als neue Mittel mit verringerten Aufwandsmengen (SCHMIDT 2003).

Rückstände in Lebensmitteln

748. Zugelassene Pflanzenschutzmittel dürfen für die Behandlung von Kulturpflanzen verwendet werden und können daher als Rückstände in den Feldfrüchten nachweisbar werden. Für die Zulassungsentscheidung werden Annahmen über die sachlich korrekte Anwendung getroffen. Die daraus für Lebensmittel zu erwartenden Belastungen werden als Rückstandshöchstmengen festgeschrieben. Im jährlichen Lebensmittel-Monitoring des Bundesamtes für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL) wurden 2004 in 60 % der untersuchten Lebensmittel einschließlich der Importe Rückstände nachgewiesen, davon waren in 7,4 % der Fälle die Rückstandshöchstmengen überschritten (Pressemitteilungen des BVL vom 14. März 2006). 2005 betrug die Quote des positiven Nachweises 62 % der Lebensmittel und in 5,8 % der Fälle wurden die Rückstandsmengen überschritten (BVL 2007b). In Europa waren in 5 % (2003) beziehungsweise 4,7 % (2004) der untersuchten Lebensmittel Überschreitungen der Rückstandshöchstmengen festzustellen (Europäische Kommission 2006c).

In der EU waren 2004 bei 23,4 % der Proben mehrere Wirkstoffe in oder auf einem Lebensmittel nachweisbar (Europäische Kommission 2006c). In Deutschland wurde 2005 in 41,4 % der Proben mehr als ein Wirkstoff in quantifizierbarer Menge gefunden (BVL 2007b), 2004 waren es noch 36,5 % der Proben (Pressemitteilungen des BVL vom 14. März 2006). Das BfR arbeitet zurzeit an einem Konzept zur Bewertung von Mehrfachrückständen. Viele Experten gehen davon aus, dass Kombinationswirkungen nur bei Stoffen mit gleichartigem Wirkprofil auftreten (BfR 2005).

Pflanzenschutzmittelfunde im Grund- und Oberflächenwasser

749. Über die Anwendung in der Landwirtschaft und zur Unkrautbekämpfung auf öffentlichen Flächen (Parkanlagen, Gleisanlagen etc.) werden Pflanzenschutzmittel seit Jahrzehnten in die Umwelt eingetragen. Regelmäßig werden erhöhte Pflanzenschutzmittel-Wirkstoff-Konzentrationen im Grundwasser und Überschreitungen des Trinkwassergrenzwertes gemessen (Messergebnisse der Bundesländer 2004 und 2005, UBA 2006b). Für den Zeitraum von 1996 bis 2000 wurden an jeder vierten Grundwassermessstelle Wirkstoffe nachgewiesen, an jeder zehnten Messstelle war der Grenzwert der Trinkwasserverordnung (0,1 µg/l) überschritten (LAWA 2004). Die Zielvorgaben der LAWA (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser) zum Schutz oberirdischer Gewässer für 38 wasserwirtschaftlich bedeutende Pflanzenschutzmittelwirkstoffe wurden von 2000 bis 2002 für 5 Stoffe häufiger und für 25 Stoffe vereinzelt überschritten (BMU 2004).

Wasserversorgungsunternehmen gaben bei einer Umfrage an, bei Überprüfungen der Wasserqualität in 38,2 % Positivbefunde zu erhalten (STURM et al. 2006). Davon betrafen 43 % dieser Funde zugelassene Pflanzenschutzmittel, bei den restlichen Funden handelt es sich um nicht mehr zugelassene Pflanzenschutzmittelwirkstoffe. Aufgrund der Art der Erhebung kann bei den letzteren Funden nicht unterschieden werden, ob es sich um Rückstände alter Anwendungen von früher noch zugelassenen Pflanzenschutzmitteln oder um illegale Anwendungen bereits verbotener Pflanzenschutzmittel handelt. 65 % der Nennungen bezogen sich auf das Grundwasser, 31 % auf das Oberflächenwasser und 4 % auf Uferfiltrat.

Zu den am häufigsten in Gewässern gefundenen Pflanzenschutzmittelwirkstoffen zählen ausnahmslos Herbizide (z. B. Diuron, Isoproturon, Bentazon; STURM et al. 2006), was mit der hohen Verwendungsmenge, den spezifischen Wirkstoffeigenschaften und der direkten Aufbringung auf den Boden zusammenhängt. Viele Wirkstoffe auf der Basis von chlorierten Kohlenwasserstoffen, die bekannt für ihre Anreicherung in der Nahrungskette sind (z. B. DDT, Alachlor, Aldrin, Endrin, Lindan, Endosulfan), sind in der EU nicht mehr zugelassen bzw. die Zulassungen laufen aus. Auch bei einigen neurotoxischen Organophospaten (z. B. Parathion, Diazinon, Malathion) ist die Zulassung widerrufen worden. Einige dieser Wirkstoffe werden nach wie vor in der Umwelt gefunden. Vier inzwischen verbotene Pflanzenschutzmittelwirkstoffe sind demzufolge auch in der Liste der prioritären Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) enthalten (Tab. 8-10; s. a. Abschn. 7.3.3.2).

Tabelle 8-10

Liste der prioritären Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie

Wirkstoff	Zulassungsstand
Chlorfenvinphos, Atrazin, Simazin, Alachlor	Nicht mehr zugelassen
Endosulfan	Pflanzenschutzmittel, die Endosulfan enthalten, mussten bis Dezember 2007 vom Markt genommen werden
Hexachlorcyclohexan (Techn.)	Verboten (γ-HCH = Lindan durfte als Insektizid noch bis Ende 2007 verwendet werden)
Trifluralin	Noch zugelassen, aber Pflanzenschutzmittel, die Trifluralin enthalten, müssen bis Dezember 2008 vom Markt genommen werden
Isoproturon, Diuron, Chlorpyrifos	Zugelassen
	SRU/UG 2008/Tab. 8-10; Datenquelle: WRRL

Indikatoren

750. Mithilfe eines Modells zur synoptischen Bewertung des Risikos von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen für die Umwelt (SYNOPS) hat die Biologische Bundesanstalt untersucht, wie sich das Risikopotenzial der in Deutschland zugelassenen Pflanzenschutzmittelwirkstoffe seit 1987 verändert hat (BBA 2006). Das Risikopotenzial wird in SYNOPS als Quotient der geschätzten Umweltkonzentration (Exposition) und der Toxizität des Wirkstoffs angegeben und ist damit ein quantitatives Maß, um die Gefährlichkeit eines Pflanzenschutzmittelwirkstoffs abzubilden. SYNOPS befasst sich bisher ausschließlich mit den Kompartimenten Boden, Saumbiotope und Oberflächengewässer und betrachtet als Indikatororganismen Regenwürmer, Algen, Daphnien (Wasserflöhe), Fische und Bienen. Die Exposition wird aus den abgeschätzten jährlichen Einsatzmengen eines Wirkstoffs (berechnet aus den nationalen Verkaufsdaten und den abgeschätzten kultur- und schadorganismenspezifischen Anwendungen der Wirkstoffe) und festgelegten Aufbringungsbedingungen (u. a. lehmiger Sandboden mit 1,5 % organischem Kohlenstoffgehalt, Hangneigung 3 %, Wassergraben in 1 m Abstand, Starkregen nach Applikation; Anwendungsbestimmungen werden nicht berücksichtigt) berechnet. Die errechneten Risikokennziffern charakterisieren nach Angabe der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (BBA) das Risikopotenzial der Wirkstoffe unter „worst-case“-Bedingungen (BBA 2006).

Die Ergebnisse zeigen, dass mit Ausnahme des akuten Risikos für Algen durch Fungizide eine erhebliche Reduzierung des Risikopotenzials zwischen 1987 und 2004 zu verzeichnen ist (Tab. 8-11). Allerdings fehlen in der Bewertung Kriterien zur Beurteilung der Verteilung des Wirkstoffs in der Umwelt (z. B. Mobilität, Persistenz oder Bioakkumulierbarkeit). Außerdem entsprechen die Aufbringungsbedingungen eher moderaten als extremen „worst case“-Bedingungen.

Tabelle 8-11

Vergleich der Risikopotenziale der Wirkstoffe im Basiszeitraum (2000, 2002, 2004) und der im Jahr 1987 relevanten Wirkstoffe (Werte aus 1987 = 100 %)

1987=100 %	**Akutes Risikopotenzial (Angaben in %)**					**Chronisches Risikopotenzial (Angaben in %)**			
Wirkungs-bereich	Regen-wurm	Daphnie	Fisch	Alge	Biene	Regen-wurm	Daphnie	Fisch	Alge
Herbizide	37	44	45	36	46	31	47	51	35
Fungizide	60	33	66	131	55	81	22	52	76
Insektizide	11	8	36	7	14	20	24	93	6
Quelle: BBA 2006, verändert									

751. In ähnlicher Weise werden derzeit auch auf EU-Ebene Indikatoren entwickelt, die eine Abschätzung des Risikopotenzials von Pestiziden für terrestrische und aquatische Ökosysteme ermöglichen sollen. In Verbindung mit geografischen Informationssystemen, die Boden-, Klima-, Umweltdaten und Informationen zur Landnutzung sowie zur landwirtschaftlichen Praxis enthalten, können die Risikopotenziale auf regionaler Ebene (Fläche von 10 km²) berechnet werden (Europäische Kommission o. J.). Die Entwicklung dieser Indikatoren ist von großer Bedeutung für die Zielsetzung und Überprüfung einer nachhaltigen Pflanzenschutzmittelstrategie (z. B. für risikobasierte Mengenreduktionen oder risikobasierte Abgaben, s. Abschn. 11.5.2). Allerdings muss hierfür eine sachgerechte, eindeutige und gleichzeitig auch einfache Zuordnung von Wirkstoffen zu einer Risikogruppe möglich sein. In dieser Hinsicht sind die oben genannten Indikator-Systeme noch nicht ausgereift und müssen weiterentwickelt werden.

8.6.3 Rechtliche Regelungen zu Pflanzenschutzmitteln

Zulassung von Pflanzenschutzmitteln

752. Seit 1993 dürfen in der EU nur geprüfte und im Anhang I der RL 91/414/EWG über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln vom 15. Juli 1991 (Pflanzenschutzmittel-RL, umgesetzt in Deutschland durch das Pflanzenschutzgesetz (PflSchG)) aufgeführte Wirkstoffe für Pflanzenschutzmittel verwendet werden. Über die Aufnahme der Wirkstoffe in den Anhang I („Approval“, Wirkstoff-Zulassung) entscheiden die Europäische Kommission und die Mitgliedstaaten in einem Gemeinschaftsverfahren, bei dem ein mehrstufiger, standardisierter Zulassungsprozess mit ausführlicher Kommentierung der Wirkstoffdaten durch Notifizierer und Mitgliedstaaten und anschließender Beratung und Bewertung durch Expertenausschüsse der Europäischen Kommission durchlaufen wird. Die Zulassung der Pflanzenschutzmittel („Authorisation“, Pflanzenschutzmittelzulassung) erfolgt dagegen in den einzelnen Mitgliedstaaten. Die Zulas-

sungsbedingungen für die Aufnahme von Wirkstoffen in den Anhang I der Pflanzenschutzmittel-RL sind in Artikel 5 der Richtlinie aufgeführt. Danach dürfen durch den Gebrauch der Wirkstoffe in Pflanzenschutzmitteln unter anderem keine schädlichen Auswirkungen auf die Gesundheit von Mensch und Tier und auf das Grundwasser bzw. keine unannehmbaren Auswirkungen auf die Umwelt auftreten. Datenanforderungen und Bewertungskriterien für diese Zulassungsanforderungen sind in den „Technical Guidance Documents“ (TGD) der Europäischen Kommission festgelegt (ECB o. J.b). Grundsätzlich gilt eine Wirkstoffzulassung nur für zehn Jahre, danach muss die Zulassung des Wirkstoffes erneut beantragt werden, sodass eine neue Bewertung nach dem aktuellen Stand der wissenschaftlichen Erkenntnisse und der Technik erfolgen kann.

Alle Wirkstoffe, die vor Inkrafttreten der Pflanzenschutzmittel-RL auf dem Markt waren, werden seit 1993 daraufhin überprüft, ob sie in den Anhang I aufgenommen werden können oder nicht (sogenanntes Altstoffprogramm). Von den 917 alten Pflanzenschutzmittelwirkstoffen sind bisher 93 in den Anhang I der Pflanzenschutzmittel-RL aufgenommen worden, 601 Wirkstoffe wurden nicht aufgenommen, über 200 Wirkstoffe sollen noch bis 2008 überprüft werden (Europäische Kommission 2007b).

753. Bereits 2002 hatte die Europäische Kommission an der derzeitigen Pflanzenschutzmittel-Regelung kritisiert, dass multiple Expositionen gegenüber Pflanzenschutzmitteln nicht berücksichtigt werden und dass es an einer Befugnis auf Gemeinschaftsebene fehlt, die Durchführung der Richtlinie in den Mitgliedstaaten zu überprüfen. Außerdem fehlten die vergleichende Beurteilung von Wirkstoffen und das Substitutionsprinzip (Europäische Kommission 2002a). Darüber hinaus fehlen aus Sicht des Sachverständigenrates für Umweltfragen (SRU) eindeutige Kriterien für die Aufnahme von Wirkstoffen in den Anhang I bzw. klare Ausschlusskriterien für kritische Eigenschaften (näheres dazu s. Tz. 757; vgl. auch SRU 2004a, Tz. 373). In Bezug auf die Regulierung der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln ist es unzureichend, dass die gute fachliche Praxis zwar verbindlich, aber nicht hinreichend konkretisiert ist.

Zulassung in Deutschland

754. Bei der Zulassung der Pflanzenschutzmittel prüfen die zuständigen Behörden der Mitgliedstaaten die Wirksamkeit, die Pflanzenverträglichkeit sowie die praktische Anwendung und den Nutzen des Pflanzenschutzmittels, außerdem die Auswirkungen auf den Naturhaushalt und auf die Gesundheit von Mensch und Tier. In Deutschland ist das BVL die zentrale Zulassungsstelle. Mit der Zulassung legt die Behörde fest, in welchen Kulturen das Mittel eingesetzt werden darf, welche Sicherheitshinweise auf die Verpackung gedruckt werden müssen, welche Wartezeiten zwischen letzter Anwendung und Ernte eingehalten werden müssen, und sie kann Auflagen und Anwendungsbestimmungen erteilen. Auch Pflanzenschutzmittel werden wie die Wirkstoffe nur be-

fristet für höchstens zehn Jahre zugelassen, danach muss die Zulassung erneut beantragt werden. Das UBA ist Einvernehmensbehörde und zuständig für die Prüfung, Bewertung und das Management des Umweltrisikos von Pflanzenschutzmitteln.

Eine Besonderheit bildet die Einzelfallgenehmigung nach § 18b) PflSchG. Hiernach darf das BVL auf Antrag im Einzelfall die Anwendung eines zugelassenen Pflanzenschutzmittels in einem anderen als den mit der Zulassung festgesetzten Anwendungsgebieten genehmigen, wenn die Anwendung entweder an Pflanzen vorgesehen ist, die nur in geringfügigem Umfang angebaut werden, oder gegen Schadorganismen vorgesehen ist, die nur in bestimmten Gebieten erhebliche Schäden verursachen. Diese Genehmigungen nach § 18b) PflSchG sind bisher nicht meldepflichtig und benötigen keine Zustimmung der Einvernehmens- oder Benehmensstellen. Angesichts der Umweltschäden, die durch diese Einzelfallgenehmigungen auftreten können, ist diese Praxis nicht verständlich. Es fehlt allerdings ein Überblick über die bundesweit erteilten Einzelfallgenehmigungen, um das Ausmaß der Umweltbeeinträchtigung abschätzen zu können. Um mehr Transparenz zu schaffen, ist ein bundesweites Meldeverfahren für die Genehmigung nach § 18b) PflSchG, wie es mit der Novelle des PflSchG geplant ist (Deutscher Bundestag 2007), sinnvoll. Die Einzelfallgenehmigung sollte auf jeden Fall auf wichtige Ausnahmefälle beschränkt bleiben und stärker als bisher den Natur- und Artenschutz berücksichtigen. Entsprechendes gilt für die Zulassung nach § 11 Abs. 2 PflSchG. Hiernach kann das BVL bei Gefahr im Verzuge für die Bekämpfung bestimmter Schadorganismen das Inverkehrbringen eines nicht genehmigten Pflanzenschutzmittels bzw. eine erweiterte Zulassung für höchstens 120 Tage vorübergehend genehmigen. Von diesem Paragrafen wurde beispielsweise im Herbst 2007 Gebrauch gemacht, als in einigen Bundesländern zur Verhinderung von Ernteschäden durch eine übermäßig angewachsene Mäusepopulation die offene Anwendung von Mäusegift auf Feldern erlaubt wurde, obwohl die offizielle Zulassung nur die Anwendung in Köderstationen erlaubt. Nach kurzer Zeit wurde diese Genehmigung von einigen Ländern wieder zurückgezogen, weil Verdacht bestand, auch Feldhasen könnten sich vergiftet haben.

755. Aufgrund der vielfältigen Wirkungsweisen und Ausbringungsarten der Pflanzenschutzmittel ist ihre Risikobewertung komplex und aufwendig. Je genauer sich die Bewertung an einem speziellen Pflanzenschutzmittel orientiert, desto besser können effektive und angemessene Minderungsmaßnahmen abgeleitet werden. Zudem müssen sowohl die Bewertungskonzepte als auch die Risikominderungsmaßnahmen entsprechend dem aktuellen Stand der Wissenschaft und Technik weiterentwickelt werden. Beispielsweise zeigen die zunehmenden Funde von Mehrfachrückständen in Lebensmitteln (Tz. 748), dass die Problematik der Kombinationswirkungen stärker berücksichtigt werden muss. Im Hinblick auf die Expositionsabschätzung, die im Rahmen der Umweltprüfung von Pflanzenschutzmitteln durchgeführt wird, weisen die Funde von

zugelassenen Pflanzenschutzmitteln in Gewässern, die über den Vorsorgewerten liegen, darauf hin, dass bei einigen Wirkstoffen das Rückhaltevermögen im Uferfiltrat in der Umweltbewertung überschätzt wurde (Tz. 749; STURM et al. 2006). In diesem Sinne muss die Arbeit des für die Umweltbewertung zuständigen UBA unterstützt und gestärkt werden. Die im Pflanzenschutzgesetz festgeschriebene Regelung, dass das UBA Einvernehmensbehörde bei der Pflanzenschutzmittelzulassung ist, trägt wesentlich dazu bei, dass der Schutz der Umwelt berücksichtigt wird. Eine Änderung dieser Einvernehmensregelung in eine Benehmensregelung, wie kürzlich erneut von den Bundesländern vorgeschlagen wurde (Bundesrat 2007), würde den Umweltschutz erheblich schwächen.

8.6.4 Revision der Pflanzenschutzmittelzulassung

756. Im Juli 2006 veröffentlichte die Europäische Kommission ihre Thematische Strategie zur nachhaltigen Nutzung von Pflanzenschutzmitteln (Europäische Kommission 2006a). Innerhalb dieser Strategie schlägt die Europäische Kommission unter anderem die Revision der existierenden Pflanzenschutzmittel-RL vor (Europäische Kommission 2006b). Demnach soll wie bisher die Entscheidung über die Aufnahme eines Wirkstoffes in den Anhang I (Wirkstoff-Zulassung) durch die Europäische Kommission und die Mitgliedstaaten erfolgen, während die Zulassung der Pflanzenschutzmittel auf der Ebene der Mitgliedstaaten erfolgt. Darüber hinaus enthält der Kommissionsvorschlag aber einige wesentliche Änderungen in Bezug auf die Zulassungskriterien, die Zulassungsdauer bzw. das Zulassungsverfahren, die vergleichende Bewertung und das Substitutionsprinzip und die gegenseitige Anerkennung (zonale Zulassung).

Zulassungskriterien für Wirkstoffe

757. Für die Zulassung von Wirkstoffen oder Pflanzenstärkungsmitteln soll es genau festgelegte Zulassungskriterien geben (Art. 4 und Anhang II des o. g. Kommissionsvorschlages). In Bezug auf die Gesundheit dürfen Stoffe mit kanzerogenen, mutagenen, reproduktionstoxischen oder endokrinen Eigenschaften nicht zugelassen werden, es sei denn „die Exposition ist unter realistisch gesetzten Annahmen vernachlässigbar“ (Anhang II Nr. 3.6 bis 3.9). Im Hinblick auf das Umweltverhalten sollen persistente, bioakkumulierende und toxische Stoffe bzw. sehr persistente und sehr bioakkumulierende Stoffe (PBT- bzw. vPvB-Stoffe) ausgeschlossen werden, allerdings sind die hierfür festgelegten Kritierien sehr schwer zu erfüllen (s. u.). Außerdem sollen alle Wirkstoffe von der Aufnahme in den Anhang I ausgeschlossen werden, die als persistente organische Schadstoffe (persistent organic pollutant – POP) eingestuft werden müssen, weil sie die in den internationalen Vereinbarungen zu persistenten organischen Schadstoffen festgelegten Kriterien zur Persistenz, Bioakkumulation und zum weitreichenden Transport (Mobilität in Umweltmedien) erfüllen (vgl. das POP-Protokoll

der UNECE (United Nations Economic Commission for Europe) und das Stockholm-Übereinkommen über POP der UNEP (United Nations Environment Programme)).

Die Einführung dieser Kriterien ist notwendig und sinnvoll, allerdings so, wie sie derzeit im Kommissionsvorschlag ausgestaltet ist, wenig vorsorgeorientiert. Beispielsweise wird das Kriterium Bioakkumulation nach dem Kommissionsvorschlag erst erfüllt, wenn ein Biokonzentrationsfaktor (also das experimentell ermittelte Maß der Aufkonzentration des Wirkstoffes im untersuchten Gewebe) von mindestens 2 000 erreicht ist. Im Rahmen des Übereinkommens zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks (OSPAR-Übereinkommen) gilt ein Stoff bereits ab einem Faktor von 500 als bioakkumulierend (POREMSKI und WIANDT 2002). Zudem ist es unter dem OSPAR-Übereinkommen möglich, anstelle einer aufwendigen Konzentrationsstudie im Tierversuch auch den n-Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten (k_{ow}, ein Maß für die Fettlöslichkeit) als Hilfsgröße heranzuziehen. Die umweltoffene Anwendung der Pflanzenschutzmittel rechtfertigt die Einführung vorsorgeorientierter Kriterien, also niedrigerer Schwellen für den Ausschluss von Wirkstoffen aus dem Anhang I (s. a. SRU 2004a, Tz. 351). Im Hinblick auf den k_{ow}-Wert muss aber berücksichtigt werden, dass dieser keine gleichwertige Aussagekraft hat wie ein lege-artis ermittelter Bioakkumulationsfaktor. Daher kann der k_{ow}-Wert immer nur einen orientierenden Hinweis geben.

Darüber hinaus ist in die Zulassungsvoraussetzungen das Kriterium „Auswirkungen auf die Biodiversität“ aufgenommen worden (Art. 4 Abs. 3: „Die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln soll keine unakzeptablen Auswirkungen auf die Umwelt haben, unter besonderer Berücksichtigung […] iii) ihrer Auswirkungen auf die Biodiversität.“). Die Aufnahme des Biodiversitätsschutzes bleibt aber wirkungslos, solange hierfür konkrete Zulassungsbedingungen fehlen, die unter anderem vorgeben, welche Wirkungen abgeprüft werden müssten, um den Erhalt der Biodiversität zu gewährleisten.

Vergleichende Bewertung, Substitution und Zulassungsdauer

758. Nach dem Novellierungsvorschlag soll es neben den „normalen“ Pflanzenschutzmittelwirkstoffen und den Basisstoffen Wirkstoffe mit niedrigerem Risikopotenzial („low risk substances“) und sogenannte Substitutionskandidaten geben (Art. 22 bis 24). Die Kriterien für Wirkstoffe mit niedrigerem Risikopotenzial sind noch nicht festgelegt, es heißt lediglich, dass Pflanzenschutzmittel mit diesen Wirkstoffen nur ein geringes Risiko für Mensch und Umwelt haben sollen. Als Kandidaten für die Substitution sollen die Wirkstoffe gelten, die gegenüber der Mehrheit der anderen bereits genehmigten Wirkstoffe ein größeres Risiko für Mensch und Umwelt darstellen. Dabei soll berücksichtigt werden, ob die ADI- (Acceptable Daily Intake – maximal duldbare tägliche Aufnahmemenge), ARfD- (Akute Referenzdosis) oder AOEL-(Acceptable Operator Exposure Level – Akzeptable Anwenderexposition) Werte deutlich niedriger

sind als die Werte der meisten anderen zugelassenen Wirkstoffe, ob zwei der drei PBT-Kriterien erfüllt sind, und ob der Wirkstoff eine signifikante Menge an nicht-aktiven Isomeren enthält (Anhang II, 4.).

Die erstmalige Zulassungsdauer beträgt für Wirkstoffe mit niedrigerem Risikopotenzial bis zu fünfzehn Jahre, für „normal active substances“ bis zu zehn Jahre und für Substitutionskandidaten bis zu sieben Jahre. Für Basisstoffe kann eine unbegrenzte Zulassungsdauer gewährt werden. Für alle Wirkstoffe soll aber gelten, dass die Aufnahme in Anhang I zwar nach Ablauf der Zulassungsdauer wieder geprüft werden muss, nach erfolgreicher Wiederzulassung die Zulassungsdauer jedoch unbegrenzt ist (Art. 14 Abs. 2). Bisher muss eine Wiederzulassung regelmäßig alle zehn Jahre erfolgen (Tz. 752). Die Zulassungsdauer eines Pflanzenschutzmittels soll der Zulassungsdauer des im Pflanzenschutzmittel enthaltenen Wirkstoffs entsprechen.

Bei Pflanzenschutzmitteln, die einen „low-risk“-Wirkstoff enthalten, soll es eine Verfahrenserleichterung geben, in dem die Prüfzeit zur Zulassung auf 120 Tage (bzw. 90 Tage im Vorschlag der Ratspräsidentschaft (Rat der Europäischen Union 2007)) gegenüber bisher einem Jahr verkürzt werden soll (Art. 46 Abs. 3). Pflanzenschutzmittel, die Substitutionskandidaten enthalten, müssen dagegen bei der Zulassung einer vergleichenden Bewertung mit anderen Pflanzenschutzmitteln, die alternative Wirkstoffe enthalten, unterzogen werden. Wenn bestimmte Voraussetzungen erfüllt sind (u. a. der alternative Wirkstoff ist signifikant sicherer für Mensch und Umwelt, das Pflanzenschutzmittel mit dem alternativen Wirkstoff darf keine signifikanten ökonomischen oder praktischen Nachteile aufweisen und die Resistenzbildung darf nicht gefördert werden, Art. 48), dürfen die Pflanzenschutzmittel nicht zugelassen werden. Die Mitgliedstaaten sollen diese vergleichende Bewertung spätestens alle vier Jahre für zugelassene Pflanzenschutzmittel, die Substitutionskandidaten enthalten, wiederholen.

759. Das Konzept, Wirkstoffe mit niedrigem Risikopotenzial einzuführen und eine Zulassung von Pflanzenschutzmitteln mit diesen Stoffen zu erleichtern, ist grundsätzlich zu begrüßen, weil es einen zusätzlichen Anreiz für die Industrie bieten kann, solche Wirkstoffe mit niedrigerem Risikopotenzial zu entwickeln. Es würde damit anerkannt werden, wenn Wirkstoffhersteller die Anforderungen für die Aufnahme in den Anhang I übererfüllen. Allerdings ist nicht sicher, ob der Anreiz der Prüfzeitverkürzung ausreicht. Auf jeden Fall müssen die Kriterien für „low-risk“-Wirkstoffe anspruchsvoll und zweifelsfrei sein, gerade auch wenn die Prüfung des entsprechenden Pflanzenschutzmittels verkürzt erfolgen soll. In einem Vorschlag der deutschen Ratspräsidentschaft werden als Kriterien genannt: keine kanzerogenen, mutagenen oder reproduktionstoxischen (CMR-)Eigenschaften, weder persistente noch bioakkumulierende Eigenschaften und leichte Abbaubarkeit (Rat der Europäischen Union 2007). Es könnten darüber hinaus auch anspruchsvollere PBT-Kriterien verwendet werden (s. Tz. 757).

Auch das eingeführte Substitutionsprinzip kann eine Entwicklung hin zum Einsatz weniger gefährlicher Stoffe fördern. Allerdings wären genaue und eindeutige Kriterien für die Pflanzenschutzmittelzulassung notwendig, damit die Bewertung auf der Ebene der Mitgliedstaaten einigermaßen einheitlich erfolgt. Aber schon der Verordnungsvorschlag spricht von einer „case-by-case"-Bewertung. Viele Kriterien, wie zum Beispiel die Überprüfung, ob signifikante ökonomische oder praktische Nachteile vorliegen, lassen Interpretationsspielräume offen. Nach Einschätzung vieler Experten wird es ohnehin nur wenige Stoffe geben, die als Substitutionskandidaten identifiziert werden können. Zudem wird es möglicherweise in vielen Fällen schwierig sein, eine Substitution zu fordern, wenn argumentiert wird, dass wegen der Gefahr der Resistenzbildung auf eine bestimmte Variationsbreite der Mittel nicht verzichtet werden kann.

Die Einteilung von Wirkstoffen und Pflanzenschutzmitteln in für Mensch und Umwelt gefährliche oder ungefährliche Mittel muss regelmäßig überprüft werden. Neue Erkenntnisse zu Wirkungen oder auch neue Ergebnisse aus dem Pflanzenschutzmittelmonitoring müssen immer wieder in die Bewertung einfließen. Daher ist die unbefristete Zulassungsdauer von Wirkstoffen und von Pflanzenschutzmitteln nach erfolgreicher Wiederzulassung strikt abzulehnen. Die Möglichkeit der anlassbezogenen Überprüfung auf Basis neuer Erkenntnisse (Art. 21) ist zu schwach. Wirkungsvoller ist eine in regelmäßigen Abständen vorgesehene Überprüfung, die auch dem Fortschritt der wissenschaftlichen Erkenntnis ausreichend Rechnung trägt.

Zonale Zulassung

760. Die Zulassung von Pflanzenschutzmitteln soll nach wie vor auf der Ebene der Mitgliedstaaten erfolgen, allerdings sollen die Zulassungen der Mitgliedstaaten einer gemeinsamen Zulassungszone gegenseitig anerkannt werden. Die Zulassungszonen sind derart ausgewählt, dass die landwirtschaftlichen und ökologischen (incl. Klima-) Bedingungen sowie die Bedingungen für die Pflanzengesundheit ähnlich sind. Damit sollen Doppelarbeiten bei den Zulassungsverfahren für Antragsteller und Bewerter vermieden und der Verwaltungsaufwand sowohl für die Industrie als auch für die Mitgliedstaaten verringert werden. Außerdem soll eine „harmonisierte Verfügbarkeit" von Pflanzenschutzmitteln gesichert werden, sodass nicht in einem Mitgliedstaat ein Präparat verboten ist, es dieses aber im Nachbarland zu kaufen gibt. Die Zulassungszonen sind: Zone A (Nord): Dänemark, Estland, Finnland, Lettland, Litauen und Schweden; Zone B (Zentral): Belgien, Deutschland, Großbritannien, Irland, Luxemburg, Niederlande, Österreich, Polen, Slowenien, Slowakei, Tschechische Republik und Ungarn und Zone C (Süd): Frankreich, Griechenland, Italien, Malta, Portugal, Spanien und Zypern.

Grundsätzlich wäre ein Schritt hin zu einer europaweiten Zulassung von Pflanzenschutzmitteln zu begrüßen, weil diese die Chance bietet, dass sich langfristig ein einheitliches hohes Niveau der Pflanzenschutzmittelzulassung in der EU etabliert. Die Voraussetzungen für das Funktionieren eines solchen Systems sind aber derzeit weder für die drei Zonen noch für die EU gegeben. Es fehlt in den Mitgliedstaaten ein einheitliches Niveau bezüglich der Qualität der Risikobewertung und auch im Hinblick auf das Monitoring von Pflanzenschutzmitteln. Einzelne Mitgliedstaaten können dem Kommissionsvorschlag zufolge die Anerkennung eines Pflanzenschutzmittels nicht ablehnen, sofern es in einem anderen Mitgliedstaat der eigenen Zone anerkannt wurde. Dies kann dazu führen, dass zukünftig Mitgliedstaaten bisher im eigenen Land verbotene Pflanzenschutzmittel oder geringere Umweltauflagen für die Anwendung eines Pflanzenschutzmittels anerkennen müssen. Es besteht die Gefahr einer Abschwächung des Gesundheits- und Umweltschutzes für Mitgliedstaaten, die strengere Anforderungen zum Umwelt- und Verbraucherschutz erheben. Außerdem betreffen Maßnahmen zum Pflanzenschutzmanagement (also z. B. die mit der Zulassung verbundenen Anwendungsbestimmungen) in der Regel kleinere Regionen als die von der Kommission vorgeschlagenen Zonen, denn die Unterschiede in Bezug auf Klima und Boden sind viel kleinräumiger. Alleine Deutschland kann in 42 unterschiedliche Boden-Klima-Zonen eingeteilt werden (ROßBERG 2003).

Das von der Europäischen Kommission vorgeschlagene System der gegenseitigen Anerkennung der Zulassung in drei Zonen sollte daher abgelehnt werden, weil die Voraussetzungen noch nicht existieren, unter denen eine solche Zulassung den Umwelt- und Gesundheitsschutz einheitlich im Niveau fördern könnte. Eine Zulassung in größeren Zonen müsste darüber hinaus berücksichtigen, dass die mit der Zulassung verbundenen Anwendungsbestimmungen (Zulassungsauflagen) und ein Monitoring zur Kontrolle der Pflanzenschutzmittelanwendung auf die regionalen Erfordernisse ausgerichtet sein sollten. Es muss in der Verantwortung der Mitgliedstaaten bleiben, die Zulassungsauflagen festzulegen und ein adäquates Monitoring vorzuschreiben. Es sollte einem Mitgliedstaat weiterhin möglich sein, in besonderen Fällen die Anerkennung einer Zulassung im eigenen Land zu versagen.

8.6.5 Kontrolle der Pflanzenschutzmittelanwendungen

Anwendungsauflagen bei der Zulassung

761. Bei der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln wird von Seiten der zuständigen Behörden zugunsten des Anwenders unterstellt, dass die Vorschriften des Pflanzenschutzrechts eingehalten werden. Daher basieren die Vorhersagen der Umweltbelastung durch die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln auf dieser Annahme. Die Kontrollen der Behörden zeigen aber, dass eine bestimmungsgemäße und sachgerechte

Anwendung offenbar vielfach unterbleibt. In einer Feldstudie wurden bei 50 % der Beobachtungen die Zulassungsauflagen, zum Beispiel die vorgeschriebenen Mindestabstände zu Gewässern, nicht eingehalten (UBA 2006a; s. a. BVL 2007c). Die generelle vertrauensvolle Unterstellung, dass die mit der Zulassung verbundenen Abstandsauflagen zu Gewässern eingehalten werden, entspricht offensichtlich nicht der Anwendungspraxis. Bei Pflanzenschutzmitteln mit ökotoxischer Wirkung müsste demnach im Zulassungsverfahren vermehrt die Versagung der Einvernehmenserklärung erwogen werden (UBA 2006a).

Diese Verstöße gegen die Zulassungsauflagen sind nicht tolerierbar. Zusätzlich ist die Missachtung der guten fachlichen Praxis ein Problem. Beispielsweise führt die Einleitung von Restbrühen und Reinigungsflüssigkeiten in Hofabläufe oder in die Kanalisation – ein Verstoß gegen die Grundsätze der guten fachlichen Praxis des BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (BMELV 2006, S. 54) – in einigen Regionen Deutschlands zu maßgeblichen Pflanzenschutzmitteleinträgen in die Oberflächengewässer (Pressemitteilung des UBA vom 8. September 2004). Offenbar ist es bislang noch nicht ausreichend gelungen, die Anliegen eines verantwortungsvollen Umgangs mit Pflanzenschutzmitteln und eines wirksamen Umweltschutzes zu den eigenen Anliegen der Anwender zu machen und diese nachhaltig in ihre praktischen Entscheidungen einzubeziehen. Die Diskussion zu Pflanzenschutzmitteln muss daher die Anwender stärker einbeziehen (s. Abschn. 11.5.2).

762. Die Einhaltung der Zulassungsauflagen und der guten fachlichen Praxis muss mithilfe eines verstärkten Monitorings und über Kontrollen in angemessener Häufigkeit und Intensität überwacht werden. Darüber hinaus würden Anwendungsauflagen, zum Beispiel in Form eines festen nicht bewirtschafteten Grünstreifens entlang von Gewässern, dem Schutzziel näher kommen. Inwieweit das neue Umweltschadensgesetz, das dem Anwender eine Gefährdungshaftung für Schäden durch Pflanzenschutzmittel zuweist, hierbei helfen wird, bleibt abzuwarten.

Verstöße gegen die Zulassungsauflagen und gegen die gute fachliche Praxis können nicht in die Vorhersagen zur Umweltbelastung aufgenommen werden. Praxisübliche Anwendungsgepflogenheiten sollten aber bei der Zulassung und Risikoabschätzung berücksichtigt werden und unter anderem in den Auflagen zur Pflanzenschutzmittelanwendung Niederschlag finden.

763. Bei der Bewertung des Umweltrisikos von Pflanzenschutzmitteln und den daraus folgenden Anwendungsauflagen werden bislang statische Expositionsszenarien als Grundlage verwendet. Im Ergebnis kann die Einhaltung bestimmter Abstände zu Gewässern von bis zu 20 m gefordert werden. Anstelle der statischen Expositionsszenarien drängen die Bundesländer auf ein probabilistisches, georeferenziertes Ver-

fahren, das die Realität differenzierter abbilden soll. Die Zahl der Kategorien von Abstandsauflagen und die einzuhaltenden Abstände zu Gewässern sollen dadurch verringert werden. Diese Entwicklung kann nur dann eine Verbesserung gegenüber den bisherigen Abstandsregeln ergeben, wenn das Schutzniveau erhalten bleibt und ein angemessenes Monitoring-System die Einhaltung der Anwendungsvorschriften kontrolliert.

Monitoring der Belastung

764. Pflanzenschutzmittel werden bei der Anwendung in die Umwelt eingebracht. Die damit verbundene mögliche Belastung der Gewässer und Böden sowie die Belastung des Menschen durch Rückstände in den Feldfrüchten muss kontrolliert werden. Die Belastung der Umwelt wird durch die Länder in Überwachungsprogrammen der Gewässergüte verfolgt. Eine systematische Untersuchung zu Rückständen im Boden fehlt nach wie vor. Die gute fachliche Praxis gibt Anweisungen, wie mit den Pflanzenschutzmitteln bestimmungsgemäß umzugehen ist. Deren Einhaltung spiegelt sich an den in Lebensmitteln enthaltenen Rückständen wider.

765. Die Länder verfolgen im Rahmen des Grundwassermonitorings die Belastungen mit Pflanzenschutzmittelwirkstoffen, um Wirkstoffe und Messstellen mit Werten über 0,1 µg/l zu erkennen, für die dann gemäß PflSchG eine Fundaufklärung erforderlich wäre (s. u.). Leider sind das Messnetz, die erhobenen Parameter und die daraus generierten Informationen zu uneinheitlich und lückenhaft, um daraus eine länderübergreifende Übersicht über die tatsächliche Belastungslage zu generieren. Zudem ist die ungleiche Messnetzdichte irreführend, weil Länder mit einem relativ intensiven Monitoring durch häufigere Überschreitungen „auffallen“. Im Rahmen der Kostenersparnis werden im Monitoring im Wirkstoffspektrum sehr lückenhafte und in Zeitreihen sehr heterogene Daten erzeugt, die durch Betonung auf zugelassene und für eine Nachzulassung entscheidungsrelevante Wirkstoffe eine Übersicht der tatsächlichen Belastungslage verhindern. Es ist dadurch auch nicht möglich, zugelassene Wirkstoffe zu entlasten und positive Belege für eine umweltverträgliche Anwendungspraxis zu generieren.

Für Zulassungsinhaber ist eine Überschreitung einer Konzentration von 0,1 µg/l im Grundwasser unter bestimmten Bedingungen aufklärungspflichtig, denn die Zulassung ist davon abhängig, dass bei bestimmungsgemäßer und sachgerechter Anwendung der Grundwasserschutz gewährleistet ist. 94 % der positiven Fundstellen (Tz. 749) werden von der Industrie auf Probleme bei der Probennahme zurückgeführt, wie Vermischung mit Oberflächenwasser oder Abwasser, andere Kontaminationsquellen und mangelhafte Messstellenqualität (SCHMIDT et al. 2005). Dagegen schätzt das UBA

ein, dass zwei Drittel der positiven Funde doch auf zulassungsrelevante Ursachen zurückzuführen sind (persönliche Mitteilung vom 26. Oktober 2006).

766. Eine fortlaufende Weiterentwicklung der Pflanzenschutzmittelanalytik ist dringend erforderlich und muss neben möglichst niedrigen Nachweisgrenzen zumindest die wichtigsten örtlichen Einsatzstoffe abdecken (die eingesetzte Palette von Pflanzenschutzmitteln unterscheidet sich regional beträchtlich), damit frühzeitig Schadstoffeinträge ins Grundwasser erkannt und ihnen entgegengewirkt werden kann. Um die begrenzten Ressourcen sinnvoll einzusetzen, wäre ein regionales Monitoring gut, bei dem je nach Region unterschiedliche Pflanzenschutzmittelwirkstoffe gemessen werden, je nachdem, welche Pflanzenschutzmittel in der Region hauptsächlich eingesetzt werden. Zur Erstellung solcher Prioritätenlisten wäre aber eine Schlagkartei notwendig, oder zumindest Informationen der Händler und Zwischenhändler über ihre in einer bestimmten Region verkauften Mengen.

8.6.6 Fazit und Empfehlungen

767. Die Zulassung von Pflanzenschutzmitteln, und damit die Umsetzung der Kriterien der Pflanzenschutzmittel-RL, ist ein wichtiger Pfeiler eines nachhaltigen, umweltverträglichen Einsatzes. Mit der Bewertung der langfristigen Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Mensch und Umwelt werden Anreize zur Entwicklung von Wirkstoffen mit günstigerem Risikoprofil gesetzt.

Der SRU begrüßt daher die Regelungen des Vorschlags der Europäischen Kommission für eine novellierte Pflanzenschutzmittel-RL, in denen der Ausschluss besonders gefährlicher Stoffe allein aufgrund inhärenter Eigenschaften bereits bei der Zulassung von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen erfolgt. Die Verfahrensvereinfachungen für Stoffe mit niedrigem Risikopotenzial und die Substitutionsregel unterstützen dieses Anliegen. Die Substitutionsregel sollte aber nicht dazu führen, dass die Zulassungskriterien für Wirkstoffe aufgeweicht werden. In der novellierten Pflanzenschutzmittel-RL müssen daher klare Kriterien für die Einteilung der zugelassenen Wirkstoffe in die drei Risikoklassen aufgenommen werden. Als Grundlage hierfür empfehlen sich Stoffeigenschaften wie Kanzerogenität, Mutagenität oder Reproduktionstoxizität (CMR-Eigenschaften), Persistenz, Bioakkumulationsfähigkeit und Toxizität (PBT-Eigenschaften) oder hormonelle Eigenschaften.

Die Zulassungskriterien in Bezug auf die Persistenz, Bioakkumulierbarkeit und Mobilität von Wirkstoffen sollten aber vorsorgeorientierter ausgestaltet werden, das heißt an die strengeren Werte der Meeresschutzkonvention OSPAR angepasst werden.

Das von der Europäischen Kommission vorgeschlagene System der gegenseitigen Anerkennung der Zulassung in drei Zonen sollte abgelehnt werden, weil die Bedingungen noch nicht existieren, unter denen eine solche Zulassung Vorteile für den

Umwelt- und Gesundheitsschutz brächte. Außerdem spricht sich der SRU gegen eine unbefristete Zulassung für Wirkstoffe und Pflanzenschutzmittel nach erfolgreicher Wiederzulassung aus. Die Beurteilung der Wirkstoffe und der Pflanzenschutzmittel muss in regelmäßigen Abständen überprüft werden, nur so kann dem Fortschritt der wissenschaftlichen Erkenntnis ausreichend Rechnung getragen werden.

768. Die Bewertung von Pflanzenschutzmitteln bei der Zulassung muss die Praxis multipler Pflanzenschutzmittelanwendungen und deren Rückstände in Lebensmitteln stärker berücksichtigen. Die Anwendungsvorschriften müssen vorsorgeorientiert und missbrauchssicher (z. B. Einrichtung von festen Pufferzonen entlang von Gewässern) gestaltet werden. Ihre Einhaltung muss über Behördenkontrollen und über ein entsprechendes Monitoringprogramm überwacht werden, deren Ergebnisse regelmäßig veröffentlicht werden sollten. Die Einzelfallgenehmigungen nach § 18b) PflSchG, mit denen die Zulassungsanforderungen ausgesetzt werden können, sollten meldepflichtig sein und veröffentlicht werden.

Das Monitoring des Pflanzenschutzmitteleintrags muss quantitativ und qualitativ gestärkt werden und regionale Besonderheiten kritisch einbeziehen. Für die Stoffauswahl beim Monitoring müssen Prioritäten gesetzt, Messsysteme harmonisiert und das Monitoring um das Umweltmedium Boden erweitert werden. Eine Schlagkartei der in einer Region angewandten Produkte in Art und Menge wäre hilfreich.

8.7 Quecksilber

8.7.1 Einleitung

769. Quecksilber (Hg) ist ein für Menschen und Umwelt höchst problematisches Schwermetall mit hohem toxischem Potenzial. Insbesondere seit der Industrialisierung wurde die in die Umwelt abgegebene Quecksilbermenge deutlich erhöht, sodass eine teilweise mehr als zwanzigfache Steigerung der regionalen Umweltbelastung mit Quecksilber gegenüber dem natürlichen Hintergrund festgestellt werden musste. In der Umwelt wird Quecksilber oxidiert und danach vor allem im aquatischen Ökosystem zu Methylquecksilber umgesetzt, welches eine ausgeprägte Persistenz und Biokonzentrierung im Nahrungsnetz hat. Jede Person ist über die Ernährung in gewissem Ausmaß quecksilberexponiert, wobei die lebensumfeldbedingten Variabilitäten ausgeprägt sein können und zu bedenken sind (SRU 2004a, Tz. 559).

770. Anorganisches Quecksilber wird primär bergmännisch gefördert und fällt bei der Erdgasgewinnung und der Erzaufbereitung als sekundärer Rohstoff an. Viele Staaten haben inzwischen den globalen Charakter der Quecksilberproblematik erkannt und Maßnahmen ergriffen, um die Einträge zu verringern sowie den Gebrauch schrittweise zu reduzieren. Die EU nimmt mit ihrer Quecksilberstrategie eine führende Stellung bei

der Lösung dieser Problematik ein. Zu erwähnen sind weiterhin das freiwillige Quecksilberprogramm der Vereinten Nationen (UNEP Mercury Programme, UNEP Chemicals 2005) und die Beschlüsse des 24. UNEP-Verwaltungsrats (Februar 2007, Nairobi), die ebenfalls zu dem Ergebnis kommen, dass unverzüglich und weltweit ernsthafte gemeinsame Anstrengungen unternommen werden müssen, um die Belastung der Umwelt mit Quecksilber zu reduzieren und zum Beispiel Fisch als besonders wertvolle Protein- und Nahrungsquelle zu schützen. Der 24. UNEP-Verwaltungsrat hat einen Prozess angestoßen, bis zum 25. UNEP-Verwaltungsrat im Februar 2009 einen Bericht zu Quecksilber mit Vorschlägen für das weitere internationale Vorgehen einschließlich rechtsverbindlicher Maßnahmen vorzulegen.

8.7.2 Belastungssituation

Luft

771. Der globale Kreislauf beginnt mit der Freisetzung von Hg^0-Gas aus Abgasen (Verbrennung von Kohle und Gas- sowie Industrieabgase), Vulkanaktivitäten oder Verdunstung an den Land- und Meeresoberflächen. In der Atmosphäre wird Hg^o innerhalb mehrerer Jahre oxidiert und gelangt über nasse Deposition zurück auf das Land oder in das Meer (CLARKSON 2002). Die Hintergrundkonzentration von Quecksilber in der Außenluft liegt in Deutschland bei 2 bis 4 ng/m^3. In der Stadtluft steigen die Werte bis 10 ng/m^3. An Arbeitsplätzen der quecksilberverarbeitenden Industrie wurden in der Vergangenheit Werte über dem MAK-Wert (MAK – Maximale Arbeitsplatz-Konzentration) von 0,1 mg/m^3 festgestellt.

Wasser

772. Durch den weitverbreiteten Gebrauch von Quecksilber und seinen Verbindungen in Industrie, Gewerbe, Forst- und Landwirtschaft oder in der Medizin ist das Abwassersystem belastet. Quecksilber wird dort in verschiedenen Formen an Partikeln und im Sediment gebunden vorgefunden. In Reihenuntersuchungen von Flusssedimenten der Elbe, der Weser und des Rheines wurden im Jahr 1990 noch Werte zwischen 0,2 und 2 mg Quecksilber pro kg Feinkornfraktion (Durchmesser < 20 µm) gefunden, mit inzwischen fallender Tendenz. Im Sediment der Elbe wurden punktuell bis zu 120 mg an elementarem Quecksilber pro kg und 130 µg/kg Methylquecksilber nachgewiesen, was mit regionalen Einträgen aus industriellen Quellen im Zusammenhang steht. Für einige nordeuropäische Länder werden noch vergleichsweise hohe Belastungen von Inlandseen notiert, die im wesentlichen auf den früher gebräuchlichen Einsatz von organischen Quecksilberverbindungen als Fungizid für im Winter geschlagenes Holz vor dem Flößen im Frühjahr/Sommer zurückzuführen sind. In unkontami-

nierten Gewässern in Deutschland wurden Quecksilberkonzentrationen < 0,02 µg/l gemessen.

Die direkten und indirekten Einträge von Quecksilber in den Nordostatlantik sind zwischen 1990 und 1999 um mehr als 50 % zurückgegangen (NIXON et al. 2003). Die Quecksilberbelastung der Ostsee hat sich seit 1990 nicht wesentlich verändert und liegt für viele Schwermetalle mehrfach über den Werten im Nordatlantik (HELCOM 2006), auch zu erkennen an der mehr oder minder gleichbleibenden Belastung des Herings und anderer Fischarten aus der Ostsee (HELCOM 2003; SRU 2004b, Tz. 161). Zeitreihen von Quecksilbergehalten in Biota der Nordsee weisen ebenfalls auf einen uneinheitlichen Trend hin, wobei hier die Konzentrationen deutlich niedriger liegen als in der Ostsee (SRU 2004b, Tz. 56; BSH 2005).

Böden

773. Alkylquecksilberverbindungen wurden aufgrund der fungiziden Wirkung in der Forst- und Landwirtschaft zur Behandlung und Vorbeugung der Wurzelfäule und auch zur Konservierung von Saatgetreide für die Winterlagerung eingesetzt (CLARKSON 1997; WHO 1990). In der Humusschicht der Wälder wurde ein zehnfacher Anstieg der Quecksilberbelastung über normale Hintergrundwerte für Tschechien, ein vierfacher Anstieg für Südschweden und eine Verdopplung für die Arktis gemeldet (BARREGARD 2005). Es wird davon ausgegangen, dass die vorliegende Quecksilberbelastung sich bereits nachhaltig auf degradierende Organismen im Waldboden auswirkt. Der möglichst nicht zu überschreitende kritische Wert von 0,5 mg/kg (MEILI et al. 2003) wird von den meisten Ländern in Mitteleuropa offenbar überschritten (UBA 2004).

8.7.3 Risiko für die Gesundheit

Exposition

774. Die durchschnittliche tägliche Aufnahme von Quecksilber aus der Luft beträgt 0,2 µg bei einem Atemvolumen von 20 m^3 pro Tag unter körperlicher Arbeit und einer mittleren Quecksilberbelastung der Stadtluft von 0,01 µg/m^3. Die tägliche Aufnahme über Trinkwasser liegt unter 0,05 µg und kann bei vollständiger Ausschöpfung der für Trinkwasser zulässigen Belastungen von 1 bis 2 µg pro Tag betragen. Der Versorgungsstatus mit Amalgamfüllungen ist der quantitativ bedeutendste Aufnahmepfad für anorganisches Quecksilber in der Normalbevölkerung. Bei durchschnittlicher Anzahl von Amalgamfüllungen können dabei 14 µg pro Tag aufgenommen werden. Die Aufnahmeraten werden aus Provokationstests mit Analyse der Ausatemluft abgeleitet, und sie stellen daher eine konservative Annahme zugunsten von Sicherheitsannahmen dar, denn beim Kauen werden überwiegend Partikel freigesetzt, die schlecht resorbierbar sind (TORKY und FOTH 2007).

775. Über Lebensmittel wird vor allem Methylquecksilber aufgenommen, das in der täglichen Aufnahme fast 1 000fach zwischen geringstem und größtem Wert in Abhängigkeit von der Ernährungspräferenz differieren kann. Die durchschnittliche Spanne liegt zwischen 1,3 and 97,3 µg pro Woche (NRC 2000), wobei Fisch, Krustentiere und Muscheln die hauptsächliche Quelle darstellen. Die Belastungen werden durch Standortfaktoren, Art der Nahrung, Stellung der Spezies in der Nahrungskette, Lebensspanne der Spezies und Fettgehalt beeinflusst. Die meisten Werte der Quecksilberbelastung in Fisch lagen zwischen 0,05 und 1,4 mg/kg, wobei der Quecksilbergehalt vorwiegend bzw. nahezu vollständig als Methylquecksilber nachgewiesen wurde (UNEP 2002).

Aufnahme und Wirkung im Menschen

776. Metallisches Quecksilber wird sehr gut (zu 80 %) über den Atemtrakt aufgenommen, während verschlucktes Quecksilber kaum in den Körper eintritt. Quecksilberoxide werden nur zu einem Anteil von 10 bis 15 % aufgenommen. Methylquecksilber und andere organische Hg-Verbindungen, wie zum Beispiel Ethylquecksilber, werden aus der biologischen Matrix gut resorbiert und treten fast vollständig in den Körper über. Ein Hautkontakt ist für diese Verbindungen wegen ihrer guten Fettlöslichkeit ebenfalls eine toxikologisch relevante Eintrittspforte.

Metallisches Quecksilber ist hinreichend lipophil und erreicht im Organismus unter anderem auch das Zentralnervensystem. Im Blut wird metallisches Quecksilber allerdings enzymatisch zu zweiwertig ionalem Quecksilber oxidiert, das nur in geringerem Ausmaß biologische Membranen überwinden kann und daher vorwiegend außerhalb des Zentralnervensystems verbleibt. Quecksilber(I)ion dismutiert im Plasma spontan zu zweiwertig ionalem Quecksilber und elementarem Quecksilber, die beide für die weitere Verteilung und toxische Wirkung verantwortlich sind.

Methylquecksilber wird im Organismus weit verteilt und erreicht insbesondere auch das Zentralnervensystem. Quecksilberverbindungen treten durch die Plazenta in den Fötus über. Die Belastung des Fötus korreliert daher mit der Quecksilbergesamtbelastung der Mutter. Im Nabelschnurblut ist die Gesamtquecksilberkonzentration mit derjenigen des mütterlichen Kreislaufs assoziiert, und auch die Frauenmilch ist ein Transferpfad für Quecksilber zwischen Mutter und Säugling.

777. Für die nicht beruflich belastete Bevölkerung hat Methylquecksilber die größte Relevanz für das Risiko einer gesundheitlichen Beeinträchtigung, die zudem eine lange Wirkungslatenz hat und zu irreversiblen Schädigungen führen kann. Methylquecksilber ist als „H“ penetrationsfähig durch die Haut (entsprechend eingestuft seit 1966), „Sh“ sensibilisierend an der Haut am Menschen (seit 1969) und krebserzeugend Kategorie

3B eingestuft. Das chronisch und bei niedrigeren Aufnahmeraten von Methylquecksilber hauptsächlich betroffene Organsystem ist allerdings das Zentralnervensystem.

Belastungen mit Methylquecksilber aus der Ernährung, die nachweislich zu toxischen Effekten am Menschen geführt hat, sind glücklicherweise Raritäten. Zwischen Exposition und klinischer Wirkung kann eine lange Latenz von mehreren Wochen bis Monaten und unter Umständen sogar Jahren liegen. Der Quecksilbergehalt im Haar hat sich dabei als prognostisch sensitiver Biomonitoring-Parameter herausgestellt. Methylquecksilber wirkt am Menschen neurotoxisch und entwicklungstoxisch (TORKY und FOTH 2007).

778. Zwei große Ernährungsstudien an 800 bzw. 1 000 Mutter-Kind-Paaren auf den Färöer-Inseln und den Seychellen haben die Datengrundlage für die Ableitung eines No Observed Effect Levels (NOEL, 5 µg/g Haar) für die kindliche Entwicklung geschaffen. Die duldbaren wöchentlichen Aufnahmeraten für Quecksilber und Methylquecksilber wurden durch die European Food Safety Authority (EFSA) 2003 von 3,3 auf 1,6 µg/kg Körpergewicht herabgesetzt. Damit werden die Anregungen des Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JEFCA) umgesetzt. Bei Ausschöpfen der reference dose (RfD) würden sich Quecksilberwerte im Haar zwischen 1 und 2 µg/g, Belastungen im Nabelschnurblut von 5 bis 6 µg/l und 4 bis 5 µg/l im Blut ergeben (EPA 2001). Für die europäische erwachsene Bevölkerung wurde abgeschätzt, dass 1 bis 5 % mit ihrer Ernährung oberhalb der RfD liegen. Probabilistische Studien aus Frankreich zur Belastung von Kindern im Alter von drei bis sechs Jahren mit Quecksilber aus Lebensmitteln haben ermittelt, dass etwa 11 % oberhalb der RfD der JEFCA liegen. Es wird allerdings auf eine systematische Überschätzung der Aufnahmeraten verwiesen, da Kinder in dieser Altersgruppe bei Fisch bestimmte Arten bevorzugen, die in der Regel sehr geringe Belastungswerte mit Methylquecksilber aufweisen.

8.7.4 Rechtliche Regelungen zur Minderung der Quecksilbereinträge

779. Quecksilber wird bei der Verbrennung von Kohle, Erdgas, Hausmüll, Industrieabfällen und auch Klärschlämmen in die Abluft freigesetzt. Der Quecksilbergehalt der europäischen Kohle kann bis zu 1 mg/kg betragen. Damit ist die europäische Kohle im internationalen Vergleich stark belastet. Einige Industriebereiche benötigen Quecksilber und sind dadurch regionale Emissionsquellen, unter anderem die Chlor-Alkali-Industrie, die Cellulose- und Holzverarbeitung oder die Herstellung von Batterien, Elektrogeräten und Leuchten.

Seit mehr als drei Jahrzehnten sind Quecksilbergrenzwerte in der Abluft industrieller Anlagen, Großfeuerungsanlagen, Krematorien oder Anlagen zur Abfallverbrennung

Gegenstand verschiedener rechtlicher Regelungen in Deutschland und in Europa. Die Gesamtemissionen von Quecksilber in Europa konnten dadurch zwischen 1990 und 2000 um 60 % gesenkt werden (UNEP 2002). Seither sind die jährlichen Minderungsraten deutlich zurückgegangen. Für die einzelnen Länder in Europa werden variable Entwicklungen der Quecksilberemissionen vorhergesagt, das heißt es werden sowohl Zu- als auch Abnahmen prognostiziert. Auch über die RL 98/101/EG zur Anpassung der RL 91/157/EG über gefährliche Stoffe enthaltene Batterien und Akkumulatoren an den technischen Fortschritt, die Richtlinie zu Quecksilbergehalten in Elektro- und Elektronikgeräten (RoHS) und durch das Verbot quecksilberhaltiger Fungizide wurden die Einträge gemindert. Die seit 1989 verbindliche Einführung von Amalgamabscheidern in Zahnarztpraxen (Anhang 50 Zahnbehandlung der Abwasserverordnung (AbwV)) hat zu einer deutlichen Senkung der Klärschlammbelastung mit Quecksilber geführt.

780. Zahlreiche Maßnahmen mit Blick grenzüberschreitende und gesamte Quecksilberemissionen auf der EU- und internationalen Ebene zeigen Wirksamkeit. Dazu gehören das Schwermetallprotokoll unter der UNECE-Konvention für grenzüberschreitende Luftverschmutzung (Convention on Long-Range Transboundary Air-Pollution – CLRTAP), die PIC-Rotterdam Konvention, das Basler Übereinkommen zur Regulierung grenzüberschreitender Abfallverbringung oder die OSPAR- und Helsinki-Konvention zum Schutz des Nordatlantiks und der Ostsee vor gefährlichen Stoffen und die Richtlinie über die Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU-Richtlinie). Mit dem Artikelgesetz vom 27. Juli 2001 wurden die Anforderungen der IVU-Richtlinie in deutsches Recht umgesetzt.

8.7.5 Maßnahmen der Chlor-Alkali-Industrie

781. Ein Industriesektor, dem in der Diskussion zu wirksamen Maßnahmen wegen der Verwendung von reinem Quecksilber besondere Aufmerksamkeit zukommt, ist die Chlor-Alkali-Industrie. Die emissionsbeschränkenden Regulierungen (Tz. 782) wurden frühzeitig von freiwilligen Aktionen des Europäischen Verbandes der Chlor-Alkali-Industrie (Euro Chlor) im Sinne des responsible care begleitet. Diese umfassen eine Ausstiegsverpflichtung aus dem Amalgamverfahren und sonstige technische Maßnahmen zur Reduzierung der Quecksilberemissionen (ROTHERT 2005; VCI 2006).

In Westeuropa wurden im Jahr 2005 etwa 55 % des erzeugten Chlors, der Natronlauge und des Wasserstoffs nach dem Amalgamverfahren hergestellt, das ein flüssiges Quecksilberband als Kathodenmaterial benutzt. Die dabei erzeugten Produkte Chlorgas und Natronlauge haben eine hohe Qualität und können dementsprechend als Rohstoffe für weitere chemische Synthesen verwendet werden. Quecksilberfreie Herstellungsalternativen sind das Diaphragmaverfahren, das wegen der Verwendung von Asbest nicht bevorzugt wird, und das Membranverfahren, das für Neuanlagen der

Stand der Technik ist. Für die Produktion von Spezialitäten wie Alkalialkoholate, Natriumdithionit, hochreine Kalilauge sowie Natrium ist allerdings das Amalgamverfahren weiterhin unverzichtbar (VCI 2003).

782. In Deutschland bestand Ende 2005 eine Produktionskapazität von rund 4,4 Mio. t Chlor pro Jahr, von denen rund 1,2 Mio. t (ca. 26 %) mit dem Amalgamverfahren, 1,1 Mio. t (ca. 26 %) mit dem Diaphragmaverfahren und rund 2,1 Mio. t Chlor (ca. 48 %) mit dem Membranverfahren erzeugt wurden. Seit 1998 sind vor allem bei Erweiterungsvorhaben Umrüstungen auf das Membranverfahren an neun Standorten erfolgt. In bestehenden deutschen Amalgamanlagen konnten die Quecksilberemissionen in Produkte, das Abwasser und die Abluft von 1972 (108,8 t Hg/a) bis 2003 (1,2 t Hg/a) um fast 99 % reduziert werden (VCI 2006). Auch in Westeuropa konnten mit umfangreichen Investitionen die Quecksilberemissionen seit 1977 (221 t Hg/a) bis 2003 (5,8 t Hg/a) um 97 % reduziert werden. Weltweit werden die Quecksilberemissionen aus dem Amalgamverfahren für 2000 auf 87 t Hg/a geschätzt (VCI 2006). Es wird erwartet, dass sich der weltweite Bedarf an Quecksilber für Chlor-Alkali-Anlagen durch Umstellung der Technologie bis 2020 auf unter 300 t/a verringern wird (MAXSON 2004). Gegenwärtig enthalten die in der EU für die Chlor-Alkali-Elektrolyse genutzten Quecksilberzellen circa 12 000 bis 15 000 t Quecksilber (Euro Chlor 2006).

Auch für bestehende Chlor-Alkali-Anlagen gilt nach §67 Abs. 5 Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) die Pflicht zur Anwendung der Besten Verfügbaren Technik (BVT) spätestens seit dem 30. Oktober 2007.

Im BVT-Merkblatt zur Chlor-Alkali-Industrie wird als „BVT“ die Membrantechnologie zur Herstellung von Chlor und Natronlauge betrachtet (UBA 2001).

Das Europäische Parlament forderte die Europäische Kommission auf, sofort für die strikte Einhaltung der IVU-Richtlinie zu sorgen, dabei stützt sich das Europäische Parlament auf die Empfehlung der Paris-Kommission (PARCOM decision 90/3 of 14 June 1990 on reducing atmospheric emissions from existing chlor-alkali plants), alle Amalgam-Anlagen aus Gründen des Umweltschutzes spätestens bis zum Jahr 2010 stillzulegen. Seitens des Verbandes der Chlor-Alkali-Industrie wird angestrebt, die noch bestehenden Anlagen bis 2020 weiter zu betreiben. Er stützt sich dabei auf das Argument, dass diese noch bestehenden Anlagen ohnehin inzwischen sehr geringe Emittenten seien, sowie auf den Verweis, dass die PARCOM-Empfehlungen keine rechtliche Bindungswirkung entfalten.

8.7.6 Produktion, Bedarf und Handel

Quecksilberproduktion

783. Quecksilber wird noch in zehn Ländern bergmännisch gewonnen, insbesondere in Kirgisistan, China und Algerien. Im einzigen europäischen und weltweit größten reinen Quecksilberbergwerk unweit des spanischen Ortes Almadén (im Unternehmen MAYASA) wurden noch im Jahr 2003 745 t abgebaut. 2004 wurde die Produktion eingestellt, doch sammelt das Unternehmen MAYASA Quecksilber aus stillgelegten Anlagen der westeuropäischen Chlor-Alkali-Industrie und aus anderen Quellen und vertreibt es an internationale Abnehmer (hauptsächlich in Entwicklungsländer) (MAXSON 2006). Der primäre Quecksilberabbau in China betrug 612 t (2003) sowie > 700 t (2005) und in Kirgisien 397 t (2003) sowie 600 t (2005). Quecksilber wird auch als Begleitkomponente von Nichteisenmetallerzen (hauptsächlich Cu, Zn, Pb) und bei der Erdgasgewinnung gefördert und fällt bei der Aufarbeitung daher als Sekundärrohstoff an. Bekannt ist beispielsweise, dass allein in einer finnischen Zinkproduktionsanlage 50 bis 70 t Quecksilber pro Jahr als Nebenprodukt anfallen. Das aus der Nordsee geförderte Erdgas hat eine vergleichsweise hohe Quecksilberkonzentration und daher werden in den Niederlanden bei der Behandlung von Nordsee-Erdgas ungefähr 10 t Quecksilber produziert (Europäische Kommission 2002b). Die höchsten Konzentrationen wurden mit 4 400 µg/m^3 im deutschen Erdgas gemessen.

Detaillierte Informationen über die Gewinnung aus Nebenprodukten sowie die durch Rückgewinnung oder Wiederverwertung in Europa erzeugten Quecksilbermengen liegen nicht vor.

Bedarf

784. Quecksilber spielt immer noch eine herausragende Rolle in der Chlor-Alkali-Industrie zur Herstellung von Chlor und Natronlauge nach dem Amalgamverfahren. In der Medizintechnik und Messtechnik sind quecksilberhaltige Geräte weitgehend durch andere Techniken ersetzt worden. Quecksilber und Quecksilberchlorid kommen für die Herstellung von Elektroden sowie Elektrogeräten, Relais, Schaltern und Sicherungen sowie Quecksilberbogen und Quecksilberdampfröhren zum Einsatz, die allerdings seit 2006 weitgehend substituiert werden müssen. Quecksilberhaltige Batterien, die eine geringe Neigung zum Auslaufen oder zur Explosion haben, dürfen seit 2001 nach der Batterieverordnung (BattV) nicht mehr in Verkehr gebracht werden. Es werden nur noch geringe Beimengungen in kleinen Batterien oder bei Knopfbatterien geduldet.

785. Im zahnärztlichen Füllungswerkstoff Amalgam besteht die gebrauchsfertige Anmischung zu 44 bis 51 % (w/v) aus elementarem Quecksilber und darüber hinaus aus den Metallen Silber, Kupfer und Zinn. In der Regel kommen sogenannte γ_2-freie

Amalgame (hier ist der Kupferanteil im Legierungspulver erhöht, der Silberanteil niedriger) zur Anwendung, die gegenüber älteren Mischungen weniger Quecksilber aus dem Kristallgefüge freisetzen. In Abhängigkeit von der Größe der Kavität (Hohlraum) werden pro Füllung etwa 0,4 bis 1,0 g Quecksilber verwendet, das im Mittel zu etwa 0,35 g in der Kavität verbleibt, während der Rest im Rahmen der Ausarbeitung der Füllung als Abfall oder nicht verbrauchte Restmenge anfällt.

786. Grundsätzlich bezeichnet Amalgamieren die Eigenschaft des flüssigen Quecksilbers, mit den unterschiedlichsten Metallen Legierungen eingehen zu können, sodass diese Eigenschaft technisch zur Goldgewinnung genutzt wird (für das „artisanal goldmining"). Durch Erhitzen wird Quecksilber aus der Legierung vollständig ausgetrieben und gefährdet die Arbeiter. Das Quecksilber gelangt vollständig in die Atmosphäre sowie in die Flüsse. Trotz nationaler Verbote wird dieses Verfahren seit 1970 wegen des gestiegenen Goldpreises und der unverändert schwierigen sozioökonomischen Bedingungen in den betroffenen Gebieten wieder verstärkt eingesetzt, zum Beispiel in China oder in Brasilien (Amazonien) (VEIGA 1997).

787. Die Gesamtnachfrage nach Quecksilber liegt in der EU bei 440 t/a (Stand: 2005) einschließlich der mit Produkten importierten Menge. Der größte Verbraucher von metallischem Quecksilber in der EU ist die Chlor-Alkali-Industrie mit etwa 190 t in 2005. An zweiter Stelle in der EU steht die Verwendung in zahnmedizinischem Amalgam mit jährlich 90 t. Andere bedeutende Nutzungen liegen in medizinischen Mess- und Kontrollbereichen, dazu gehören Thermometer und Blutdruckmessgeräte (s. Tab. 8-12).

Tabelle 8-12

EU-25 und der weltweite Quecksilberverbrauch nach Sektoren (2005)

Anwendungen	**Globale Nachfrage [t]**	**EU-25 Markt Nachfrage [t]**
Goldgewinnung	1 000	5
Chlor-Alkali	619	190
Batterien	400	20
Zahnamalgam	270	90
Messtechnik und Kontrollgeräte	150	35
Lampenindustrie	120	35
Elektrik und Elektronik	140	35
VCM (Vinylchlorid-Monomer)	700	Wahrscheinlich Null
Andere Nutzungen	40	30
Gesamt	3 439	440
Quelle: Euro Chlor 2006; MAXSON 2006		

Handel

788. Europa ist weltweit der Hauptexporteur von Quecksilber. Die Gesamtquecksilberexporte sind in der EU-25 von 2000 bis 2004 um circa 50 % zurückgegangen (s. Tab. 8-13). Der Rückgang in der EU-25 ist in erster Linie auf die wesentliche Reduzierung oder die Substitution des Quecksilbergehalts in regulierten Produkten (Farbe, Batterien, Schädlingsbekämpfungsmittel) und den Verfahren (zur Chlor-Alkali-Herstellung usw.) sowie auf eine allgemeine Verlagerung der Herstellung von Quecksilberprodukten (Thermometer, Batterien usw.) aus den EU-25-Ländern in Drittländer zurückzuführen. Abnehmer sind insbesondere die Entwicklungsländer (MAXSON 2006).

Tabelle 8-13

Quecksilberexporte der wichtigsten europäischen Exportländer (EU-25) in den Jahren 2000 bis 2004

Land	2000	2001	2002	2003	2004
	Quecksilber [t]				
Deutschland	128	162	125	93	69
Niederlande	272	312	292	145	228
Spanien	850	648	730	678	444
Großbritannien	255	259	47	70	24
Andere	111	89	455	123	59
Gesamt	1 616	1 470	1 648	1 110	824
Quelle: MAXSON 2006					

8.7.7 Quecksilberstrategie der Europäischen Kommission

789. Die Europäische Kommission hat bereits 2002 einen Bericht zum Umgang mit dem in der Chlor-Alkali-Industrie frei werdenden Quecksilber veröffentlicht (Europäische Kommission 2002b), auf dessen Grundlage von der Generaldirektion Umwelt ein Vorschlag für eine Strategie zum Schutz der menschlichen Gesundheit und der Umwelt vor Quecksilberfreisetzungen erarbeitet wurde (Europäische Kommission 2005b). Dabei sollte der Lebenszyklus betrachtet und Fragen im Zusammenhang mit Produktion, Verwendung, Abfallbehandlung und Emissionen behandelt werden. Die Schlussfolgerungen aus der Mitteilung der Europäischen Kommission „Gemeinschaftsstrategie für Quecksilber“ (Europäische Kommission 2005b) wurden vom Europäischen Rat sowie dem Europäischen Parlament akzeptiert und hinsichtlich der dort vorgeschlagenen Maßnahmen sogar Verschärfungen angemahnt. Danach sollten das Verbot der Quecksilberverwendung in bestimmten technischen Sektoren oder die Umsetzung einer sicheren Lagerung von metallischem Quecksilber sowie ein EU-Ausfuhrverbot für

Quecksilber, das in Goldminen verwendet werden könnte, mit einem stringenteren Zeitplan umgesetzt werden.

Ziele der Quecksilberstrategie

790. Das zentrale Ziel der Strategie ist die Verringerung der Quecksilberbelastung von Mensch und Umwelt. Insbesondere sollen die Expositionen des Menschen gegenüber dem in Fischen, Muscheln und Krustentieren enthaltenen Methylquecksilber reduziert werden. Aufgrund der hohen Persistenz von Quecksilber und seiner Verbindungen in den marinen Ökosystemen wird dieses Ziel erst in Jahrzehnten erreicht werden. Die EU hat bereits zahlreiche Maßnahmen zur Verringerung der Verwendung und der Freisetzung von Quecksilber getroffen, die durchaus wirksam sind. Es wird immer drängender, die vollständige Umsetzung bestehender Maßnahmen durch die Mitgliedstaaten und Fortschritte auf globaler Ebene zu erreichen. Der Schutz von Mensch und Umwelt soll durch eine Verringerung von Angebot und Nachfrage und durch Regelungen zum langfristigen Umgang mit Quecksilberüberschüssen bzw. deren langfristiger Lagerung erzielt werden. Letztendlich sollen dadurch die Quecksilberproblematik in ihrer gesamten Komplexität und mögliche Lösungen besser zugänglich gemacht werden. Die EU strebt mit ihrer Strategie eine Vorreiterrolle bei internationalen Maßnahmen an.

Maßnahmen innerhalb der Strategie

791. Der Vorschlag der Europäischen Kommission für eine Quecksilberstrategie adressiert mehrere als besonders bedeutsam für eine wirksame Minderung der Umweltbelastung angesehene Faktoren. Ein Emissionsminderungspotenzial wird auf Seiten der Großfeuerungsanlagen mit einer Kapazität von über 50 MW und der Kohlefeuerung gesehen. Der freie Handel von Quecksilber auf dem Weltmarkt soll durch Drosselung des Angebots beeinflusst werden. Die EU trägt mit einer jährlichen Nettoausfuhr von etwa 1 000 t zum weltweiten Angebot von 3 600 t pro Jahr bei und dieser Beitrag soll schrittweise auf null reduziert werden. Die technische Nachfrage von Quecksilber, zum Beispiel in der chemischen Industrie, Goldgewinnung, Elektronik oder für Zahnfüllmaterial, soll durch Prüfung der Verwendungszwecke auf Verzichtsmöglichkeit, technische Optimierung oder Beschränkung gemindert werden. Quecksilberüberschüsse, die aufgrund von Umstellung in der Prozesstechnik frei werden, sollen sicher gelagert werden, und diese Maßnahme soll auch zur Minderung des im Handel zirkulierenden Quecksilbers beitragen. Die Exposition des Verbrauchers über die Ernährung soll hinsichtlich möglicher Schutzlücken und Informationsdefizite für empfindliche Personen evaluiert werden, um diese Lücken und Defizite zu schließen. Die Bemühungen der EU um die Verbesserung der globalen Belastungssituation soll durch Förderung internationaler Maßnahmen mit dem Ziel der Verringerung der Emissionen flankiert

werden. Hier liegt der Fokus auf der Kohleverbrennung, der Verwendung von quecksilberhaltigen Pestiziden, dem Gebrauch quecksilberhaltiger Batterien und insbesondere dem Gebrauch von Quecksilber bei der Goldgewinnung. Nachstehend werden für jedes Ziel die von der Europäischen Kommission vorgeschlagenen Maßnahmen beschrieben (s. Tab. 8-14).

Tabelle 8-14

In dem Vorschlag der Europäischen Kommission für eine Quecksilberstrategie genannte Maßnahmen

Ziel	Maßnahme
Emissionsminderung	– Anwendung der "Besten Verfügbaren Techniken" (BVT) in den Anlagen – Analyse der Auswirkungen der IVU-RL auf die Emissionen – Bereitstellung von Informationen über die Freisetzung von Quecksilber – Verminderung der Quecksilberemissionen aus der Kohleverbrennung – Behandlung des zahnmedizinischen Amalgamabfalls
Verringerung des Angebots	– Primärproduktion in der EU einstellen – Marktwiedereintritt von Quecksilberüberschüssen verhindern Quecksilberexport aus der EU bis 2011 schrittweise verbieten
Verringerung der Nachfrage	– Bewertung der Gesundheits- und Umweltrisiken durch Amalgam – Stärkere Beschränkung des Inverkehrbringens elektronischer Mess- und Kontrollinstrumente mit Quecksilbergehalt – Prüfung der verbliebenen Produkte mit Quecksilber auf Erfordernis
Überschüsse und Reservoire	– Lagerung von Quecksilber im Zusammenhang mit dem Ausfuhrverbot ab 2011 – kurz- und mittelfristige Klärung der Maßnahmen für bereits in Nutzung befindliche Produkte mit Quecksilber
Schutz vor Exposition	– Untersuchung der Auswirkungen der Quecksilberaufnahme durch den Verzehr von Meeresfrüchten – Bereitstellung von Informationen über Quecksilber in der Nahrung
Verbesserung der Kenntnisse	– Fortsetzung der Quecksilberforschung im 7. FTE-Rahmenprogramm für Forschung und Technologieentwicklung
Förderung internationaler Maßnahmen	– Förderung von EU-Projekten mit Drittländern zur Verringerung des Quecksilberproblems – Erstellung eines EU-Finanzierungsplans zur Verringerung der Quecksilberemissionen aus Kohleverbrennung in China, Indien und Russland – PIC- (Prior Informed Consent Procedure for Certain Hazardous Chemicals and Pesticides in International Trade) Verfahren für Quecksilber – Unterstützung des UNECE-Abkommens über weiträumige grenzüberschreitende Verschmutzung bezüglich Schwermetalle – EU-Unterstützung für das Quecksilber-Programm des UNEP – globale Verringerung von Quecksilber im Goldbergbau (UNDP/GEF/UNIDO*-Projekt) – Bemühen um weltweiten Ausstieg aus der Primärproduktion

*UNDP = United Nations Development Programme, GEF = Global Environment Facility, UNIDO = United Nations Industrial Development Organization

SRU/UG 2008/Tab. 8-14; Datenquelle: Europäische Kommission 2005b

792. Einige in dem Strategievorschlag genannte Maßnahmen wurden bzw. werden bereits legislativ umgesetzt. Beispielsweise wurde die Verwendung von quecksilberhaltigen Messinstrumenten mit der RL 2007/51/EG vom 25. September 2007 zur Änderung der RL 76/769/EWG hinsichtlich der Beschränkung des Inverkehrbringens bestimmter quecksilberhaltiger Messinstrumente beschränkt. Quecksilber darf zukünftig in zum Verkauf an die breite Öffentlichkeit bestimmten Messinstrumenten wie Fieberthermometern, Barometern oder Blutdruckmessgeräten nicht mehr enthalten sein und nicht mehr in Verkehr gebracht werden. Ausgenommen von dem Verbot bleiben Messgeräte, die älter als fünfzig Jahre alt und damit als Antiquitäten oder Kulturgüter einzustufen sind. Derzeit verwendete Messinstrumente sollen der Richtlinie zufolge „allmählich aus dem Verkehr gezogen“ und durch andere Geräte ersetzt werden.

Des Weiteren zu nennen ist der Verordnungsvorschlag zum Verbot der Ausfuhr von Quecksilber (ab dem 1. Juli 2011) und die sichere Lagerung von metallischem Quecksilber aus der Chlor-Alkali-Industrie, der Erdgasreinigung und der Förderung von Nichteisenmetallen (Europäische Kommission 2006d). Das Europäische Parlament hat sich in erster Lesung für strengere Regeln beim Export von Quecksilber ausgesprochen. Fragen zur Ausdehnung des Anwendungsbereiches, zum Export- und Importverbot bereits zu einem früheren Zeitpunkt, zur sicheren Lagerung oder zu einem System für die Rückverfolgung des Quecksilberhandels wurden durch die Änderungsanträge der Mitgliedstaaten zum Verordnungsvorschlag der Kommission im Rat diskutiert. Der Rat hat am 20. Dezember 2007 einen Gemeinsamen Standpunkt zum Vorschlag der oben genannten Verordnung angenommen.

8.7.8 Fazit und Empfehlung

Fazit

793. Die Besonderheit der Quecksilberbelastung der Umwelt liegt in den physikalisch-chemischen Grundeigenschaften, dem Verhalten und Verbleib in der Umwelt und in der breiten, historisch weit zurückreichenden technischen Nutzung. Quecksilber aus regionalen Quellen wirkt sich auf Dauer global aus, denn Quecksilber ist verdunstungsfähig und seine Ausbreitung in der Atmosphäre ist daher zwangsläufig. Die natürlichen mineralischen, nicht flüchtigen Quecksilberformen werden durch Verbrennung bzw. den Abrauch in die Atmosphäre freigesetzt. Der derzeit existierende mobile, globale Quecksilberpool spiegelt daher den aktuellen, aber auch den historischen Gebrauch wider und ist ein Sonderbeispiel für einen Schadstoffkreislauf. Jeder Neueintrag aus direkter oder indirekter Förderung, aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe und aus der diffusen Verbreitung quecksilberhaltiger Produkte durch den Abfallpfad verstärkt den globalen Schadstoffkreislauf zusätzlich.

794. Die gesundheitliche Relevanz des zirkulierenden Quecksilberpools wird weitgehend durch den Anteil bestimmt, der in den Wasserkörper eintritt und dort nach Biomethylierung in den aquatischen Systemen das Nahrungsnetz erreicht. Über Fische, Krustentiere und Muscheln, die zur menschlichen Ernährung oder zur Fütterung (z. B. Aquakulturen) eingesetzt werden, wird biomethyliertes Quecksilber aufgenommen, das nachweislich am Menschen gesundheitsschädlich und entwicklungstoxisch wirken kann. Die nach Bewertung aller derzeit bekannten humantoxikologischen Daten als unbedenklich eingestufte Quecksilberbelastung über den Verzehr von Meeresfrüchten wird bereits jetzt von etwa 1 bis 5 % der europäischen Bevölkerung überschritten. Da die Zeit zwischen Eintrag von Quecksilber beziehungsweise seinen Oxiden in den Wasserkörper und der Belastung insbesondere von Organismen am Ende der Nahrungskette in kalten Meeren etwa 10 bis 15 Jahre beträgt, sind die zukünftigen Belastungen der Meere bereits jetzt im globalen zirkulierenden Pool vorhanden.

795. Die Europäische Quecksilberstrategie will einen substanziellen Beitrag zur Minderung der globalen Quecksilberbelastung leisten. Der dabei eingeschlagene Weg, durch Lebenszyklusanalysen und integrierende Bewertung der gesamten Kette von Produktion, Handel, technischer Gebrauch und Abfallbehandlung zu einer Prioritätensetzung im Maßnahmenkatalog zu kommen, ist zielgerichtet und dem Grundproblem angemessen. Auch die Einbeziehung einer besseren Informationspolitik und das Ziel, zu einer internationalen Aktivität zur Emissionsminderung beizutragen und dabei eine führende Rolle einzunehmen, sind sehr zu begrüßen.

Durch die bereits ergriffenen Maßnahmen können deutliche Fortschritte bei der Minderung der Emissionen und der Abfallbelastung sowie der Verringerung quecksilberhaltiger Produkte erzielt werden (s. Tz. 779). Einige legislative Maßnahmen, zum Beispiel die Einführung emissionsmindernder Technologien in Krematorien oder die Überwachung der Behandlung von Dentalamalgamabfällen sowie weitere Reduzierungen der Quecksilberemissionen aus Großverbrennungsanlagen, stehen allerdings noch aus. Der Neueintrag von Quecksilber in den globalen Kreislauf kann nur durch eine entschlossene Vorgehensweise zur Eindämmung des Handels mit Quecksilber und der Begrenzung der Freisetzung aus Gas- und Kohleverbrennung gesenkt werden. Hingegen ist eine wirkliche Minderung des globalen Pools nur im Abfallpfad denkbar. Viele in dem Strategievorschlag genannte Maßnahmen sind allgemein gehalten und die konkrete Ausgestaltung liegt bei den einzelnen Mitgliedstaaten, die sich ihrer Verantwortung bewusst sein müssen. Bis Ende 2010 soll die Quecksilberstrategie einer Gesamtbewertung bezüglich der erzielten Forschritte unterzogen werden.

Empfehlungen

796. Die prioritären Aktionen müssen auf weitere Emissionsminderung, gezielte Eingriffe in die für den Handel zur Verfügung stehenden Mengen, Verzicht auf quecksilberabhängige Technologien, für die es sichere alternative Verfahren gibt, und auf eine Intensivierung der Bemühungen zur Minderung der Exposition gerichtet sein. Die Belastung der Umwelt mit Quecksilber ist ein globales Problem und einzelstaatliche Initiativen können nicht die notwendige Wirkung entfalten.

- Das Potenzial zur Quecksilberemissionsminderung durch Aufreinigung von Industrieabgasen ist in Deutschland weitgehend ausgeschöpft. Hingegen ist die Emission bei der Kohle- und Erdgasverbrennung in kleinen Feuerungsanlagen zu hoch. Das in industriellen Chlor-Alkali-Anlagen der EU vorhandene Quecksilber in Mengen von 12 000 bis 15 000 t kann durch den weitgehenden Verzicht auf das Amalgamverfahren deutlich gemindert werden. Der Ausstieg sollte daher forciert werden und deutlich vor dem von der Chlor-Alkali-Industrie avisierten Termin 2020 liegen. Er sollte sich an die Empfehlung der PARCOM von 1990 anlehnen, die für eine Einstellung des Amalgamverfahrens wegen der Quecksilberproblematik bis zum Jahr 2010 plädiert. Das eigentliche Emissionsrisiko liegt weniger im Betrieb technisch moderner Anlagen als im Rückbau alter Anlagen. Bei der Revision des BVT-Merkblattes der Chloralkali-Industrie 2008 sollten die Restlaufzeiten der Amalgamanlagen festgeschrieben werden. Während der verbleibenden Restlaufzeiten von Amalgamanlagen sollten weitere Maßnahmen zur Minderung der Quecksilberemissionen beim Umgang, beim Transport, bei der Lagerung, bei der Behandlung und der Entsorgung von quecksilberhaltigen Abfällen ergriffen werden.
- Die Verringerung des Quecksilberangebots durch das vorgeschlagene europäische Verbot der Ausfuhr und durch die sichere Lagerung von metallischem Quecksilber sollte zu einem möglichst frühen Zeitpunkt zum Tragen kommen (nicht erst 2011). Die betroffenen Firmen sollten ermutigt werden, bis zum endgültigen Exportverbot alles zu tun, um die Ausfuhr auf ein Minimum zu beschränken. Das Ausfuhrverbot sollte auch für mineralische Quecksilberverbindungen gelten, die relativ leicht in elementares Quecksilber umgewandelt werden können, und für Produkte, die Quecksilber enthalten und innerhalb der EU nicht verkauft werden dürfen. Das in der Diskussion stehende Einfuhrverbot für metallisches Quecksilber und für Quecksilberverbindungen ist sehr zu begrüßen, da innerhalb der EU ohnehin das Problem des überschüssigen Quecksilberpools besteht. Es fehlt ein System für die Rückverfolgbarkeit des Quecksilberhandels innerhalb der EU und mit Drittstaaten, um Entwicklungen, die dem Verbot zuwiderlaufen, ermitteln zu können.
- Die Verringerung der Nachfrage von Quecksilber ist durch Anwendungsbeschränkungen und Substitutionen von Produkten in Europa und in

Deutschland bereits erfolgreich angestoßen worden. Die globalen Emissionen können durch alleinige Maßnahmen in der EU nicht wirksam gemindert werden. Daher muss der technische Gebrauch von Quecksilber im Goldbergbau, in der Batterieherstellung und in der Chlor-Alkali-Industrie weltweit rechtsverbindlich auf das unabdingbare Mindestmaß begrenzt werden. Fortschritte auf globaler Ebene sind sachlich unabdingbar. Die EU ist hier politisch gebunden. In den Jahren 2002 und 2005 hat sie in politischen Ratsschlussfolgerungen festgehalten, dass es eines internationalen rechtsverbindlichen Instrumentes zu Quecksilber („legally binding instrument“ (LBI)) bedarf.

- Die Lagerung von anfallendem flüssigem Quecksilber muss in dafür geeigneten Einrichtungen erfolgen, die insbesondere einen Schutz vor Verdunstung bieten. Marktfähige Verfahren zur Bindung von flüssigem Quecksilber in Gestein werden derzeit entwickelt. Daher ist zunächst eine zeitlich befristete Lagerung zu bevorzugen. Die annähernd 12 000 bis 15 000 t an überschüssigem Quecksilber aus der Chlor-Alkali-Industrie der EU haben ein Volumen von etwa 900 bis 1 100 m³.
- Der Schutz vor Exposition gegenüber Quecksilber beim „artisanal goldmining“ in kleinmaßstäblichen Goldminen ist eine vordringliche internationale Aufgabe, auch um die Freisetzung von derzeit etwa 1 000 t/a zu verhindern. Alternative Fördertechniken müssen initiiert und es müssen finanzielle Hilfen zum Ausstieg aus diesen in hohem Maße gesundheits- und umweltschädlichen Verfahren bereitgestellt werden.
- Durch Förderung auch rechtsverbindlicher internationaler Maßnahmen sollte die EU eine führende Rolle beim weltweiten Ausstieg aus der Primärproduktion von Quecksilber einnehmen und ihren Verpflichtungen bei der Umsetzung auch sonstiger mitbetroffener internationaler Vereinbarungen und Projekte (z. B. PIC-Konvention, UNEP Mercury Prozess sowie -Programm, UNIDO-GEF (United Nations Industrial Development Organisation, Global Environment Facility) mit Nachdruck nachkommen.

8.8 Zusammenfassung

Erweiterte Aufgaben zum Schutz der Umwelt

797. Bei der Herstellung, dem Transport und der Anwendung chemischer Substanzen können Schäden für Mensch und Umwelt verursacht werden. Die dafür relevanten Wirkschwellen und Begleitumstände sind vor allem für die Arbeitswelt und für Unfallszenarien durch systematische Prüfung weitgehend bekannt. Die Substanzen verbleiben aber auch in der Weiterverarbeiter-, Nutzer- und Abfallkette und können dadurch Folgewirkungen für die Gesundheit der Verbraucher der Produkte und für Ökosysteme

haben, die von den Erfahrungen aus der Arbeitswelt und aus der Abwehr von Schäden nach Unfällen abweichen.

798. Die Nutzungszusammenhänge für chemische Substanzen sind insgesamt sehr komplex und ein unterschiedliches Risikobewusstsein von Akteuren innerhalb der Nutzerkette sowie ihre Bereitschaft zum Handeln hat vorentscheidende Bedeutung für die langfristige Perspektive, ob Belastungen von Umweltmedien dauerhaft beherrscht werden können. Dies wirft die Frage nach den Methoden, Maßstäben und Konzepten auf, die bei einer vorsorgeorientierten Bewertung von Umweltrisiken genutzt werden können und sollen.

Verantwortung für Angemessenheit der Methoden

799. In der Stoffrisikobewertung wird der gefahrlose Umgang mit den Substanzen und den daraus entwickelten Produkten auf der Basis von möglichen Effekten definiert, die mit wissenschaftlich basierten Methoden und Bewertungsverfahren ermittelt werden. Insgesamt folgt die systematische Bewertung von Risiken für Mensch und Umwelt einem ausgereiften Konzept, das verschiedene Arbeitsebenen der Wirkungs- und Expositionsvorhersage kombiniert. In dieses Konzept geht ein, ob es aus der Erfahrung heraus Anhaltspunkte für bestimmte Wirkungen gibt und ob die Datenlage für eine Beurteilung ausreicht. Für die Erfüllung der speziellen Bewertungsaufgabe müssen allerdings frühzeitig Prioritäten in der Substanzauswahl aufgrund von Erfahrungen, der zu erbringenden Information und der vordergründig zu evaluierenden Wirkung gesetzt werden. Die zur Beurteilung der Nutzungsprofile zur Verfügung stehenden Daten sind dafür oft nicht vollständig oder nicht repräsentativ genug. Der Informationsmangel wird mit Abschätzungen und mit Modellierungen überbrückt und dabei kommen Korrekturfaktoren zur Anwendung, die aus konsensual in Fachgremien definierten Annahmen hervorgehen. Zur Abschätzung der Expositionshöhe werden verschiedene Anwendungssituationen sowie ihre geplanten und ungeplanten Folgen bei Regelanwendung einschließlich der erfahrungsgemäß stattfindenden Fehlanwendungen zusammengeführt.

Transparenz im Verfahren und Umsetzung

800. Das Spektrum der für eine Bewertung von Umweltrisiken durch Stoffe und Produkte anstehenden Aufgaben ist inzwischen breiter und diffiziler geworden, weil sich zwar die Einsichten über die Gesamtzusammenhänge der Substanzverbreitung und ihrer möglichen Wirkungen verbessert haben, die zu bewertenden Fakten dafür aber zum Teil widersprüchlich und dadurch nicht eindeutig genug oder die Daten (noch) zu lückenhaft sind. Aus Laboruntersuchungen werden für die Substanzen umfangreiche Datensätze zu einem weitgefächerten Katalog an Detailaspekten erzeugt, die zu einem Reichtum an Daten aber nicht notwendigerweise zu einem Reichtum an Informationen

bezüglich Umweltrisiken geführt haben (s. Flammschutzmittel, Pflanzenschutzmittel, Arzneimittel). Das Verhältnis zwischen Aufwand und Nutzen kann insbesondere beim Umgang mit Umweltrisiken nur gelingen, wenn sektorübergreifend Monitoring, Wirkungsbeschreibung, Nutzerinteressen und der Schutz der Umwelt zusammengeführt werden (s. Quecksilber, Arzneimittel, REACH). Dies ist bislang kaum gelungen, weil unterschiedliche Anforderungen hinsichtlich Standards und Regelungstiefen bestehen und eine Harmonisierung bislang noch nicht erreicht werden konnte.

801. Die Interpretation der wissenschaftlichen Datenlage ist bereits mit impliziten Wertungen behaftet, die durch Expertengremien auf verschiedenen Fachebenen, in den EU-Gremien und danach durch die nationalen Behörden, zusammengeführt werden. Auf dieser Grundlage müssen die nationalen Behörden entscheiden, welche Maßnahmen zum Schutz der Umwelt und des Menschen zu ergreifen sind. Dies ist für den Umgang mit Wissensdefiziten, die weiteren Forschungsbedarf anzeigen, sowie für den Umgang mit der Komplexität der Szenarien durchaus angemessen. Allerdings ist für den Erfolg unerlässlich, dass die Verfahren und Entscheidungsgründe transparent und sektorübergreifend verständlich sind. Die Akteure müssen über Kenntnisse und Kapazität der Risikokommunikation verfügen.

Entwicklung eines Risikodiskurses

802. Am Ende sind für das Risikomanagement Werturteile zu fällen, da sich ohne Wertung nicht sagen lässt, welcher Schutz vor Risiken „angemessen“ ist. Das Beispiel der Pflanzenschutzmittel zeigt deutlich, dass eine Minderung des Eintrags in die Umwelt nur über eine verstärkte Einbeziehung der Betroffenen – Anwender und Konsumenten – möglich ist. Offenbar ist es bislang noch nicht gelungen, die Anliegen eines verantwortungsvollen Umgangs mit Pflanzenschutzmitteln zu den eigenen Anliegen der Anwender zu machen und nachhaltig in ihre praktischen Entscheidungen zu implementieren. Entscheidungen, die im Risikomanagement zu früh oder zu spät, zu zurückhaltend, zu strikt oder mit nicht zutreffender Ursachenzuschreibung und damit falsch getroffen werden, haben zum Teil erhebliche Folgewirkungen. Sie können zu nicht mehr rückführbaren Handlungen und strategischen Entscheidungen führen und haben daher ein erhebliches Eigenrisiko.

803. Viele der im Risikodiskurs zu hantierenden Einzelfragen sind zu komplex, um unter Einbeziehung aller Akteure diskutiert und bewältigt werden zu können. Nur durch eine frühzeitige Öffnung des Diskurses mit Einbeziehung von Akteursebenen aus Entwicklung, Anwendung und Bewertung sowie eine Transparenz im Konzept können die für den verantwortungsvollen Umgang kritischen Problembereiche frühzeitiger erkannt und Lösungsansätze gegenseitig akzeptiert werden. Die Voraussetzung für den Erfolg ist, dass die für eine Entscheidung genutzten Daten über Standardverfahren generiert

werden, und dass die in der Risikobestimmung anzuwendenden Prinzipien einem bei den Beteiligten gegenseitig akzeptierten Standardverfahren folgen. Die Einbeziehung der Perspektive Betroffener kann dabei als eigenständige Expertise gelten und letztendlich im Abwägungsprozess zu einer besseren Entscheidung beitragen.

Empfehlungen

804. Eine sachadäquate Regulierung von Umweltrisiken sollte im Lichte des Gesagten folgendes berücksichtigen:

- Die wissenschaftliche Datenbasis sollte verstärkt auf ein Verständnis von Mechanismen zu den Wirkungen in der Umwelt ausgerichtet werden, um handlungsorientierte Einsichten in Problemlagen und zielgerichtete Maßnahmen zu gewinnen.
- Die Beurteilung von Umweltrisiken muss sich verstärkt auf ein Schema ausrichten, das bei der Bewertung von Umweltrisiken übergeordnete Zusammenhänge herausarbeitet und dabei auch die Grenzen von Substanzbewertungen aus den Gefahrstoffeinstufungen und Arbeitsplatz- und Verbraucherrisiken für die Umweltbewertung darlegt.
- Innerhalb expertenbasierter Entscheidungsverfahren sind die normativen Maßstäbe der Beurteilung transparent zu machen. In der praktischen Umsetzung müssen die Gründe für Beurteilungen von Umweltrisiken in der Debatte mit Nutzern und Betroffenen veranschaulicht und vermittelt werden. Dies erfordert in erster Linie Kapazitäten zum interdisziplinären Diskurs und für die Beteiligten Übung, Erfahrung und Kommunikationsfähigkeit in Form einer Art „Kompetenz-Label für Risikokommunikation“, insbesondere für Fachleute aus Wissenschaftsdisziplinen, Risikobewertung und Administration.

9 Lärmschutz

Botschaften

Die Bevölkerung leidet weiterhin unter einer hohen Lärmbelastung, wobei der Straßenverkehr die bedeutendste Belastungsquelle darstellt. Für einen wirksamen Gesundheitsschutz ist es unabdingbar, die Lärmgrenzwerte für Wohnnutzungen flächendeckend kurzfristig tagsüber auf 65 dB(A) und nachts auf 55 dB(A), mittelfristig auf tagsüber 62 dB(A) und nachts auf 52 dB(A) und langfristig auf tagsüber 55 dB(A) und nachts auf 45 dB(A) zu reduzieren.

Durch die Novellierung des Gesetzes zum Schutz gegen Fluglärm (FluLärmG) konnten in wesentlichen Bereichen Verbesserungen des Schutzes vor Fluglärm erreicht werden. Diese gehen maßgeblich auf die Herabsetzung der Grenzwerte für die Festsetzung der Schutzzonen und auf die Einführung einer Nacht-Schutzzone zurück. Unbefriedigend sind die nach wie vor zahlreichen Ausnahmen von den in der Tag-Schutzzone 1 grundsätzlichen Bauverboten. Noch wesentlich fragwürdiger ist die Zulässigkeit einer Bauleitplanung für den Wohnungsbau ebenfalls in der Tag-Schutzzone 1, die immerhin bei Bestandsflugplätzen mindestens 65 db(A) Außenpegel aufweist, bei Neu- und Ausbauflugplätzen jedenfalls mindestens 60 dB(A). Zur Gewährleistung der unter verfassungsrechtlichem Schutz stehenden menschlichen Gesundheit kommt daher nur eine restriktive Auslegung und Anwendung der auf das Bebauungsverbot bezogenen Ausnahmevorschriften in Betracht. Die ausgeweiteten Ansprüche auf den Ersatz von Aufwendungen für Schallschutzmaßnahmen am Bau werden durch eine zeitliche Staffelung der Anspruchsentstehung zum Teil unangemessen verzögert. Auch in Fällen von gesundheitsschädlichen Lärmbelastungen kann der Anspruch erst fünf Jahre nach der Festsetzung des Lärmschutzbereiches geltend gemacht werden. Gleiches gilt für den nunmehr erstmalig eingeführten Entschädigungsanspruch für fluglärmbedingte Beeinträchtigungen des Außenwohnbereiches. Die durch Änderung des Luftverkehrsgesetzes (LuftVG) eingeführte Abwägungsbeachtlichkeit der Grenzwerte für die Lärmschutzzonen im Rahmen der luftverkehrsrechtlichen Planfeststellung ist sachlich kontraproduktiv. Nach wie vor ist dagegen eine Luftverkehrslärmschutzverordnung nach dem Vorbild der 16. BImSchV (Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes) mit strikt verbindlichen Immissionsgrenzwerten dringend erforderlich.

Die in Umsetzung der Umgebungslärmrichtlinie der Europäischen Union im Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) neu gestaltete Lärmminderungsplanung steht vor ihrer praktischen Bewährungsprobe. Inzwischen ist die erste Stufe der Lärmminderungsplanung, nämlich die Lärmkartierung, mit der Entwicklung der strategischen Lärmkarten für die bedeutendsten Lärmquellen abgeschlossen worden.

Die Erträge der Kartierung bestätigen, dass große Teile der Bevölkerung erheblichen Umgebungslärmeinwirkungen ausgesetzt sind. Damit liegen die Herausforderungen für die zweite Stufe der Lärmminderungsplanung, nämlich die Entwicklung von Lärmaktionsplänen, offen zutage. Nun gilt es für die Planungsträger, klare und anspruchsvolle Zielsetzungen für eine Reduktion des Belastungsniveaus zu formulieren und in Koordination mit verschiedenen zuständigen Verwaltungsträgern eine angemessene, wirksame Instrumentierung dieser Ziele zu entwickeln. Die bisherigen Bemühungen der Planungsträger lassen allerdings viele Wünsche offen, sowohl hinsichtlich überzeugender, auch die Summationsproblematik der verschiedenen Umgebungslärmquellen in den Blick nehmender Zielsetzungen, wie auch hinsichtlich des Einsatzes wirksamer Maßnahmenbündel. Obwohl die Umsetzung einer anspruchsvollen gemeindlichen Lärmminderungsplanung die Lärmsituation deutlich verbessern kann, darf allerdings nicht verkannt werden, dass aufgrund der inhärenten Grenzen dieses Instrumentes weitere flankierende Maßnahmen insbesondere zur technischen Lärmminderung an der Quelle erforderlich sind. Insofern kommt es auf anspruchsvolle gesetzliche Regelungen an, die das technische Potenzial zur Lärmminderung unter anderem von Fahrzeugreifen und Motoren ausschöpfen, und die durch den EU-Gesetzgeber erlassen werden müssen.

9.1 Einleitung

805. Die Lärmbelastung der Bevölkerung ist weiterhin hoch. Verschiedene Erhebungen weisen darauf hin, dass in den letzten zehn Jahren in Bezug auf die Emissionen aus den relevanten Lärmquellen wenn überhaupt nur eine geringe Entlastung erreicht werden konnte (KUCKARTZ et al. 2006; LFU o. J.; UBA 2007a; ZEUS GmbH 2006). Das Umweltbundesamt (UBA) hat wiederholt, zum letzten Mal im Jahr 2006, eine repräsentative Umfrage zur Lärmbelästigung in Auftrag gegeben. Bei derartigen Umfragen ist zu berücksichtigen, dass das Lärmempfinden von sehr vielen unterschiedlichen Faktoren wie beispielsweise der Sensibilität, dem Problembewusstsein und der Tagesform beeinflusst wird. Trotzdem bieten diese Erhebungen die Möglichkeit, über das Lärmempfinden der Bevölkerung Rückschlüsse auf die Belastungslage zu ziehen, solange eine umfangreiche Erfassung der Lärmimmissionen nicht vorliegt (SCHRECKENBERG und GUSKI 2005). Die Ergebnisse der aktuellsten Umfrage belegen, dass der Straßenverkehr weiterhin an erster Stelle in Bezug auf störende Lärmquellen genannt wird, gefolgt von Nachbarschaftslärm und dem Fluglärm (Tab. 9-1). Immerhin 62 % der Bevölkerung fühlen sich durch den Straßenverkehr gestört oder belästigt. Andere repräsentative Umfragen, beispielsweise für das Land Hessen, kommen – insbesondere wenn die regionalen Besonderheiten mit berücksichtigt werden – zu ähnlichen Ergebnissen (ZEUS GmbH 2006; LUBW 2004). Inzwischen liegen die Ergebnisse der Lärmkartierungen der Ballungszentren in Deutschland vor, die die ge-

nannten Umfrageergebnisse bestätigen und zeigen, dass immer noch ein hoher Anteil der Bevölkerung relevant durch die genannten Lärmquellen belastet wird (s. Tz. 841 ff.).

Tabelle 9-1

Umfrageergebnis aus dem Jahr 2006 zur Lärmbelästigung der Bevölkerung nach Geräuschquellen

Geräuschquelle	Prozentualer Anteil der Befragten, die sich gestört und/oder belästigt fühlen*				
	äußerst	stark	mittelmäßig	etwas	überhaupt nicht
Straßenverkehr	4	9	21	29	38
Nachbarn	2	4	14	27	53
Flugverkehr	2	3	11	21	62
Industrie u. Gewerbe	1	2	8	14	74
Schienenverkehr	1	2	7	12	78

* An der Umfrage haben 2034 Personen teilgenommen, die nach dem Kriterium einer möglichst repräsentativen Zusammensetzung der deutschen Bevölkerung mit Hilfe eines Zufallsauswahlverfahrens ausgewählt wurden.

Quelle: KUCKARTZ et al. 2006

Im Bereich des Verkehrslärms ist mit Maßnahmen an den Lärmquellen – insbesondere hinsichtlich der Motorengeräusche – und des passiven Lärmschutzes einiges für eine Minderung der Lärmbelastungen unternommen worden. Allerdings wächst der Straßenverkehr weiterhin stetig an, so dass die technischen und baulichen Entwicklungen tendenziell kompensiert werden (SRU 2005). Auch die neueren Daten über die Verkehrsentwicklung bestätigen diese Entwicklung. So ist neben der stetigen Zunahme des Fahrzeugbestandes (13 % in den letzten zehn Jahren) ein Anstieg der Fahrten des motorisierten Individualverkehrs sowie der Beförderungsleistung zu verzeichnen (SRU 2005; Statistisches Bundesamt 2006). Eine im Jahr 2005 vom UBA veröffentlichte Studie bestätigt noch einmal, dass bei den Personenkraftfahrzeugen zwar die Antriebsgeräusche gemindert wurden, dies aber nur in geringem Maße zu einer Entlastung beiträgt, da im fließenden Verkehr die Lärmimmissionen insbesondere von den Reifen-Fahrbahngeräuschen dominiert werden (STEVEN 2005). Bei den Lastkraftwagen überwiegen dagegen auch im fließenden Verkehr die Antriebsgeräusche (SRU 2005).

Der Fluglärm wird in der Umfrage des Umweltbundesamtes zur Lärmbelästigung an dritter Stelle geführt und dies, obwohl nur ein Teil der Bevölkerung in unmittelbarer Nähe zu einem Flughafen lebt. 37 % der Befragten fühlen sich durch diese Lärmquelle gestört oder belästigt, was im Vergleich zu den Umfrageergebnissen aus dem Jahr 2004 einem Anstieg um 5 % entspricht (UBA 2005). Hierbei sind erwartungsgemäß in

Abhängigkeit zur räumlichen Nähe des Wohnortes zu einem Flughafen starke Schwankungen in Bezug auf den beeinträchtigten Anteil der Bevölkerung feststellbar (EIKMANN et al. 2005). Im Unterschied zum Straßenverkehr, der tagsüber eher eine kontinuierliche Geräuschbelastung erzeugt, sind Luftverkehrsgeräusche immer intermittierend.

Die Entwicklung der Fluglärmbelastung zeigt eine ähnliche Tendenz: Technische Fortschritte in der Lärmminderung stehen einem sehr deutlichen Zuwachs des Flugverkehrs gegenüber (SRU 2005; 2002). Beispielsweise nahmen in Deutschland von 1996 bis 2006 die Flugbewegungen um 36 % und die erbrachte Flugleistung (in km) auf deutschen Flughäfen um 49 % zu (persönliche Mitteilung des Statistischen Bundesamts, 29. Januar 2008).

Weitere relevante Lärmquellen sind der Schienenverkehr sowie Industrie und Gewerbe, die von 20 % bzw. 19 % der Befragten als störend empfunden wurden (KUCKARTZ et al. 2006). Schienenverkehr erzeugt in der Regel – ähnlich wie der Flugverkehr – kurzzeitige Schallimmissionen. Lärmbelästigungen entstehen in erster Linie durch Rollgeräusche, sowie Bremsen, Rangieren und akustische Signale. In Bezug auf den Schienenverkehr sind verschiedene Maßnahmenprogramme zum Lärmschutz auf den Weg gebracht worden (s. a. BMVBW 2005). Allerdings zeigt eine im Zeitraum zwischen den Jahren 1998 bis 2002 durchgeführte Messreihe für zahlreiche Bahnstrecken, dass die von den Betreibern erstellten Berechnungen zur Lärmbelastung nicht der tatsächlichen Belastung entsprechen. In vielen Fällen lagen die gemessenen Werte deutlich höher als die angegebenen Werte. Dies verdeutlicht den bestehenden Handlungsbedarf zusätzlich (HINTZSCHE 2003).

806. Wie bereits verschiedentlich erläutert kann Lärm nach den Erkenntnissen der Lärmwirkungsforschung zu vielfältigen Beeinträchtigungen und Schädigungen führen, die von Kommunikationsstörungen bis hin zu ernstzunehmenden Erkrankungen reichen (SRU 1999; 2002; 2004; 2005). Bei den genannten Lärmbelastungen stehen extraaurale Wirkungen entweder als akute Effekte in Form von Belästigung und Schlafstörungen oder als chronische Effekte – dokumentierbar anhand der Zunahme von Risikofaktoren – im Vordergrund. Besonders beachtenswert sind durch Lärm verursachte Schlafstörungen, die wahrscheinlich über weitgehend unspezifische autonome Reaktionen das Risiko für Herz-Kreislauf-Erkrankungen erhöhen können (SRU 2005; 2004; MASCHKE und HECHT 2005). So verursacht Lärm sympathikotone Erregungen (d. h. Erregungen, die den Sympathikus als Teil des vegetativen Nervensystems, welches die Organe steuert und kaum durch den Willen beeinflusst werden kann, betreffen) des autonomen Nervensystems mit mäßiger Zunahme von Herzschlagfrequenz, Gefäßwiderstand und Blutdruck und vermehrter Ausschüttung von Stresshormonen (Adrenalin, Noradrenalin, Cortisol). Diese zunächst funktionsgerechten un-

spezifischen Reaktionen werden direkt durch Lärm verursacht, also nicht durch Emotionen vermittelt, können durch diese aber verstärkt werden. Lärmwirkungen auch unterhalb der Aufwachschwelle können zu einer gesteigerten Aktivität des Hypothalamus-Hypophysen-Nebennierenrinde-Systems (HHN-System = zentrales Steuer- und Regelsystem zur funktionalen Koordination zwischen Zentralnervensystem und Hormonsystem) führen und eine gesteigerte Cortisolausschüttung auslösen. Bereits ab einem Dauerschallpegel (L_{Aeq}) von 35 dB(A) am Ohr des Schläfers und einem Maximalpegel (L_{Amax}) von 45 dB(A) können relevante Indikatoren für die Schlafqualität gestört werden. Derartige Störungen der endokrinen Regulationen physiologischer Abläufe sind während des Schlafes nicht kompensierbar (MASCHKE und HECHT 2005).

Auch wenn es weiterhin schwierig ist, einen kausalen Zusammenhang zwischen bestimmten Gesundheitseffekten und einer chronischen Lärmbelastung nachzuweisen, geben zahlreiche epidemiologische Studien sehr deutliche Hinweise auf einen Zusammenhang zwischen einem erhöhten Herz-Kreislaufrisiko und einer dauerhaften Lärmbelastung. So zeigt sich bei chronisch verkehrslärmbelasteten Personengruppen eine Zunahme des Risikos für Hypertonie (Bluthochdruck) und der Prävalenz für einen Herzinfarkt (BABISCH 2006; EIKMANN et al. 2005; MATTHES et al. 2006).

Eine von MASCHKE und HECHT (2003) im Jahr 2003 durchgeführte Auswertung verschiedener epidemiologischer Studien kommt zu dem Ergebnis, dass ein signifikanter Zusammenhang zwischen einer chronischen Lärmbelastung von mehr als L_{Aeq} 55 dB(A) außen am Tag sowie 50 dB(A) in der Nacht und der Entstehung von Hypertonie besteht. Im Hinblick auf verschiedene Studien, in denen Lärmbelastungen und ischämische, also auf die Verminderung oder Unterbrechung der Blutzufuhr zurückzuführende Herzerkrankungen untersucht wurden, kann eine Zunahme des Herzinfarktrisikos ab einem äquivalenten Dauerschallpegel am Tag oberhalb von 65 dB(A) außen als sehr wahrscheinlich angesehen werden (BABISCH 2004; SRU 2005). Eine vor kurzem vom UBA durchgeführte Meta-Analyse konnte einen Anstieg des Mykard-Infarkt (Herzinfarkt) Risikos sogar bereits ab einem Verkehrslärmpegel oberhalb von 60 dB(A) tagsüber zeigen (BABISCH 2006). Allerdings konnte ein signifikanter Zusammenhang erst ab einer Lärmbelastung am Tage von mehr als 70 dB(A) außen nachgewiesen werden. Ein Problem der in der Vergangenheit durchgeführten Studien ist das Fehlen ausreichender Daten zur Bestimmung der Lärmbelastung der untersuchten Personengruppen. Es besteht die Hoffnung, dass dieses Defizit mit den im Rahmen der Umgebungslärmrichtlinie erstellten Lärmkartierungen (s. dazu Tz. 830 ff.) behoben wird.

Auch in Bezug auf den Fluglärm wird eine Lärmexposition, die zu Schlafstörungen führt, als besonders gesundheitsrelevant eingestuft und mit möglichen kardiovaskulären Effekten in Zusammenhang gebracht (s. ORTSCHEID und WENDE 2000;

SCHRECKENBERG und MEIS 2006; SRU 2004, Tz. 627; 2002, Tz. 584). Bei einzelnen Fluglärmereignissen mit Maximalpegeln im Innenraum oberhalb von 50 dB(A) und/oder einem nächtlichen energieäquivalenten Dauerschallpegel innen oberhalb von $L_{Aeq(8h)}$ 30 dB(A) wird mit einer Zunahme der Wahrscheinlichkeit der Störung des Nachtschlafes insbesondere durch Aufwachreaktionen und damit verbundenen gesundheitlichen Beeinträchtigungen gerechnet (ORTSCHEID und WENDE 2000; SRU 2002). Eine kürzlich veröffentliche europäische Verbundstudie konnte einen signifikanten Zusammenhang zwischen der Langzeitexposition gegenüber Fluglärm und dem Risiko einer Bluthochdruckerkrankung nachweisen (JARUP et al. 2008). Andere Effekte wie zum Beispiel Belästigung oder auch die Minderung der Leistungsfähigkeit bei Kindern wurden ebenfalls dokumentiert und sind nicht zu vernachlässigen (KALTENBACH und BARTELS 2006; SCHRECKENBERG und MEIS 2006).

807. Diese aktuellen Entwicklungen der Lärmwirkungsforschung und die inzwischen vorliegenden Ergebnisse aus den Lärmkartierungen bestätigen erneut, dass eine deutliche Reduzierung des Lärms aus allen relevanten Quellen erforderlich ist. Die Lärmminderungspolitik der verantwortlichen Akteure auf allen Ebenen sollte darauf gerichtet sein, dass die Lärmbelastung in Wohngebieten tagsüber kurzfristig 65 dB(A) außen und nachts 55 dB(A) außen nicht übersteigt. Auf mittelfristige Sicht ist ein Präventionswert von jedenfalls tagsüber 62 dB(A) und nachts 52 dB(A) anzustreben. Geht man von einem erhöhten Herzinfarktrisiko bereits ab einer Dauerschallbelastung von 60 dB(A) aus, so ist dieser mittelfristig zu erreichende Zielwert jedoch entsprechend zu senken. Langfristig sollten für Wohngebiete Tageslärmpegel von 55 dB(A) und Nachtwerte von 45 dB(A) möglichst nicht überschritten werden (SRU 1999, Tz. 465; 2004, Tz. 664).

808. Im Hinblick auf die Regulierung des Lärmschutzes sind im Berichtszeitraum zwei bedeutsame Entwicklungen zu verzeichnen, die nachfolgend erörtert werden: Zum einen ist das seit 1971 unverändert geltende FluLärmG im Jahre 2007 durch das Gesetz zur Verbesserung des Schutzes vor Fluglärm in der Umgebung von Flugplätzen (BGBl. I, 06. Juni 2007, S. 986) (FluLärmSchutzVerbG) wesentlich novelliert worden. Außerdem wurde die rechtliche Umsetzung der Umgebungslärmrichtlinie der EU (RL 2002/49/EG – UmgebungslärmRL) mit dem Inkrafttreten der in das Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) eingefügten §§ 47a bis 47f im Juni 2005 (BGBl. I, 29. Juni 2005, S. 1794) sowie dem Erlass der Verordnung über die Lärmkartierung (34. BImSchV, BGBl. I, 15. März 2006, S. 516) im März 2006 abgeschlossen. Als erster Schritt der praktischen Umsetzung waren bis zum 30. Juni 2007 strategische Lärmkarten in Bezug auf besonders lärmintensive Quellen zu erstellen; für diese Lärmquellen sind bis zum 18. Juli 2008 Lärmaktionspläne zu erarbeiten, in denen unter anderem konkrete Maßnahmen zur Lärmreduzierung festzulegen sind.

9.2 Fluglärm

809. Das Luftverkehrsaufkommen steigt seit Langem erheblich. Nach der kurzfristigen Abnahme als Folge der Terroranschläge in den USA im September 2001 nimmt der Verkehr seit 2003 wieder kontinuierlich zu. Das Passagieraufkommen an den 17 internationalen deutschen Verkehrsflughäfen ist zwischen den Jahren 2003 und 2006 um über 14 Millionen Fluggäste angewachsen. Dies entspricht einem Anstieg um über 23 % (errechnet aus den Angaben des Statistischen Bundesamtes 2003, S. 326; 2004, S. 478; 2005, S. 432; 2006, S. 429). Auch das Luftfrachtaufkommen nimmt drastisch zu. So stieg beispielsweise der Luftfrachtumschlag auf dem Flughafen Frankfurt am Main zwischen den Jahren 2004 und 2007 von 1 750 996 t auf 2 095 293 t (Fraport 2008). Die Jahre 2005 und 2006 wurden angesichts der Steigerung der Flugzahlen von 5,4 % und 3,8 % gegenüber dem jeweiligen Vorjahr als „Jahr der Rekorde“ bzw. „Jahr der Spitzenwerte“ bezeichnet, wobei Deutschland das luftverkehrsreichste Land Europas ist (DFS 2006; 2007).

Mit dem Prosperieren des Luftverkehrssektors geht eine erhebliche Fluglärmbelastung einher (Tz. 805 f.). Durch technische Weiterentwicklungen konnten Fortschritte in der Lärmminderung am Fluggerät erreicht werden (DOBRZYNSKI 2003). Die Verkehrslenkung durch die Deutsche Flugsicherung ermöglicht zudem eine Reduzierung der Belastungen auf das notwendige Maß (MEVENKAMP 2003). Schließlich wird Lärmkonflikten im Rahmen der Raumordnung und Landesplanung vielfach vorgebeugt (ERBGUTH 2003; MÜLLER 2003).

810. Allerdings werden die so zu erzielenden Lärmminderungen durch den Anstieg der Flugzahlen insgesamt überkompensiert (SRU 2002, Tz. 582; 2004, Tz. 628). Wesentliche Aufgabe der Gesetzgebung ist es daher, der Problematik des wachsenden Luftverkehrs letztlich eine verträgliche Gestaltung zu verschaffen. Für die Planung von Flughäfen bzw. ihre wesentlichen Änderungen – etwa durch die Neuanlage von Landebahnen – fehlen rechtlich normierte Lärmgrenzwerte zum Schutz der Anwohner in der Flughafenumgebung. Gesetzlicher Maßstab zum Schutz der Anwohner ist gemäß § 9 Abs. 2 LuftVG seit 1958 – also nunmehr seit 50 Jahren – die „Sicherung der Benutzung benachbarter Grundstücke gegen Gefahren oder Nachteile“. Eine untergesetzliche Konkretisierung, wie sie im Umweltrecht verbreitet und für den Verkehrslärm – spät, aber immerhin – mit der 16. BImSchV geschaffen worden ist, fehlt für die Planfeststellung von Flughäfen nach wie vor (s. kritisch SCHULZE-FIELITZ 2003; KOCH 2002, S. 237 f.; SRU 2004, Tz. 659). Daher sah sich die Rechtsprechung dazu gezwungen, in einer umfangreichen Kasuistik derartige Grenzwerte zu konkretisieren, ohne allerdings dazu primär legitimiert zu sein. Neben dem insoweit defizitären LuftVG ist als zweites Regelwerk das seit 1971 bis vor kurzem unverändert geltende FluLärmG zu nennen, das bereits bei seinem Erlass als unzureichend kritisiert worden

ist. Seine Aufgabe war und ist es im Kern, die Flughafenanrainer mittelbar vor dem Lärm eines planfestgestellten Flughafens dadurch zu schützen, dass die Gemeinden in lärmbelasteten Gebieten, den so genannten Lärmschutzbereichen, keine Bauleitplanung für sensible Nutzungen, insbesondere Wohnnutzungen, betreiben dürfen und die Baugenehmigungsbehörden teilweise „empfindliche“ Bauvorhaben wie Wohnungsbauten nicht, teilweise nur mit Auflagen passiven Schallschutzes genehmigen dürfen (näher KOCH und WIENEKE 2003a; WYSK 2007, S. 245 f.). Das Verhältnis des FluLärmG zum LuftVG ist wie folgt zu bestimmen: Während die Schutznorm des § 9 Abs. 2 LuftVG den Lärm eines in Planung befindlichen Flughafens auf ein zumutbares Maß reduzieren will, soll das FluLärmG den Lärm eines zugelassenen Flughafens gegen Bebauungswünsche von kommunaler Seite und von den Bürgern durchsetzen und ein gewisses Maß an passivem Schallschutz gewährleisten. Diese gänzlich verschiedenen, aber einander grundsätzlich sachgerecht ergänzenden Funktionen der beiden Gesetze sind zu beachten.

811. Nach der Novellierung des völlig überholten FluLärmG von 1971 sind nunmehr wesentliche Erfolge auf dem Weg zu einem angemessenen Lärmschutz der Anrainer erreichbar. Das Gesetz weist aber nach wie vor auch deutliche Defizite auf. Die Regelungsstruktur des FluLärmG blieb durch die Novellierung unverändert (BRÜGGEMANN 2006, S. 162; WYSK 2007, S. 243). Grundlegendes Konzept ist weiterhin die Verpflichtung der Verwaltung zur Festsetzung von Lärmschutzbereichen in der Umgebung größerer Flugplätze nach Maßgabe bestimmter Schallgrenzwerte. An diese Festsetzungen sind dann – abhängig von der Intensität der Lärmbelastung – Siedlungsbeschränkungen, Entschädigungsansprüche für Bauverbote sowie Aufwendungsersatzansprüche für Schallschutzvorrichtungen am Gebäudebestand geknüpft Deutscher Bundestag 2006a; SCHRÖDER 2006, S. 9; SRU 2002, Tz. 601 ff.; KOCH und WIENEKE 2003a, S. 72 ff.). Die Novellierung hat wesentliche Änderungen an diesen zentralen Elementen gebracht, die insgesamt geeignet sind, das Lärmschutzniveau zu verbessern. Zu den Verbesserungen zählen:

- die Erweiterung des Anwendungsbereiches des FluLärmG,
- die deutliche Senkung der für die Festsetzung der Lärmschutzbereiche maßgeblichen Schallgrenzwerte,
- die Pflicht zur Ausweisung einer spezifischen Nacht-Schutzzone,
- die Anpassung des für die Fluglärmberechnung maßgeblichen Äquivalenzparameters an die für andere Lärmsektoren geltenden Verfahren und
- die Normierung gesetzlicher Ansprüche auf belüftete Schallschutzvorrichtungen in Schlafräumen und auf Entschädigungen für Beeinträchtigungen des Außenwohnbereiches.

Darüber hinaus zielt das FluLärmG n. F. auf eine Harmonisierung zwischen dem FluLärmG und den für die luftverkehrsrechtliche Planung relevanten §§ 6 ff. LuftVG, in dem die für die Schutzzonenfestsetzung nach dem FluLärmG maßgeblichen Lärmgrenzwerte nunmehr auch in den luftverkehrsrechtlichen Zulassungsverfahren für verbindlich erklärt werden. Diese „Verklammerung“ der beiden Gesetze wirft einige schwierige Rechtsfragen auf. Sie dürfte allerdings im Bereich des passiven Schallschutzes wünschenswerte Klärungen und sachlich einen verbesserten passiven Lärmschutz bringen. Hinsichtlich des aktiven Lärmschutzes bleiben erhebliche Defizite bestehen (s. dazu eingehend Tz. 823 ff.).

9.2.1 Anwendungsbereich des Gesetzes zum Schutz gegen Fluglärm

812. Die zentralen Instrumente des FluLärmG sind die Lärmschutzbereiche, die in der Umgebung der vom FluLärmG erfassten Flugplätze auszuweisen sind. Die Verpflichtung zur Festsetzung von Lärmschutzbereichen erstreckt sich gemäß § 4 Abs. 1 FluLärmG n. F. auf

- Verkehrsflughäfen mit Fluglinien- oder Pauschalflugreiseverkehr,
- Verkehrslandeplätze mit Fluglinien- oder Pauschalflugreiseverkehr und einem Verkehrsaufkommen von über 25 000 Bewegungen pro Jahr,
- militärische Flugplätze, die dem Betrieb von Flugzeugen mit Strahltriebwerken zu dienen bestimmt sind, sowie auf
- militärische Flugplätze, die dem Betrieb von Flugzeugen mit einer höchstzulässigen Startmasse von mehr als 20 t zu dienen bestimmt sind, mit einem Verkehrsaufkommen von über 25 000 Bewegungen im Jahr.

Damit ist der Anwendungsbereich des FluLärmG deutlich erweitert worden. Entscheidend ist dafür insbesondere § 4 Abs. 1 Nr. 2 FluLärmG n. F., nach dem Lärmschutzbereiche für zivile Verkehrslandeplätze mit Fluglinien- und Pauschalflugreiseverkehr und mit einem Verkehrsaufkommen von über 25 000 Bewegungen pro Jahr festzusetzen sind. Gemäß § 1 S. 1 Nr. 1 FluLärmG a. F. waren bislang in der Umgebung von Flugplätzen Lärmschutzbereiche für Verkehrsflughäfen festzusetzen, die dem Linienflugverkehr angeschlossen waren, und für militärische Flugplätze, die dem Betrieb von Flugzeugen mit Strahltriebwerken zu dienen bestimmt waren. Für andere dem Betrieb von Flugzeugen mit Strahltriebwerken zu dienen bestimmte Flugplätze sollten nach S. 2 der Bestimmung Lärmschutzbereiche festgesetzt werden, wenn der Schutz der Allgemeinheit dies erforderte. Auf der Grundlage dieser Regelung war für Flughäfen, die dem teilweise sehr umfänglichen sogenannten Gelegenheitsverkehr i. S. v. § 22 LuftVG dienten, nicht zwingend ein Lärmschutzbereich festzusetzen, obwohl von ihnen

erhebliche Lärmbelastungen ausgehen können. So musste unter anderem für „Gelegenheitsflugplätze“ mit über 46 000 Starts pro Jahr kein Lärmschutzbereich festgesetzt werden (KOCH und WIENEKE 2003a, S. 79). Durch die Normierung der quantitativen Schwelle von 25 000 Bewegungen pro Jahr für die obligatorische Festsetzung eines Lärmschutzbereiches wird die unbefriedigende vormalige Regelung deutlich verbessert. Bei zugrunde gelegten 365 Betriebstagen und einer angenommenen täglichen Betriebszeit von 20 Stunden ist immerhin bereits ein Lärmschutzbereich festzusetzen, wenn an einem Flugplatz 3,4 Flugbewegungen pro Stunde auftreten. Vergegenwärtigt man sich zudem, dass im Jahre 2007 auf dem Hamburger Flughafen insgesamt 173 000 und auf dem Flughafen Frankfurt am Main sogar 492 569 Flugbewegungen stattfanden (Hamburg Airport o. J.; Fraport 2008), so wird deutlich, dass von dem Anwendungsbereich des novellierten FluLärmG längst nicht nur die Großflughäfen erfasst sind.

Auf der Grundlage des FluLärmG a. F. wurden mit Ausnahme des Flughafens Erfurt für alle 17 deutschen internationalen Verkehrsflughäfen, sowie für den regionalen Flughafen Paderborn/Lippstadt Lärmschutzbereiche festgesetzt (s. für die bisher erlassenen Rechtsverordnungen zur Festsetzung von Lärmschutzbereichen UBA 2006b). Nunmehr müssen Lärmschutzbereiche für 21 weitere zivile Flugplätze eingerichtet werden. Diese Verpflichtung betrifft insbesondere regionale Flughäfen und Landeplätze, die vormals von dem Anwendungsbereich des FluLärmG weitgehend ausgenommen waren. Tabelle 9-2 gibt einen Überblick über bestehende sowie neu festzusetzende Lärmschutzbereiche.

Tabelle 9-2

Lärmschutzbereiche nach dem Gesetz zum Schutz gegen Fluglärm alte und neue Fassung

Verkehrsflughäfen mit Fluglinien- oder Pauschalreiseverkehr	Verkehrslandeplätze mit Fluglinien- oder Pauschalreiseverkehr
Berlin-Brandenburg (bis 2011 Berlin-Schönefeld, die Flughäfen Berlin Tegel und Berlin Tempelhof werden dann geschlossen) *Braunschweig Bremen *Dortmund Dresden Düsseldorf *Erfurt Frankfurt/M. *Friedrichshafen Frankfurt-Hahn Hamburg Hannover *Heringsdorf *Karlsruhe/Baden-Baden *Kiel Köln/Bonn Leipzig/Halle *Lübeck-Blankensee *Memmingen München Münster-Osnabrück Nürnberg Paderborn/Lippstadt *Rostock-Laage Saarbrücken *Schwerin-Parchim *Siegerland *Speyer Stuttgart *Weeze/Niederrhein *Westerland/Sylt	*Essen/Mühlheim *Kassel-Calden *Lahr *Mannheim *Mönchengladbach *Zweibrücken
*Lärmschutzbereich nach FluLärmG n. F. erstmalig festzusetzen	
Quelle: BARTH et al. 2005, verändert	

9.2.2 Lärmschutzbereich und Lärmschutzzonen

813. Der Lärmschutzbereich eines Flughafens wird gemäß § 2 Abs. 2 S. 1 FluLärmG n. F. nach Maßgabe der folgenden Grenzwerte in zwei Schutzzonen für den Tag und eine Schutzzone für die Nacht unterteilt:

Im Umkreis neuer oder wesentlich baulich erweiterter ziviler Flugplätze ist die Tag-Schutzzone 1 für solche Gebiete festzusetzen, in denen der äquivalente Dauerschallpegel 60 dB(A) erreicht oder übersteigt. Die Tag-Schutzzone 2 wird durch den Bereich mit einer Lärmbelastung zwischen 55 und 59 dB(A) begrenzt. Eine Nacht-Schutzzone

ist für zivile Neu- und Ausbauflugplätze in den Bereichen festzusetzen, in denen L_{Aeq} 53 dB(A) erreicht oder überschritten und Einzelschallpegel von sechs mal L_{Amax} 57 dB(A) erreicht werden. Ab dem 1. Januar 2011 reduzieren sich diese Werte auf L_{Aeq} 50 dB(A) und sechs mal L_{Amax} 53 dB(A).

In Bezug auf zivile Bestandsflughäfen muss eine Tag-Schutzzone 1 für die Bereiche ausgewiesen werden, in denen der äquivalente Dauerschallpegel 65 dB(A) erreicht oder übersteigt. Beträgt der äquivalente Dauerschallpegel zwischen 60 und 64 dB(A), ist die Tag-Schutzzone 2 festzusetzen. Für die Nacht-Schutzzone sind ein äquivalenter Dauerschallpegel von mindestens 55 dB(A) und mindestens sechs Einzelschallereignisse von 57 dB(A) maßgeblich.

Für militärische Flugplätze sind die Grenzwerte höher. So beträgt der für Neu- und Ausbauflugplätze maßgebliche Wert für die Ausweisung der Tag-Schutzzone 1 mindestens L_{Aeq} 63 dB(A), für Bestandsflugplätze sogar L_{Aeq} 68 dB(A). Die Tag-Schutzzone 2 ist bei Schallpegeln zwischen L_{Aeq} 58 und 62 dB(A) bzw. 63 und 67 dB(A) festzusetzen. Nacht-Schutzzonen sind in den Gebieten festzusetzen, in denen der äquivalente Dauerschallpegel 53 (Neu- oder Ausbauflughäfen) bzw. 55 dB(A) (Bestandsflughäfen) beträgt und in denen mindestens sechsmal pro Nacht Einzelschallpegel von 57 dB(A) erreicht werden. Ab Anfang 2011 werden die für die Festsetzung der Nacht-Schutzzonen in der Umgebung militärischer Neu- und Ausbauflugplätze maßgeblichen Werte auf L_{Aeq} 50 dB(A) und sechs mal L_{Amax} 53 dB(A) reduziert.

814. Auf dieser Grundlage kann in weiten Teilen eine deutliche Verbesserung des Fluglärmschutzes erreicht werden. Bislang waren nämlich die Schwellenwerte für die Verpflichtung zur Einrichtung einer Lärmschutzzone wesentlich höher: Die Schutzzone 1 umfasste das Gebiet außerhalb eines Flughafengeländes, in dem der durch Fluglärm verursachte äquivalente Dauerschallpegel 75 dB(A) überstieg. Der Schutzzone 2 unterfielen die Gebiete, in denen der Schallpegel zwischen L_{Aeq} 67 dB(A) und 75 dB(A) lag. Eine Differenzierung nach zivilen und militärischen Flughäfen, sowie danach, ob der Fluglärm tagsüber oder in der Nacht auftrat, erfolgte nicht. Insgesamt wurden die Schutzzonen durch die Absenkung der für die Festsetzung maßgeblichen Grenzwerte deutlich ausgeweitet (KRAHÉ 2007, S. 81). Tabelle 9-3 gibt eine Übersicht über die für die Festsetzung der Lärmschutzbereiche maßgeblichen Lärmgrenzwerte vor und nach der Gesetzesnovellierung.

Tabelle 9-3

Übersicht über die Lärmschutzbereiche

FluLärmG 1971 bis 2007	
Verkehrsflughäfen mit Fluglinienverkehr (zivil und militärisch) Lärmpegel ($L_{Aeq\,(4)}$) > 67 dB(A)	
Lärmschutzzone 1 L_{Aeq} > 75 dB(A)	Lärmschutzzone 2 L_{Aeq} > 67 dB(A)

FluLärmG seit Juni 2007	
neue/wesentl. baulich erweiterte zivile Flugplätze	
Tag-Schutzzone 1 $L_{Aeq\,Tag}$ = 60 dB(A)	Tag-Schutzzone 2 $L_{Aeq\,Tag}$ = 55 dB(A)
Nacht-Schutzzone $L_{Aeq\,Nacht}$ = 53 dB(A), L_{Amax} = 6 mal 57 dB(A) (bis 31.12.2010) $L_{Aeq\,Nacht}$ = 50 dB(A), L_{Amax} = 6 mal 53 dB(A) (ab 01.01.2011)	
bestehende zivile Flugplätze	
Tag-Schutzzone 1 $L_{Aeq\,Tag}$ = 65 dB(A)	Tag-Schutzzone 2 $L_{Aeq\,Tag}$ = 60 dB(A)
Nacht-Schutzzone $L_{Aeq\,Nacht}$ = 55 dB(A), L_{Amax} = 6 mal 57 dB(A)	
neue/wesentl. baulich erweiterte militärische Flugplätze	
Tag-Schutzzone 1 $L_{Aeq\,Tag}$ = 63 dB(A)	Tag-Schutzzone 2 $L_{Aeq\,Tag}$ = 58 dB(A)
Nacht-Schutzzone $L_{Aeq\,Nacht}$ = 53 dB(A), L_{Amax} = 6 mal 57 dB(A) (bis 31.12.2010) $L_{Aeq\,Nacht}$ = 50 dB(A), L_{Amax} = 6 mal 53 dB(A) (ab 01.01.2011)	
bestehende militärische Flugplätze	
Tag-Schutzzone 1 $L_{Aeq\,Tag}$ = 68 dB(A)	Tag-Schutzzone 2 $L_{Aeq\,Tag}$ = 63 dB(A)
Nacht-Schutzzone $L_{Aeq\,Nacht}$ = 55 dB(A), L_{Amax} = 6 mal 57 dB(A)	
SRU/UG 2008/Tab. 9-3	

815. Die nunmehr für die Festsetzung der Lärmschutzzonen maßgeblichen Schallwerte stellen grundsätzlich eine angemessene Grundlage für einen Fluglärmschutz dar, der den einleitend wiedergegebenen Erkenntnissen der Lärmwirkungsforschung entspricht (Tz. 806). So sind insbesondere die gesundheitlich besonders relevanten Bereiche mit einer Dauerschallbelastung ab 65 dB(A) tagsüber außen von dem Schutzinstrumentarium des FluLärmG n. F. erfasst. Von großer Bedeutung für einen effektiven Fluglärmschutz ist darüber hinaus die nunmehr erstmalig gesetzlich statuierte Verpflichtung zur Ausweisung einer Nacht-Schutzzone. Auch der insoweit zugrunde gelegte Ansatz von bestimmten äquivalenten Dauerschallpegeln zuzüglich

einer bestimmten Anzahl von Einzelschallereignissen entspricht den aus der zitierten Lärmwirkungsforschung abgeleiteten Forderungen an einen gesunden Schlaf weitgehend.

Es darf allerdings nicht verkannt werden, dass diese Bewertung auf dem konservativen Stand der Lärmwirkungsforschung beruht. Neuere, auf umfangreichen Feldstudien des Deutschen Zentrums für Luft- und Raumfahrt (DLR) basierende Erkenntnisse über die Auswirkungen des Fluglärms auf den Nachtschlaf begründen die Forderung nach einem Schutzansatz, der über die hergebrachten qualitativen und quantitativen Kriterien hinausgeht. Die Relevanz der im Zeitraum zwischen 1999 und 2004 durchgeführten Studien folgt daraus, dass das Schlafverhalten einer mit 64 Versuchspersonen hohen Zahl an Probanden in einer mit 576 Nächten hohen Zahl an Untersuchungsnächten mit der Methode der Polysomnografie (= Untersuchung des Schlafes einer Person über die Beobachtung bestimmter Körperfunktionen wie z. B. Herzrhythmus, Körpertemperatur etc.) untersucht wurde. Dies ist die einzige Methode, die Erkenntnisse über Auswirkungen auf die Schlafstrukturen ermöglicht. Die Studien gelangten zu dem Ergebnis, dass die Aufwachwahrscheinlichkeit bereits ab einem fluglärminduzierten Schwellenwert von 33 dB(A) innen zunimmt. Die Studien haben die bislang vorherrschende Annahme, dass Aufwachreaktionen erst ab Einzelschallereignissen ab 53 bis 55 dB(A) innen eintreten, empirisch widerlegt. Aus präventivmedizinischer Sicht wird es für sinnvoll erachtet, zusätzlich zu den 24 auch ohne Fluglärm spontan auftretenden Aufwachreaktionen, weniger als eine durch Fluglärm induzierte Aufwachreaktion zuzulassen. Darüber hinaus sollen das erinnerbare Aufwachen möglichst vermieden und das Wiedereinschlafen möglichst wenig beeinträchtigt werden. Auf dieser Grundlage ergäben sich Nacht-Schutzzonen, die deutlich größer wären, als die auf der Grundlage des novellierten FluLärmG festzusetzenden Zonen (BASNER et al. 2005; de WITT 2006). Die neuen Erkenntnisse sollten Anlass sein, die bisherigen Maßstäbe für einen nächtlichen Lärmschutz grundlegend zu überprüfen.

Die Festsetzung der Schutzzonen bildet die Grundlage für die Anwendung des Instrumentariums des FluLärmG. Dazu sind als Rechtsfolgen der Festsetzung die folgenden Maßnahmen vorgesehen:

- Siedlungsbeschränkungen für besonders lärmsensible Einrichtungen und Wohnhäuser (§ 5 FluLärmG),
- Schadensersatzansprüche für Bauverbote (§ 8 FluLärmG),
- Aufwendungsersatzansprüche für bauliche Schallschutzvorrichtungen (§ 9 Abs. 1 bis 4 FluLärmG) und
- Entschädigungen für Beeinträchtigungen des Außenwohnbereiches (§ 9 Abs. 5 FluLärmG).

Die insoweit im FluLärmG n. F. vorgenommenen Novellierungen sollen im Folgenden analysiert werden. Dabei wird auch die Verbesserung des Lärmschutzes durch die neuen Schutzzonen-Grenzwerte im Einzelnen deutlich werden.

9.2.3 Siedlungsbeschränkungen

816. Zweck der im FluLärmG normierten Bauverbote ist es, die besonders lärmempfindlichen Nutzer bestimmter Einrichtungen sowie Menschen in ihrem Wohnumfeld vor Fluglärmbelastungen zu schützen. Dazu ist es gemäß § 5 Abs. 1 S. 1 FluLärmG n. F. zunächst untersagt, in einem Lärmschutzbereich – dazu zählen die Tag-Schutzzonen 1 und 2 sowie die Nacht-Schutzzone – Krankenhäuser, Alten- und Erholungsheime sowie ähnliche in gleichem Maße schutzbedürftige Einrichtungen zu errichten. In den Tag-Schutzzonen dürfen nach S. 2 der Vorschrift keine Schulen, Kindergärten oder ähnlich schutzbedürftige Einrichtungen errichtet werden. Aufgrund der ausschließlichen Nutzung in den Tagstunden ist insofern eine Beschränkung des Bauverbotes auf die Tag-Schutzzonen ausreichend (Deutscher Bundestag 2006a, S. 20 f.).

817. Außerdem ist es gemäß § 5 Abs. 2 FluLärmG n. F. grundsätzlich untersagt, in der Tag-Schutzzone 1 und in der Nacht-Schutzzone Wohnungen zu errichten. Dieses Verbot wird allerdings durch die in § 5 Abs. 3 FluLärmG n. F. normierten umfänglichen Ausnahmen in weiten Teilen durchbrochen. Wohnungen dürfen danach in den genannten Schutzzonen errichtet werden, wenn

- es sich um Wohnungen für Angehörige von Betrieben und öffentlichen Einrichtungen handelt (§ 5 Abs. 3 Nr. 1, FluLärmG),
- es sich um Wohnungen und Gemeinschaftsunterkünfte für Streitkräfte handelt (§ 5 Abs. 3 Nr. 3) FluLärmG,
- die Errichtung nach § 35 Abs. 1 Baugesetzbuch (BauGB) im Außenbereich zulässig ist (§ 5 Abs. 3 Nr. 2 FluLärmG),
- sie innerhalb der im Zusammenhang bebauten Ortsteile nach § 34 BauGB liegen (§ 5 Abs. 3 Nr. 5 FluLärmG),
- sie im Geltungsbereich eines vor der Festsetzung des Lärmschutzbereiches bekannt gemachten Bebauungsplans liegen (§ 5 Abs. 3 Nr. 4 FluLärmG) oder
- es sich um Wohnungen im Geltungsbereich eines nach der Festsetzung des Lärmschutzbereiches bekannt gemachten Bebauungsplanes handelt, wenn dieser der Erhaltung, der Erneuerung, der Anpassung oder dem Umbau von vorhandenen Ortsteilen mit Wohnbebauung dient (§ 5 Abs. 3 Nr. 6 FluLärmG).

Die ersten fünf Tatbestände entsprechen den bereits in § 5 Abs. 3 FluLärmG a. F. für die Schutzzone 1 normierten Ausnahmen von dem Wohnungsbauverbot. Neu in das

FluLärmG aufgenommen wurde die Ausnahme nach § 5 Abs. 3 Nr. 6 FluLärmG n. F., die es ermöglicht, auch nach der Ausweisung eines Lärmschutzbereiches Wohnbebauungen planerisch neu festzusetzen, wenn dies dem Erhalt, der Erneuerung, der Anpassung oder dem Umbau vorhandener Ortsteile dient. Mit dieser Regelung wird das nach alter Rechtslage strikte Verbot der planerischen Festsetzung von Wohngebieten in der Schutzzone 1 nach Ausweisung der Lärmschutzzonen gelockert. Nunmehr darf in städtebaulich besonders qualifizierten Fällen Wohnbebauung auch nach der Schutzzonenausweisung in die Tag-Schutzzone 1 und die Nacht-Schutzzone hineingeplant werden.

Betrachtet man allein die Ausnahmekataloge in dem bisherigen und in dem novellierten FluLärmG, so hat die Gesetzesnovellierung scheinbar eine Minderung des Fluglärmschutzes bewirkt, da in der stark lärmbelasteten Tag-Schutzzone 1 mit einer Lärmbelastung über 65 dB(A) bei Bestandsflughäfen nunmehr nach Maßgabe des § 5 Abs. 3 Nr. 6 FluLärmG n. F. Wohnungen geplant und errichtet werden dürfen. Andererseits ist aber zu berücksichtigen, dass die Lärmschutzzonen als Folge der Herabsetzung der für die Festsetzung relevanten Grenzwerte erheblich an Umfang gewonnen haben. Während nach der bisherigen Rechtslage die Festsetzung der für die Planungsverbote maßgeblichen Schutzzone 1 ausschließlich in Gebieten mit einer Lärmeinwirkung von über L_{Aeq} 75 dB(A) zwingend war, erstreckt sich die Tag-Schutzzone 1 nunmehr bereits auf Bereiche mit Belastungen ab L_{Aeq} 60, 65, 63 bzw. 68 dB(A) (s. Tab. 9-3). Das prinzipielle Verbot, Wohnungen in der Tag-Schutzzone 1 zu errichten, ist damit also auch in Gebieten mit Fluglärmbelastungen zwischen L_{Aeq} 60 und 75, 65 und 75, 63 und 75 bzw. 68 und 75 dB(A) zu beachten, die bisher nicht von dem Planungs- und Bauverbot erfasst waren. Hinzu kommt die Maßgeblichkeit des Bebauungsverbotes in der neu in das FluLärmG aufgenommenen Nacht-Schutzzone, wenn nachts äquivalente Dauerschallpegel von 53 bzw. 55 dB(A) und sechs Einzelschallereignisse von mindestens 57 dB(A) erreicht werden. Insofern erfolgte durch die Gesetzesnovellierung also eine deutliche Verbesserung des Fluglärmschutzes zugunsten der Wohnbevölkerung. Diese durch die Absenkung der Zonengrenzwerte und die damit verbundene räumliche Ausdehnung des Bauverbotes erzielte Schutzerweiterung bringt für die Gemeinden innerhalb der Schutzzonen zugleich auch Einschränkungen ihrer Planungshoheit und für die Grundstückseigentümer Beschränkungen ihrer wirtschaftlichen Betätigungsfreiheit (s. zur Verfassungsmäßigkeit dieser Einschränkung SCHRÖDER 2006, S. 10). Die in § 5 Abs. 3 Nr. 6 FluLärmG n. F. normierte Durchbrechung des Planungsverbotes in besonderen städtebaulichen Lagen ist daher als Kompromiss zwischen der Schutzerweiterung und den damit einhergehenden Einschränkungen der Belange von Gemeinden und Grundstückseigentümern anzusehen (Deutscher Bundestag 2006a, S. 20). Dieser Interessenausgleich ist prinzipiell auch sachgerecht, da der neue Ausnahmetatbestand die Wohnbebauung in der Tag-Schutzzone 1 und der Nacht-Schutz-

zone nach ihrer Festsetzung nicht schlichtweg gestattet, sondern auf Fälle der Erhaltung, Erneuerung, Anpassung und des Umbaus bereits vorhandener Ortsteile mit Wohnbebauung beschränkt. Insofern fällt zunächst ins Gewicht, dass die von dem Ausnahmetatbestand erfasste Innenentwicklung und Verdichtung vorhandener Ortsteile gemäß § 1a Abs. 2 BauGB städtebaulich durchaus erwünscht ist. Allerdings ist auch zu berücksichtigen, dass mit der menschlichen Gesundheit ein überragend wichtiges Gut betroffen sein kann, das gemäß Art. 2 Grundgesetz (GG) unter verfassungsrechtlichem Schutz steht. Daraus muss im Wege einer verfassungskonformen Auslegung folgen, dass der Ausnahmetatbestand des § 5 Abs. 3 Nr. 6 FluLärmG n. F. – wie im übrigen die anderen Ausnahmetatbestände auch – nicht uneingeschränkt in Anspruch genommen werden dürfen. Grenzen für die zulässige Bebauung ergeben sich daher aus den für die Gesundheitsgefährdung maßgeblichen Schwellenwerten. Jedenfalls oberhalb einer Lärmbelastung von L_{Aeq} 65 dB(A) außen dürfen die Gemeinden eine Wohnbebauung nach Festsetzung des Lärmschutzbereiches auch auf der Grundlage eines der in § 5 Abs. 3 FluLärmG n. F. normierten Ausnahmetatbestände nicht im Wege der Bebauungsplanung für zulässig erklären. Zu berücksichtigen ist dabei auch, dass nach der gefestigten Rechtsprechung des Bundesverwaltungsgerichts die Grenze für gesunde Wohn- und Arbeitsverhältnisse bereits bei den Mischgebiets-Orientierungswerten von 60 dB(A) am Tage und 55 dB(A) nachts liegt.

818. Zu begrüßen ist die in § 5 Abs. 3 UAbs. 2 FluLärmG n. F. nach entsprechenden Vorschlägen aus der Literatur (KOCH und WIENEKE 2003a, S. 77 f.) erstmalig in Bezug auf den Fluglärmschutz gesetzlich statuierte zeitliche Begrenzung bestehender Bebauungsrechte. Danach kann innerhalb eines nach dem 6. Juni 2007 festgesetzten Lärmschutzbereiches die in § 5 Abs. 3 Nr. 4 FluLärmG n. F. normierte Ausnahme für bestimmte Bebauungsrechte im Bebauungsplangebiet nur innerhalb von sieben Jahren nach der bauplanungsrechtlichen Zulässigkeit in Anspruch genommen werden, sofern im Geltungsbereich des Bebauungsplans noch nicht mit der Erschließung oder der Bebauung begonnen worden ist. Dieser entschädigungslose Wegfall des Baurechts im Falle seiner Nichtausnutzung innerhalb von sieben Jahren entspricht dem Konzept des § 42 Abs. 2 BauGB, nach dem Grundstückseigentümern nur dann ein Anspruch auf Geldentschädigung für die Aufhebung oder Änderung einer bauplanungsrechtlich zulässigen Grundstücksnutzung zusteht, wenn die Aufhebung oder Änderung innerhalb einer Frist von sieben Jahren ab Zulässigkeit der Nutzung erfolgt. Durch die zeitliche Befristung des Baurechts werden Grundstückseigentümer dazu angehalten, zulässige Wohnungsbauvorhaben innerhalb der Frist von sieben Jahren zu verwirklichen. Dies führt zum einen zu einer Begrenzung der tatsächlich verwirklichten Vorhaben, da Baurechte nicht mehr auf unbestimmte Zeit ungenutzt bestehen können. Zum anderen wird die Prognostizierbarkeit der Entwicklung der durch das Heranrücken von Wohn-

nutzungen an die Störquelle Flughafen verursachten Konfliktlage verbessert. Insgesamt wird damit dem immissionsschutzrechtlichen Grundsatz entsprochen, unverträgliche Nutzungen nicht weiter aneinanderrücken zu lassen. Um diesen Interessenausgleich noch besser zur Anwendung zu bringen, sollte die zeitliche Befristung aber unbedingt auch auf die übrigen in § 5 Abs. 3 FluLärmG normierten Ausnahmen erstreckt werden.

Für die Tag-Schutzzone 2 gelten auch weiterhin weder Beschränkungen der Wohnbebauung noch Planungsverbote. Dies ist insofern bedenklich, als diese Schutzzone immerhin in Bezug auf bestehende zivile Flugplätze die Gebiete mit einer Schallbelastung zwischen L_{Aeq} 60 und 64 dB(A) und für bestehende militärische Flugplätze Gebiete zwischen L_{Aeq} 63 und 67 dB(A) umfasst, und damit nach der Rechtsprechung des Bundesverwaltungsgerichts zum baugebietsadäquaten Immissionsniveau gesunde Wohnverhältnisse grundsätzlich nicht gewährleistet sind.

9.2.4 Passiver Schallschutz und Entschädigungen

819. Durch die Novellierung des FluLärmG wurden die Ersatzansprüche für solche baulichen Schallschutzmaßnahmen erweitert, die Eigentümer besonders lärmbelasteter Wohnungen gegen den Flughafenbetreiber geltend machen können. Neben den Grundstückseigentümern in der Tag-Schutzzone 1 können nunmehr auch Eigentümer der in der Nacht-Schutzzone gelegenen Grundstücke unter bestimmten Voraussetzungen Geldersatz für bauliche Schallschutzmaßnahmen verlangen. Neu in das FluLärmG aufgenommen wurde eine Entschädigungsregelung für Beeinträchtigungen des Außenwohnbereiches.

820. Gemäß § 9 Abs. 1 FluLärmG n. F. erhält der Eigentümer eines in der Tag-Schutzzone 1 gelegenen Grundstückes, auf dem bei Festsetzung des Lärmschutzbereiches

- Einrichtungen nach § 5 Abs. 1 S. 1 und 2 FluLärmG n. F. (Krankenhäuser, Alten- und Erholungsheime, Schulen, Kindergärten und ähnliche in gleichem Maße schutzbedürftige Einrichtungen) oder
- Wohnungen errichtet sind oder
- auf dem die Errichtung baulicher Anlagen nach § 5 Abs. 4 FluLärmG n. F. zulässig ist,

auf Antrag Aufwendungsersatz für bauliche Schallschutzmaßnahmen. Die Ansprüche entstehen bereits mit der Festsetzung des Lärmschutzbereiches, wenn bezüglich

- ziviler und militärischer Bestandsflugplätze Lärmpegel über L_{Aeq} 70 bzw. 73 dB(A),

- neuer oder wesentlich baulich erweiterter ziviler und militärischer Flugplätze Lärmpegel über L_{Aeq} 65 bzw. 68 dB(A) außen

erreicht werden. In Bezug auf Grundstücke in der Tag-Schutzzone 1, deren Lärmbelastung diese Werte nicht erreicht, entstehen die Ansprüche mit Beginn des sechsten Jahres nach Festsetzung des Lärmschutzbereiches.

Eigentümer der in der Nacht-Schutzzone gelegenen Grundstücke können für Schlafräume Aufwendungsersatz für bauliche Schallschutzmaßnahmen fordern. Voraussetzung ist auch hier gemäß § 9 Abs. 2 FluLärmG n. F. das Vorhandensein bzw. die Zulässigkeit der erläuterten Bebauung. In Bezug auf zivile Flugplätze schließen die Ansprüche Aufwendungsersatz für den Einbau von Belüftungseinrichtungen ein. Auch diese Ansprüche unterliegen einer zeitlichen Staffelung und entstehen gemäß § 9 Abs. 2 FluLärmG n. F. nur dann mit der Festsetzung des Lärmschutzbereiches, wenn der durch Fluglärm hervorgerufene äquivalente nächtliche Dauerschallpegel

- bei zivilen und militärischen Bestandsflugplätzen 60 dB(A),
- bei zivilen und militärischen Ausbauflugplätzen bis zum 31. Dezember 2010 58 dB(A), sowie
- bei zivilen und militärischen Ausbauflugplätzen ab dem 01. Januar 2011 55 dB(A) außen

übersteigt, ansonsten wiederum mit Beginn des sechsten Jahres nach der Festsetzung des Lärmschutzbereiches.

821. Gemäß § 9 Abs. 5 FluLärmG n. F. können Eigentümer von Grundstücken in der Tag-Schutzzone 1, auf denen bei Festsetzung des Lärmschutzbereiches für einen zivilen oder militärischen Neu- bzw. Ausbauflugplatz die bereits erörterten Bebauungen (s. Tz. 820) vorhanden bzw. zulässig sind, angemessene Geldentschädigungen für Beeinträchtigungen des Außenwohnbereiches geltend machen. Wirkt auf die Grundstücke ein Schallpegel über L_{Aeq} 65 dB(A) verursacht durch zivile Flugplätze bzw. über 68 dB(A) durch militärische Flugplätze ein, so entsteht der Anspruch mit der Inbetriebnahme des Flugplatzes, ansonsten mit Beginn des sechsten Jahres nach der Festsetzung des Lärmschutzbereiches. Die Details dieses Entschädigungsanspruches werden in einer durch die Bundesregierung auf der Grundlage von § 9 Abs. 6 FluLärmG n. F. zu erlassenden Rechtsverordnung geregelt. In Bezug auf Bestandsflugplätze sind in dem novellierten FluLärmG keine Ansprüche für Beeinträchtigungen des Außenwohnbereiches statuiert.

822. Im Vergleich zu der bisherigen Rechtslage werden die Ansprüche der Grundstückseigentümer gegen die Flughafenbetreiber deutlich erweitert. Bislang waren Aufwendungserstattungsansprüche für bauliche Schallschutzvorrichtungen auf Eigentümer von Grundstücken innerhalb der Schutzzone 1 beschränkt, die durch die

Überschreitung eines äquivalenten Dauerschallpegels von 75 dB(A) charakterisiert war. Entschädigungen für Beeinträchtigungen des Außenwohnbereiches waren in dem FluLärmG a. F. überhaupt nicht vorgesehen.

Als Nachteil für die Anspruchsberechtigten und als temporäre Schwächung des Fluglärmschutzes erweist sich allerdings die dargelegte zeitliche Staffelung der Anspruchsentstehung (SCHRÖDER 2006, S. 13 f.). Anspruch auf sofortigen Aufwendungsersatz haben ausschließlich die Eigentümer außerordentlich lärmbelasteter Grundstücke. Der fünfjährige Aufschub der Anspruchsfälligkeit in den übrigen Fällen wird damit begründet, dass es aufgrund der Herabsetzung der für die Festsetzung der Tag-Schutzzone 1 maßgeblichen Grenzwerte zu einer deutlichen Erweiterung des anspruchsberechtigten Personenkreises komme und eine zeitliche Verteilung der Ansprüche daher aus Kostengesichtspunkten angemessen sei (Deutscher Bundestag 2006a, S. 22). Insofern ist allerdings zu bedenken, dass der Schwellenwert für gesundheitliche Gefährdungen bei einer Dauerschallbelastung von 65 dB(A) außen anzusetzen ist. Darüber hinaus geht das Bundesverwaltungsgericht ab einer Belastung von L_{Aeq} 70 dB(A) tags und 60 dB(A) nachts davon aus, dass die Beeinträchtigungen faktisch ein derartiges Gewicht erreichen, dass eine weitere Nutzung des Grundstückes unzumutbar erscheint. Diese Schwellenwerte begründen daher entschädigungspflichtige Übernahmeansprüche (BVerwG, Urteil v. 9. November 2006, BVerwGE, Bd. 127, S. 95 ff.; BVerwG, Urteil v. 10. November 2004, NVwZ 2005, 591 (594)). Es erscheint somit unzumutbar, die Lärmbetroffenen in der Tag-Schutzzone 1 fünf Jahre lang Lärmbelastungen auszusetzen, die jedenfalls in Bezug auf zivile und militärische Bestandsflugplätze sowie militärische Neu- bzw. Ausbauflugplätze die Schwelle zur Gesundheitsgefährdung überschreiten und in Bezug auf neue oder wesentlich baulich erweiterte zivile Flugplätze diese nur geringfügig unterschreiten. Trotz des Erreichens bzw. sogar Überschreitens der vom Bundesverwaltungsgericht zugrunde gelegten Übernahmeschwelle von 70 dB(A) tagsüber, stehen Grundstückseigentümern in den Lärmschutzbereichen ziviler und militärischer Bestandsflugplätze erst nach fünf Jahren Ansprüche auf den Ersatz von Schallschutzmaßnahmen am Bau zu. Vor dem Hintergrund des ungebrochen äußerst dynamischen Wachstums des Luftverkehrs, verbunden mit bedeutenden Gewinnen der Flugplatzbetreiber, hätte ein Verzicht auf den zeitlichen Aufschub für diese besonders lärmbelasteten Grundstücke sicherlich keine unverhältnismäßige Belastung der Ersatzpflichtigen bedeutet. Immerhin konnten die großen deutschen Verkehrsflughäfen in den vergangenen Jahren einen stetigen Gewinnzuwachs verzeichnen (s. etwa Hamburg Airport 2007). Hingegen gewährleistet die für die sofortige Anspruchsberechtigung relevante Mindestlärmbelastung von 60 dB(A) nachts, dass zumindest diejenigen Personen, die nächtlichen Fluglärmbelastungen im gesundheitlich relevanten Bereich ausgesetzt sind, mit der Festsetzung des Lärmschutzbereiches Aufwendungsersatzansprüche für baulichen Schallschutz geltend machen können.

Für eine effektive Realisierungsmöglichkeit der Ansprüche kommt es darauf an, dass die Lärmschutzbereiche nach dem novellierten FluLärmG zeitnah festgesetzt werden. Insofern ist etwa in § 4 Abs. 3 S. 3 FluLärmG n. F. vorgesehen, dass die durch Rechtsverordnung der Landesregierung vorzunehmende Festsetzung in Bezug auf die Anlegung oder Erweiterung eines Flugplatzes erfolgen soll, sobald die erforderliche Genehmigung, Planfeststellung oder Plangenehmigung erteilt ist. Für Bestandsflugplätze ist in Abs. 4 der Vorschrift statuiert, dass die Schutzbereichsfestsetzung spätestens bis Ende des Jahres 2009 erfolgen muss, wenn bislang noch keine Festsetzung erfolgt ist.

9.2.5 Gesetz zum Schutz gegen Fluglärm und Luftverkehrsgesetz

823. Die Novellierung des Fluglärmschutzregimes hat eine bemerkenswerte Erweiterung des § 8 Abs. 1 LuftVG gebracht, in dem die Planfeststellungsbedürftigkeit des Neubaus und der Änderung von Flughäfen geregelt ist. Nach dem schon bislang geltenden S. 2 der Vorschrift sind bei der Planfeststellung die von dem Vorhaben berührten öffentlichen und privaten Belange einschließlich der Umweltverträglichkeit im Rahmen der Abwägung zu berücksichtigen. In dem neu eingefügten nachfolgenden S. 3 heißt es nun: „Hierbei sind zum Schutz der Allgemeinheit und der Nachbarschaft vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Fluglärm die jeweils anwendbaren Werte des § 2 Abs. 2 FluLärmG zu beachten.“ Nach dem ebenfalls neuen S. 4 der Vorschrift ist diese Verpflichtung auf luftverkehrsrechtliche Genehmigungen nach § 6 LuftVG entsprechend anzuwenden. Damit werden also die für die Festsetzung der Lärmschutzbereiche nach § 2 Abs. 2 FluLärmG n. F. relevanten Lärmgrenzwerte (s. Tz. 813) in den luftverkehrsrechtlichen Planfeststellungs- und Genehmigungsverfahren für beachtlich erklärt. Der Wortsinn des Beachtens-Gebotes könnte für eine strikte Abwägungsgrenze sprechen (so WYSK 2007, S. 248). Andererseits ist aber zu bedenken, dass die Berücksichtigung dieser Werte ausweislich des eindeutigen Wortsinns des § 8 Abs. 1 S. 2 LuftVG n. F. im Rahmen der für die Planfeststellungs- und Genehmigungsentscheidung durchzuführenden Abwägung der von dem Vorhaben berührten öffentlichen und privaten Belange einschließlich der Umweltverträglichkeit zu erfolgen hat. Danach dürften also die Schutzzonen-Grenzwerte der Abwägung gerade keine verbindlichen Schranken ziehen. Auf diese Problematik wird noch näher einzugehen sein. Zunächst ist die Neuregelung in den folgenden Regelungszusammenhang des Schutzes vor Fluglärm einzuordnen:

Die Errichtung und der Betrieb von Flugplätzen untersteht einem in den §§ 6 ff. LuftVG statuierten umfänglichen Zulassungsregime, bei dessen Vollzug die zuständigen Behörden den Lärmschutz als maßgeblichen Entscheidungsbelang zu berücksichtigen haben. So ist gemäß § 6 Abs. 2 S. 1 LuftVG unter anderem vor Erteilung der Genehmigung besonders zu prüfen, ob der Schutz vor Fluglärm angemessen berücksichtigt

ist. § 8 Abs. 1 S. 2 LuftVG verpflichtet die Planfeststellungsbehörde dazu, die von dem Vorhaben berührten öffentlichen und privaten Belange einschließlich der Umweltverträglichkeit im Rahmen der Abwägung zu berücksichtigen. Ein wesentlicher Aspekt der Umweltverträglichkeit ist die Fluglärmbelastung in der Umgebung des Flughafens. In dem Planfeststellungsbeschluss sind dem Unternehmer nach § 9 Abs. 2 LuftVG die Errichtung und Unterhaltung solcher Anlagen aufzuerlegen, die für das öffentliche Wohl oder zur Sicherung der Benutzung der benachbarten Grundstücke gegen Gefahren oder Nachteile notwendig sind (s. schon Tz. 810). Diese Anforderungen ziehen der fachplanerischen Abwägung nach ständiger Rechtsprechung des Bundesverwaltungsgerichts eine verbindliche Grenze, die jeglicher Abwägung entzogen ist und unzumutbare Lärmbelastungen durch den Flugbetrieb untersagt (BVerwG, Urteil v. 7. Juli 1978, BVerwGE, Bd. 56, S. 110 (123 f.); BVerwG, Urteil v. 29. Januar 1991, BVerwGE, Bd. 87, S. 332 (342 ff.); BVerwG, Urteil v. 27. Oktober 1998, BVerwGE, Bd. 107, S. 313 (323)). Auf dieser Grundlage werden an den einzelnen Flughäfen aus aktiven und passiven Lärmschutzmaßnahmen bestehende individuelle Schutzkonzepte umgesetzt. Zu den aktiven Lärmschutzmaßnahmen zählen etwa Einschränkungen des Flugbetriebes zu bestimmten Zeiten (Nachtflugbeschränkungen), Nutzungsverbote für bestimmte Start- und Landebahnen oder Landeverbote für besonders laute Flugzeuge. Passiver Lärmschutz wird vor allen Dingen durch die Festsetzung von Immissionsgrenzwerten für Schlaf- und Wohnräume sowie entsprechende Lärmschutzvorrichtungen am Bau bewirkt (s. zu diesen und zu weiteren Maßnahmen KOCH und WIENEKE 2003b, S. 1158 f.).

Höchst problematisch für die praktische Anwendung dieser Bestimmungen ist allerdings die nunmehr seit 50 Jahren fehlende gesetzliche Konkretisierung materieller Lärmschutzstandards (s. SRU 2004, Tz. 659). Weder aus den §§ 6 ff. LuftVG noch aus anderen gesetzlichen Bestimmungen ergeben sich Anhaltspunkte für die Vollzugsbehörden, welche konkreten Lärmgrenzwerte für den zu gewährleistenden Schutz der Bevölkerung vor Fluglärmbelastungen maßgeblich sein sollen (SCHULZE-FIELITZ 2003).

Ohne gesetzliche Konkretisierungen der für den Lärmschutz im Rahmen der Genehmigungs- und Planfeststellungsverfahren verbindlichen Schallpegel sind die Vollzugsbehörden und die regelmäßig angerufenen Gerichte darauf angewiesen, auf der Grundlage des Standes der Lärmwirkungsforschung Grenzwerte eigenständig zu bestimmen. Insbesondere zu § 9 Abs. 2 LuftVG existiert mittlerweile eine umfängliche höchstrichterliche Kasuistik. Für die Bestimmung dessen, was zur Sicherung der Benutzung der benachbarten Grundstücke gegen Gefahren und Nachteile notwendig ist, wird dabei der Maßstab der Zumutbarkeit der Lärmeinwirkungen zugrunde gelegt. Als unzumutbar werden Belastungen noch im Vorfeld dessen qualifiziert, was der Schutz der körperlichen Unversehrtheit und des Eigentums unter grundrechtlichen Gesichtspunkten for-

dert. Relevant ist insoweit die einfachgesetzliche Grenze, von der ab dem Betroffenen eine nachteilige Einwirkung auf seine Rechte billigerweise nicht mehr zugemutet werden soll (s. insbes. BVerwG, Urteil v. 7. Juli 1978, BVerwGE, Bd. 56, S. 110 (123 f.); BVerwG, Urteil v. 29. Januar 1991, BVerwGE, Bd. 87, S. 332 (361); BVerwG, Urteil v. 27. Oktober 1998, BVerwGE, Bd. 107, S. 313 (323)). Durch diesen Maßstab wird auch die durch Abwägung nicht mehr überwindbare Grenze des für die Fluglärmbetroffenen sicherzustellenden Schutzes festgelegt. Dabei ist die Zumutbarkeitsschwelle allerdings nicht abstrakt-generell, sondern nach Maßgabe des Einzelfalles situationsbedingt und bewertend zu bestimmen (BVerwG, Urteil v. 20. Oktober 1989, BVerwGE, Bd. 84, S. 31 (40); BVerwG, Urteil v. 29. Januar 1991, BVerwGE, Bd. 87, S. 332 (361).

824. Auf dieser Grundlage lässt sich in der Rechtsprechung des Bundesverwaltungsgerichts gleichwohl eine deutliche Linie erkennen. So wurde in den Entscheidungen zu den Planfeststellungsbeschlüssen der Flughäfen München II und Erfurt in den Jahren 1991 und 1998 als rechtmäßig bestätigt, dass die Zumutbarkeitsgrenze für die Fluglärmbelastung in Innenräumen am Tage und in der Nacht bei Spitzenpegelwerten von 55 dB(A) festgelegt war. Als Ausnahme von dieser Grenze wurden sechs nächtliche Fluglärmereignisse im Freien über 75 dB(A) bzw. sechsmal über 60 dB(A) innen akzeptiert (BVerwG, Urteil v. 29. Januar 1991, BVerwGE, Bd. 87, S. 332 (362, 372 ff.); BVerwG, Urteil v. 27. Oktober 1998, BVerwGE, Bd. 107, S. 313 (326, 329); s. dazu und zu weiterer Rspr. KOCH und WIENEKE 2003b, S. 1159). In der im Jahre 2006 ergangenen Entscheidung zu dem Flughafen Berlin-Schönefeld hat das Bundesverwaltungsgericht für die Vereinbarkeit eines Nachtschutzkonzeptes mit den Anforderungen des § 9 Abs. 2 LuftVG maßgeblich darauf abgestellt, dass sowohl Maximal- als auch Dauerschallpegel für die Bestimmung des noch zumutbaren Innengeräuschpegels festgelegt werden. Insofern wurden sechs Spitzenwerte von höchstens 55 dB(A) und ein äquivalenter Dauerschallpegel von 35 dB(A) bei geschlossenen Fenstern akzeptiert. Auch für den Tagschutz wurde auf Einzel- und auf Dauerschallpegel abgestellt und ein ausreichender Kommunikationsschutz bei L_{Aeq} 45 dB(A) und L_{Amax} 55 dB(A) innen anerkannt (BVerwG, Urteil v. 16. März 2006, BVerwGE, Bd. 125, S. 116 (214 f., 222 f., 225 ff.)). Im Hinblick auf die Einzelfallbezogenheit der Rechtsprechung im Bereich des § 9 Abs. 2 LuftVG ist die Rechtsposition der Betroffenen durchaus unbefriedigend. Zur Gewährleistung eines wirksamen Fluglärmschutzes im Planfeststellungs- und Genehmigungsverfahren bedarf es daher dringend der immer wieder geforderten untergesetzlichen Konkretisierung relevanter Grenzwerte entsprechend den Regelungen der 16. BImSchV für den Bereich des Straßen- und Schienenverkehrslärms (SRU 2004, Tz. 659; KOCH und WIENEKE 2003b, S. 1159; SCHULZE-FIELITZ 2003, S. 152; STOROST 2004, S. 264).

825. Die durch § 8 Abs. 1 S. 3 LuftVG n. F. nunmehr vorgeschriebene Berücksichtigung der für die Festsetzung der Lärmschutzbereiche gemäß § 2 Abs. 2 FluLärmG n. F. maßgeblichen Lärmpegel im Rahmen von Planfeststellung und Genehmigung ersetzt die dringend erforderliche Fluglärmschutzrechtsverordnung gerade nicht, was auch im Gesetzgebungsverfahren erkannt worden ist (Deutscher Bundestag 2006b, S. 12). Denn die Lärmschwellenwerte für die beiden Tag-Schutzzonen und die Nacht-Schutzzone im Sinne des FluLärmG sind keine akzeptorbezogenen Grenzwerte für den aktiven Lärmschutz, sondern ausschließlich „Auslösewerte für passiven Schallschutz“, wie er detailliert in der maßgeblichen Rechtsverordnung gemäß § 7 FluLärmG geregelt werden soll. Insoweit bleibt die – vage – Zumutbarkeitsschwelle des § 9 Abs. 2 LuftVG nach wie vor die entscheidende Grenze für die Verlärmung der Flughafenumgebung. Die Schutzzonenwerte stärken auch nicht das Gewicht des Schutzes vor Lärm in der Abwägung. Denn im Rahmen der fachplanerischen Abwägung waren seit jeher und sind auch nach der Novellierung des Fluglärmschutzregimes Lärmschutzaspekte als integraler Bestandteil der Umweltverträglichkeit zu berücksichtigen, und zwar „alle mehr als geringfügigen Lärmbelastungen“ (st. Rspr. BVerwG, Urteil v. 29. Januar 1991, BVerwGE, Bd. 87, S. 332, (341 ff.); BVerwG, Urteil v. 27. Oktober 1998, BVerwGE, Bd. 107, S. 313, (322); KOCH und WIENEKE 2003b, S. 1159). Diese Abwägungsposition ist deutlich gewichtiger als es die Schutzzonenwerte sind. Immerhin wird man der „Verzahnung“ von LuftVG und FluLärmG nach § 8 Abs. 1 S. 3 und 4 LuftVG sowie § 13 FluLärmG wohl entnehmen können, dass der durch die Schutzzonenregelungen geschaffene passive Schallschutz nicht „im Rahmen der Abwägung“ abgeschwächt werden darf (so WYSK 2007, S. 248).

9.2.6 Zusammenfassende Bewertung

826. Der wesentliche Regelungsgehalt des hergebrachten und des novellierten FluLärmG wird in Tabelle 9-4 in Bezug auf zivile Flugplätze vergleichend dargestellt.

Tabelle 9-4

Wesentliche Elemente des FluLärmG

<table>
<tr><th colspan="2">FluLärmG a. F.</th><th colspan="3">FluLärmG n. F.</th></tr>
<tr><td colspan="2">Lärmschutzbereich

Verkehrsflughäfen mit Fluglinienverkehr
Lärmpegel L_{Aeq} > 67 dB(A)</td><td colspan="3">Lärmschutzbereich

– Verkehrsflughäfen mit Fluglinien- oder Pauschalflugreiseverkehr

– Verkehrslandeplätze mit Fluglinien- oder Pauschalflugreiseverkehr, Verkehrsaufkommen > 25 000 Bewegungen/Jahr

Lärmpegel tags L_{Aeq} ≥ 55/60 dB(A) nachts L_{Aeq} ≥ 53/55 dB(A), L_{Amax} ≥ 6 mal 57 dB(A)</td></tr>
<tr><td>Lärmschutzzone 1
L_{Aeq} > 75 dB(A)</td><td>Lärmschutzzone 2
L_{Aeq} > 67 dB(A)</td><td>Tag-Schutzzone 1</td><td>Tag-Schutzzone 2</td><td>Nacht-Schutzzone</td></tr>
<tr><td colspan="2" rowspan="2">– Planungs- und Errichtungsverbot für „sensible“ öffentliche Einrichtungen; Ausnahmen mit Schallschutz zulässig</td><td colspan="3">– Planungs- und Errichtungsverbot für „sensible“ öffentliche Einrichtungen</td></tr>
<tr><td colspan="2">– Planungs- und Errichtungsverbot f. Schulen, Kindergärten u. ä.</td><td></td></tr>
<tr><td>– Planungsverbot für Wohnungen

– Errichtungsverbot für Wohnungen; vielfältige Ausnahmen für bestehende Bebauungsrechte (mit Schallschutzauflagen)</td><td>– Wohnungen dürfen geplant und errichtet werden mit Schallschutzauflagen</td><td>– Planungsverbot für Wohnungen; Ausnahme zur Innenverdichtung

– Errichtungsverbot für Wohnungen; vielfältige Ausnahmen für bestehende Bebauungsrechte (mit Schallschutzauflagen)

– z.T. zeitliche Beschränkung des Bebauungsrechts auf sieben Jahre</td><td>– Wohnungen dürfen geplant und errichtet werden mit Schallschutzauflagen</td><td>– Planungsverbot für Wohnungen; Ausnahme zur Innenverdichtung

– Errichtungsverbot für Wohnungen; vielfältige Ausnahmen für bestehende Bebauungsrechte (mit Schallschutzauflagen)

– z.T. zeitliche Beschränkung des Bebauungsrechts auf sieben Jahre</td></tr>
<tr><td colspan="5">Quelle: KOCH und WIENEKE 2003b, Abb. 2; erweiterte Darstellung</td></tr>
</table>

827. Beurteilt man die Novellierung des FluLärmG an dem entscheidenden Maßstab einer Verbesserung des Lärmschutzes der Bevölkerung, so ergibt sich ein etwas zwiespältiges Bild. Einerseits konnten mit der Erweiterung des Anwendungsbereiches des Gesetzes, der Absenkung der Schutzzonen-Grenzwerte und der damit verbundenen Ausdehnung der Lärmschutzbereiche, der Einrichtung einer Nacht-Schutzzone, den Verbesserungen der Ansprüche auf Geldersatz für passive Schallschutzmaßnahmen

und der erstmaligen Begründung von Entschädigungsansprüchen für Beeinträchtigungen des Außenwohnbereiches deutliche Verbesserungen des Schutzniveaus erreicht werden. Andererseits sind aber noch immer etliche Regelungselemente – insbesondere die Relativierung der Bau- und Planungsverbote sowie die Übergangsfristen bei den Entschädigungsregelungen – derart ausgestaltet, dass ein effektiver Schutz vor fluglärmbedingten Beeinträchtigungen und Gefährdungen nur mit deutlichen Einschränkungen gewährleistet werden kann. Eine unzureichende Beschränkung der zulässigen Wohnbebauung im lärmbelasteten Flugplatzumfeld schwächt den erreichbaren Gesundheitsschutz darüber hinaus. Die Novellierung des LuftVG und damit die partielle Verzahnung dieser Regelungen mit dem FluLärmG dürften im Bereich des passiven Schallschutzes eine gewisse Schutzverstärkung und mehr Rechtssicherheit bringen. Hinsichtlich des aktiven Schallschutzes bleibt eine Fluglärmschutzverordnung nach dem Muster der 16. BImSchV dringlich. Auf der Grundlage von FluLärmG und LuftVG ist es auch nicht möglich, einen effektiveren Lärmschutz durch ein bundesweites Flughafenkonzept zu erreichen, in dem im Zuge einer Bundesraumordnung der Neu- und Ausbau von Flughäfen lärmschutzverträglich gesteuert wird. Insoweit fehlt es an der erforderlichen Planungskompetenz des Bundes (KOCH und WIENEKE 2003b, S. 1155). Die Flughafenplanung liegt weiterhin in der Zuständigkeit der Bundesländer, die je für sich ein möglichst dichtes Flugplatznetz als Wettbewerbsvorteil gegenüber anderen Bundesländern ansehen. Als Konsequenz hat die Zahl der Flugplätze in Deutschland in den zurückliegenden Jahren stark zugenommen. Insbesondere regionale Flugplätze wurden vermehrt eingerichtet. Das Fluglärmschutzregime kann diese Entwicklung allenfalls durch seine gegebenenfalls einschlägigen Rechtspflichten in einem innerhalb der aufgezeigten Grenzen verträglichen Rahmen halten. Eine durchgreifende Korrektur erfolgt nicht und kann nur durch eine Raumordnungskompetenz des Bundes erreicht werden (SRU 2005, Tz. 498 f.; HEYMANN und VOLLENKEMPER 2005, S. 6 f.).

9.3 Umgebungslärmrichtlinie

828. Zur Umsetzung der Umgebungslärmrichtlinie (UmgebungslärmRL) ist in das BImSchG ein neuer sechster Teil über die Lärmminderungsplanung eingefügt worden (§§ 47a bis 47f BImSchG, eingefügt durch das Gesetz zur Umsetzung der EG-Richtlinie über die Bewertung und Bekämpfung von Umgebungslärm v. 24. Juni 2005, BGBl. I S. 1794). Entsprechend der Zielsetzung der UmgebungslärmRL sind diese Bestimmungen darauf gerichtet, im Rahmen einer lärmquellenübergreifenden Schutzstrategie schädliche Auswirkungen einschließlich Belästigungen durch Umgebungslärm zu verhindern, ihnen vorzubeugen oder sie zu mindern. Der Begriff Umgebungslärm erfasst dabei gemäß § 47b Nr. 1 BImSchG belästigende oder gesundheitsschädliche Geräusche im Freien, die durch menschliche Aktivitäten verursacht werden,

einschließlich des Lärms, der von Verkehrsmitteln, Straßen-, Eisenbahn- und Flugverkehr sowie Industriegeländen ausgeht. Letztlich soll der Umgebungslärm in besonders belasteten Gebieten reduziert, sowie vorhandene ruhige Gebiete vor vermehrten Lärmeinwirkungen geschützt werden. Dies soll auf der Grundlage eines zweistufigen Instrumentariums erfolgen, das zeitlich gestaffelt umzusetzen ist: Den ersten Schritt bilden strategische Lärmkartierungen, deren maßgebliche Funktion eine Bestandsaufnahme der aktuellen Lärmbelastung ist. Als zweiter Schritt soll auf der Grundlage der Ergebnisse der Lärmkartierung die Lärmaktionsplanung gemäß § 47d BImSchG erfolgen, in deren Rahmen konkrete Maßnahmen zur Lärmminderung und zum Schutz ruhiger Gebiete definiert werden. Für Lärmkartierung und Lärmaktionsplanung sind die folgenden Bereiche relevant:

- Ballungsräume: gemäß § 47b Nr. 2 BImSchG ein Gebiet mit einer Einwohnerzahl von über 100 000 und einer Bevölkerungsdichte von mehr als 1 000 Einwohnern pro Quadratkilometer,
- Hauptverkehrsstraßen: gemäß § 47b Nr. 3 BImSchG Bundesfernstraßen, Landesstraßen oder sonstige grenzüberschreitende Straßen, jeweils mit einem Verkehrsaufkommen von über drei Millionen Kraftfahrzeugen pro Jahr,
- Haupteisenbahnstrecken: nach § 47b Nr. 4 BImSchG Schienenwege von Eisenbahnen nach dem Allgemeinen Eisenbahngesetz mit einem Verkehrsaufkommen von über 30 000 Zügen pro Jahr,
- Großflughäfen: gemäß § 47b Nr. 5 BImSchG Verkehrsflughäfen mit einem Verkehrsaufkommen von über 50 000 Bewegungen pro Jahr.

In Bezug auf die quantitativ wichtigsten lärmbelasteten Bereiche (SCHULZE-FIELITZ in: KOCH/SCHEUING 2007, § 47c Rn. 13) waren gemäß § 47c Abs. 1 BImSchG bis zum 30. Juni 2007 strategische Lärmkarten zu erarbeiten, und zwar für

- Ballungsräume mit mehr als 250 000 Einwohnern,
- Hauptverkehrsstraßen mit einem Verkehrsaufkommen von über sechs Millionen Kraftfahrzeugen pro Jahr,
- Haupteisenbahnstrecken mit einem Verkehrsaufkommen von über 60 000 Zügen pro Jahr und
- Großflughäfen.

Für die übrigen Ballungsräume, Hauptverkehrsstraßen und Haupteisenbahnstrecken sind Lärmkarten bis zum 30. Juni 2012 zu erstellen. In Bezug auf die Bereiche, die der Kartierungspflicht der ersten Stufe unterfielen, soll die Aktionsplanung bis zum 18. Juli 2008, für die übrigen Ballungsräume, Hauptverkehrsstraßen und Haupteisen-

bahnstrecken bis zum 18. Juli 2013 abgeschlossen werden. Tabelle 9-5 veranschaulicht den maßgeblichen Zeitplan.

Tabelle 9-5

Zeitplan für die Erarbeitung von Lärmkarten und Aktionsplänen

Untersuchungsbereich	Phase	Lärmkarten bis	Aktionspläne bis
Ballungsräume > 250 000 Einw.	1	30. Juni 2007	18. Juli 2008
Hauptverkehrsstraßen > 6 Mio. Fahrzeuge/Jahr			
Haupteisenbahnstrecken > 60 000 Züge/Jahr			
Großflughäfen > 50 000 Bewegungen/Jahr			
Ballungsräume > 100 000 Einw.	2	30. Juni 2012	18. Juli 2013
Hauptverkehrsstraßen > 3 Mio. Fahrzeuge/Jahr			
Haupteisenbahnstrecken > 30 000 Züge/Jahr			
Quelle: POPP 2006, S. 45			

829. Für den Vollzug dieses Lärmschutzregimes sind gemäß § 47e Abs. 1 BImSchG grundsätzlich die Gemeinden oder die nach Landesrecht zuständigen Behörden verantwortlich. Die meisten Bundesländer haben die Regelzuständigkeit der Gemeinden übernommen, unterstützen diese jedoch bei der Bewältigung der anspruchsvollen und komplexen Aufgaben der Lärmkartierung und der Lärmaktionsplanung sowohl in technischer, praktischer als auch in finanzieller Hinsicht. So stellt beispielsweise das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen den 280 betroffenen Kommunen landesweit verfügbare Geometrie- und Verkehrsdaten zur Verfügung, führt die Lärmkartierung der Hauptverkehrsstraßen außerhalb der Ballungsräume für Kommunen mit weniger als 250 000 Einwohnern und der Flughäfen Düsseldorf und Köln/Bonn durch, erhebt und stellt die Emissionsdaten für die gewerblichen und industriellen Anlagen in den Ballungsräumen bereit und sammelt und übermittelt schließlich die Lärmkarten an das BMU (MUNLV o. J.; STÖCKER-MEIER et al. 2007; Übersicht über die Zuständigkeiten für die Lärmkartierung in den einzelnen Bundesländern in Deutscher Bundestag 2008, S. 4 f.). In manchen Bundesländern wird hinsichtlich der Zuständigkeit auch differenziert. In Hessen ist etwa das Landesamt für Umwelt und Geologie für die Lärmkartierung zuständig, während die Regierungspräsidien die Aktionsplanung vornehmen. In Mecklenburg-Vorpommern wird die Kartierung durch das Land durchgeführt, die Lärmaktionsplanung wiederum durch die Gemeinden.

Nachfolgend werden der Stand und die Ergebnisse der Lärmkartierung der ersten Phase sowie wesentliche Grundsätze der inzwischen angelaufenen Lärmaktionsplanung dargestellt. Der von den Schienenwegen der Eisenbahnen des Bundes ausgehende Lärm kann in diese Betrachtung nicht einbezogen werden, da das für die Lärmkartierung gemäß § 47e Abs. 1 BImSchG zuständige Eisenbahnbundesamt bei Redaktionsschluss dieses Textes (Januar 2008) noch keine Lärmkarten vorgelegt hatte.

9.3.1 Strategische Lärmkartierung

9.3.1.1 Inhalt und Umfang

830. Inhaltliche Vorgaben für die Lärmkartierung ergeben sich neben § 47c BImSchG aus der 34. BImSchV (Verordnung über die Lärmkartierung, BGBl. I vom 6. März 2006, S. 516), die zur Konkretisierung der Anforderungen an Lärmkarten erlassen worden ist. Darüber hinaus hat die Bund/Länderarbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz (LAI) Hinweise zur Lärmkartierung veröffentlicht (LAI 2006), die den für die Kartierung zuständigen Stellen als Vollzugshilfe dienen. In Bezug auf den Inhalt der Lärmkarten verweist § 47c Abs. 2 BImSchG auf die in Anhang IV der UmgebungslärmRL normierten Mindestanforderungen und die gemäß Anhang VI der Europäischen Kommission zu übermittelnden Daten. Danach müssen Daten zu den folgenden Aspekten dargestellt werden:

- zur Lärmsituation, ausgedrückt durch einen Lärmindex,
- zur Überschreitung eines Grenzwertes,
- über die geschätzte Anzahl an Wohnungen, Schulen und Krankenhäusern in einem Gebiet, die bestimmten Werten eines Lärmindexes ausgesetzt sind sowie
- die geschätzte Anzahl der Menschen in einem belasteten Gebiet.

Gemäß § 4 Abs. 1 der 34. BImSchV muss die Kartierung in Bezug auf Ballungsräume neben den sog. Hauptlärmquellen, das sind alle Hauptverkehrsstraßen, alle Haupteisenbahnstrecken und alle Großflughäfen – soweit diese erheblichen Umgebungslärm hervorrufen – auch auf

- sonstige Straßen,
- sonstige Schienenwege von Eisenbahnen nach dem Allgemeinen Eisenbahngesetz,
- Schienenwege von Straßenbahnen i. S. d. § 4 Personenbeförderungsgesetz,
- sonstige Flugplätze für den zivilen Luftverkehr sowie

- Industrie- und Gewerbegelände, auf denen sich eine oder mehrere IVU-Anlagen befinden, einschließlich Häfen für die Binnen- oder Seeschifffahrt mit einer Gesamtumschlagsleistung von mehr als 1,5 Mio. t pro Jahr,

erstreckt werden. Die Lärmkarten sind gemäß § 47c Abs. 4 BImSchG alle fünf Jahre nach dem Zeitpunkt ihrer Erstellung zu überprüfen und bei Bedarf zu aktualisieren. Konkrete inhaltliche Anforderungen an diese Darstellungen sind in der 34. BImSchV statuiert.

Den Anforderungen der UmgebungslärmRL entsprechend sind unterschiedliche Karten zu erarbeiten. Dies folgt zum einen aus dem in der Richtlinie definierten Sinn und Zweck der Kartierung, nach dem die der EU Kommission zu übermittelnden Daten aufbereitet, die Bürger informiert und eine Grundlage für die Lärmaktionspläne geschaffen werden sollen. Zur Erfüllung jedes einzelnen dieser Zwecke bedarf es nach Anhang IV Nr. 4 der UmgebungslärmRL einer anderen Art von Lärmkarte. Gemäß § 4 Abs. 2 der 34. BImSchV werden Lärmkarten darüber hinaus getrennt für jede Lärmart – Straßenlärm, Schienenlärm, Fluglärm, Industrie- und Gewerbelärm einschließlich Hafenlärm – erstellt. Über diese Lärmquellen separierende Kartierung hinaus wird jedoch nicht gefordert, für einzelne Gebiete auch einheitliche Lärmkarten zu erarbeiten, in denen eine vollständige Übersicht über alle relevanten Lärmquellen sowie deren Zusammenwirken gegeben wird. Weder die UmgebungslärmRL noch die §§ 47a ff. BImSchG nebst untergesetzlichem Instrumentarium schließen die Aufstellung einer derartigen Lärmgesamtkarte explizit aus. Eine alle Lärmquellen integrierende Betrachtung wird indessen nicht gefordert, obwohl aus der Definition des Begriffes Umgebungslärm in Art. 3 lit. a) der UmgebungslärmRL eindeutig folgt, dass Umgebungslärm i. S. d. Richtlinie die Summationswirkung sämtlicher erfassten Lärmquellen beinhaltet (KOCH und PRALL 2002, S. 673). Im Übrigen ist auch vom Schutzziel der UmgebungslärmRL her eine akzeptorbezogene und damit in dieser oder jener Weise summative Betrachtung unverzichtbar. Summenkonflikte sind daher im Rahmen der Lärmkartierung deutlich zu machen (FELDMANN 2005, S. 357; MITSCHANG 2006, S. 436).

In den Lärmkarten ist die Lärmsituation mit Isophonenbändern (= Lautstärkepegel in einem Bereich ± 5 db) entsprechend der DIN 18005 Teil 2, Ausgabe September 1991, farblich darzustellen. Dies erfolgt auf der Grundlage der Lärmindizes L_{den} und L_{night} wie in Tabelle 9-6 abgebildet.

Tabelle 9-6

In den strategischen Lärmkarten abzubildende Lärmindizes

L_{den}	L_{night}
	> 45 dB(A) bis 50 dB(A) (optional)
> 55 dB(A) bis 60 dB(A)	> 50 dB(A) bis 55 dB(A)
> 60 dB(A) bis 65 dB(A)	> 55 dB(A) bis 60 dB(A)
> 65 dB(A) bis 70 dB(A)	> 60 dB(A) bis 65 dB(A)
> 70 dB(A) bis 75 dB(A)	> 65 dB(A) bis 70 dB(A)
> 75 dB(A)	> 70 dB(A)
	SRU/UG 2008/Tab. 9-6

Diese Indizes sind in § 2 der 34. BImSchV in Verbindung mit Anhang I der UmgebungslärmRL definiert. L_{den} bezeichnet dabei den während der Zeitabschnitte Tag, Abend und Nacht (**d**ay: von 6.00 bis 18.00 Uhr, **e**vening: von 18.00 bis 22.00 Uhr, **n**ight: von 22.00 bis 6.00 Uhr) über einen Zeitraum von 24 Stunden zu errechnenden äquivalenten Dauerschallpegel während eines einjährigen Beurteilungszeitraumes. Der Lärmindex L_{night} bezieht sich dagegen ausschließlich auf den Nachtzeitraum zwischen 22.00 und 6.00 Uhr. Die Bestimmung der L_{den}- und der L_{night}-Werte erfolgt gemäß § 5 Abs. 1 der 34. BImSchV durch Berechnung. Die Erarbeitung gemeinschaftseinheitlicher Berechnungsverfahren wird in Art. 5 Abs. 1 UmgebungslärmRL für die Zukunft in Aussicht gestellt. Zum Zeitpunkt der ersten Phase der Lärmkartierung existierten entsprechende Verfahren jedoch noch nicht. Für die Lärmkartierung in Deutschland wurden auf der Grundlage von § 5 Abs. 1 der 34. BImSchV durch das Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS) sowie das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) die folgenden Vorläufigen Berechnungsverfahren für den Umgebungslärm erarbeitet und im Bundesanzeiger (Ausgabe Nr. 154a vom 17. August 2006, S. 1-218) veröffentlicht:

- Vorläufige Berechnungsmethode für den Umgebungslärm an Schienenwegen (VBUSch),
- Vorläufige Berechnungsmethode für den Umgebungslärm an Straßen (VBUS),
- Vorläufige Berechnungsmethode für den Umgebungslärm an Flugplätzen (VBUF) und die
- Vorläufige Berechnungsmethode für den Umgebungslärm durch Industrie und Gewerbe (VBUI).

Die Berechnung der Belastetenzahlen erfolgt auf der Grundlage der Vorläufigen Berechnungsmethode zur Ermittlung der Belastetenzahlen durch Umgebungslärm (VBEB, Bundesanzeiger Ausgabe Nr. 75 vom 20. April 2007, S. 4137; s. für weitere inhaltliche

Anforderungen an die Lärmkartierung SCHULZE-FIELITZ in: KOCH/SCHEUING 2007, § 47c Rn. 22 ff.; Tz. 837 ff.).

831. Von der zweistufigen Kartierungspflicht sind in Deutschland insgesamt

- 82 Großstädte,
- circa 40 000 Straßenkilometer der Hauptverkehrsstraßen,
- circa 10 000 Schienenkilometer der Haupteisenbahnstrecken sowie
- die zehn Großflughäfen: Frankfurt/Main, München, Düsseldorf, Köln/Bonn, Stuttgart, Berlin (Tegel), Hamburg, Hannover, Nürnberg und Berlin (Schönefeld)

erfasst (Deutscher Bundestag 2004, S. 20 ff.). Über die Großstädte hinaus unterliegen aber auch viele kleinere Gemeinden der Kartierungspflicht, da diese innerhalb eines Ballungsraumes mit der für die Kartierungsschwelle relevanten Einwohnerzahl liegen (Grüne Liga 2007).

9.3.1.2 Herausforderungen für die Planungsträger

832. Die bis zum 30. Juni 2007 für die aufgezeigten von der ersten Kartierungsstufe erfassten Bereiche zu leistende strategische Lärmkartierung hat die von der Kartierungspflicht Betroffenen vor zum Teil erhebliche Herausforderungen gestellt (STÖCKER-MEIER et al. 2007, S. 7). Diese gehen maßgeblich auf einen knappen Zeitrahmen, die Komplexität der Aufgabe sowie Unsicherheiten in Bezug auf wichtige inhaltliche Fragen zurück. Ursächlich für den Zeitdruck war auch die verspätete Umsetzung der UmgebungslärmRL in das deutsche Recht. Diese hätte gemäß Art. 14 Abs. 1 UmgebungslärmRL bis zum 18. Juli 2004 geleistet werden müssen. Die Umsetzung im Rahmen der im Juni 2005 in Kraft getretenen §§ 47a bis f BImSchG erfolgte damit etwa ein Jahr zu spät und führte dazu, dass zwischen dem Ende der Kartierungsfrist am 30. Juni 2007 und dem Inkrafttreten des sechsten Teils des BImSchG lediglich zwei Jahre Zeit lagen (s. zum Gesetzgebungsverfahren REPKEWITZ 2006, S. 409 f.). Das die Vorschriften des sechsten Teils des BImSchG konkretisierende Instrumentarium wurde noch deutlich später erlassen bzw. vereinbart. Die 34. BImSchV wurde im März 2006 im Bundesgesetzblatt veröffentlicht, die vorläufigen Berechnungsverfahren für den Umgebungslärm nach § 5 Abs. 1 der 34. BImSchV wurden im August 2006 im Bundesanzeiger veröffentlicht und erst im September 2006 konnte zwischen den beteiligten Akteuren Einvernehmen über die LAI Hinweise zur Lärmkartierung erzielt werden. Nach dem Inkrafttreten der gesetzlichen Regelungen mussten in den Bundesländern noch die Vollzugszuständigkeiten festgelegt werden. Erst danach konnte mit dem aufwändigen Kartierungsprozess begonnen werden.

Für die Erstellung strategischer Lärmkarten ist umfangreiches Datenmaterial erforderlich. Diese Daten waren zu Beginn der Kartierung zum Teil unvollständig, zum Teil

konnten auch die für die Lärmkartierung zuständigen Stellen nicht auf vorhandene Daten zurückgreifen, da diese von anderen Verwaltungsträgern vorgehalten wurden, die anfangs nicht dazu bereit waren, die Daten kostenfrei zur Verfügung zu stellen. Entsprechende gesetzliche Konkretisierungen fehlen (REPKEWITZ 2006, S. 413). Die Problematik der Datenherausgabe durch andere Verwaltungsträger konnte aber weitgehend überwunden werden. Waren die erforderlichen Daten jedoch nicht vorhanden, mussten sie erhoben werden. So fehlten zum Teil etwa Bestandsaufnahmen bereits vorhandener Schallschutzeinrichtungen sowie Informationen über Gebäudehöhen, Straßenbeläge oder die auf bestimmten Straßen zulässigen Höchstgeschwindigkeiten. Die Erhebung dieser Daten war für die Kartierung von grundlegender Bedeutung, da die Qualität und die Vollständigkeit der Eingangsdaten der entscheidende Faktor für die Zweckdienlichkeit der strategischen Lärmkarten ist. Wurden an Stelle der tatsächlichen Daten modellierte Daten zugrunde gelegt, begründet dies die Gefahr unzuverlässiger Ergebnisse, da bereits kleine Abweichungen der tatsächlichen Gegebenheiten zu erheblichen Veränderungen der Beurteilung der Lärmsituation führen. Neben qualitätsverbesserten Lärmkarten hat die Datenerhebung den Vorteil, dass die Daten auch für andere Planungsverfahren genutzt werden können und daher künftig Kosteneinsparungen begründen werden.

Mangels bundesweit verbindlicher Vorgaben bestand zudem Unklarheit über die erforderliche Untersuchungstiefe. So wurde in einigen Gemeinden eine Erfassung auch kleiner Nebenstraßen und Sackgassen durchgeführt. Andere Kartierungen wurden auf große Straßen beschränkt. Die insoweit einschlägigen LAI-Vorgaben (LAI 2006, Nr. 2.2) wurden zum Teil aus Kostengründen nicht beachtet. Vor dem Hintergrund der unterschiedlichen Herangehensweise können die vorhandenen Lärmkarten nur begrenzt miteinander verglichen werden. Dies führt insbesondere bei Straßen, die durch mehrere Bundesländer verlaufen, dazu, dass für dieselbe Straße unterschiedliche Lärmwerte ermittelt wurden. Die Länder arbeiten derzeit an der Überwindung dieser Unstimmigkeiten.

9.3.1.3 Ergebnisse der Kartierung

833. Im Januar 2008 waren dem UBA Lärmkartierungen für die folgenden Ballungsräume mit mehr als 250 000 Einwohnern gemeldet: Augsburg, Berlin, Bremen, Frankfurt, Hamburg, Karlsruhe, Leipzig, Mannheim, München, Stuttgart, Wiesbaden. Damit hatten lediglich elf der insgesamt 27 auf der ersten Stufe kartierungspflichtigen Ballungsräume ihre Meldepflicht an das UBA erfüllt (Deutscher Bundestag 2008, S. 6). In vielen Fällen waren die anfangs im Internet veröffentlichten strategischen Lärmkarten nicht vollständig und wurden in der Folgezeit kontinuierlich ergänzt und verbessert.

9.3.1.3.1 Bewertungsmaßstäbe

834. Will man Qualität und Ertrag der Kartierung bilanzieren, sind im Hinblick auf den gesetzlich geforderten Inhalt der Karten und die auf ihrer Grundlage durchzuführende Lärmaktionsplanung die folgenden Kriterien unverzichtbar:

Vollständigkeit der zu erfassenden Lärmquellen

835. Darzustellen sind die Lärmbelastungen durch den Straßen-, Schienen- und Luftverkehr sowie die Industrie in Bezug auf die Indizes L_{den} und L_{night}. Wegen der Kartierungszuständigkeit des Eisenbahnbundesamtes für Schienenwege des Bundes (s. Tz. 829) beschränkt sich die Kartierungspflicht der Städte und Gemeinden auf die übrigen Schienenwege; dies betrifft insbesondere den öffentlichen Personennahverkehr.

Angabe der Belastetenzahlen

836. Für jede kartierungsrelevante Lärmquelle sind im Hinblick auf die zu erhebenden Lärmintervalle (s. Tab. 9-6) gemäß § 4 Abs. 4 Nr. 3 der 34. BImSchV tabellarische Angaben über die geschätzte Zahl von Personen erforderlich, die in den Gebieten innerhalb der darzustellenden Isophonenbänder wohnen. Die Berechnung erfolgt auf der Grundlage der VBEB (Tz. 830).

Überschreitung relevanter Grenzwerte

837. In grafischer Form sind gemäß § 4 Abs. 4 Nr. 2 der 34. BImSchV Überschreitungen relevanter Lärmgrenzwerte darzustellen, aufgrund derer Lärmschutzmaßnahmen in Erwägung gezogen oder eingeführt werden. Auf welche Werte insoweit abzustellen ist, ist jedoch weder in der UmgebungslärmRL noch in der deutschen Umsetzungsgesetzgebung statuiert. Die Belastungsschwelle, ab deren Erreichen Lärmschutzmaßnahmen in Betracht gezogen oder ergriffen werden, stellt die Auslöseschwelle der Lärmaktionsplanung dar. Neben den insoweit in den einzelnen Bundesländern zugrunde gelegten Auslösewerten (s. dazu noch detailliert Tz. 848) müssen aber auch Überschreitungen rechtlich festgesetzter Lärmgrenzwerte dargestellt werden. Dies folgt daraus, dass ein effektives Lärmschutzregime jedenfalls Maßnahmen zur Eindämmung bestehender Grenzwertüberschreitungen beinhalten muss. Im deutschen Recht sind Lärmgrenzwerte in Bezug auf den Straßenverkehr insbesondere in der 16. BImSchV, hinsichtlich des Anlagenlärms in Nr. 6 der TA Lärm und für Sportanlagen in der 18. BImSchV statuiert. Zwar unterliegen nach dem deutschen Recht nicht sämtliche dieser Lärmquellen zwingend dem Kartierungserfordernis. So sind nach § 4 Abs. 1 der 34. BImSchV in die Lärmkartierung der Ballungsräume neben den Hauptlärmquellen auch sonstige Straßen, Schienenwege, Flugplätze sowie Industrie- und Gewerbegelände, auf denen sich eine oder mehrere Anlagen nach dem Anhang I der IVU-Richtlinie befinden, einzubeziehen; allerdings nur, wenn diese sons-

tigen Lärmquellen erheblichen Umgebungslärm hervorrufen. Der UmgebungslärmRL liegt indessen ein weiter gehender Ansatz zugrunde. So ist in Nr. 8 der Anlage IV der Richtlinie ausdrücklich vorgesehen, dass zusätzlich zu den Lärmkarten für den Straßenverkehrs-, Eisenbahn- und Fluglärm sowie den Industrie- und Gewerbelärm auch Karten für andere in der Richtlinie nicht näher bezeichnete Lärmquellen erstellt werden können. Vor diesem Hintergrund unterliegen auch Überschreitungen der in Nr. 6 der TA Lärm statuierten Immissionsrichtwerte und der Lärmgrenzwerte der 18. BImSchV dem Kartierungserfordernis.

Gesamtlärmbelastung

838. Im Hinblick auf die Schutzrichtung der UmgebungslärmRL ist es zudem erforderlich, die summierte Belastung durch unterschiedliche Lärmquellen darzustellen. Wie dargelegt zielt bereits der Begriff „Umgebungslärm“ auf eine Gesamtbetrachtung der Lärmeinwirkungen (Tz. 830). Auch kann eine sachgerechte Lärmminderungsplanung nicht ohne eine Gesamtlärmbetrachtung auskommen. Dementsprechend ist es gemäß § 47d Abs. 1 S. 3 BImSchG für die Lärmaktionsplanung auch vorgeschrieben, die Belastung eines Ortes durch mehrere Lärmquellen zu berücksichtigen. Dies gelingt aber nur, wenn die Gesamtlärmbelastung bereits im Rahmen der Lärmkartierung deutlich gemacht wird. Anderenfalls ist im Zuge der nachfolgenden Lärmaktionsplanung eine angemessene summative Gesamtlärmbetrachtung nachzuholen.

Ruhige Gebiete

839. Nach § 47d Abs. 2 S. 2 BImSchG soll die Lärmaktionsplanung auch darauf gerichtet sein, ruhige Gebiete gegen eine Lärmzunahme zu schützen. Voraussetzung dafür ist, dass die für die Planung zuständigen Behörden Kenntnis über die Lage dieser Gebiete und ihrer Belastungen haben. Diese Informationen können zwar insbesondere mit Hilfe der Lärmkarte, in der die Gesamtlärmbelastung dargestellt ist, ermittelt werden. Eine derartige Ermittlung im Vorfeld der Planung belastet die Arbeiten jedoch erheblich. Daher bietet es sich über die gesetzlichen Anforderungen hinausgehend an, ruhige Gebiete in den Lärmkarten zu erheben. Problematisch ist jedoch, dass insoweit keine gesetzlichen Grenzwerte festgelegt sind. Auch bei der Formulierung der LAI-Hinweise gelang keine Abstimmung einschlägiger Werte (LAI 2006; 2007). Aus der Begriffsdefinition in Art. 3 lit. l) UmgebungslärmRL folgt immerhin, dass für die Qualifikation eines Gebietes als ruhig die Gesamtlärmbelastung maßgeblich sein muss. Ein ruhiges Gebiet in einem Ballungsraum ist danach ein von der zuständigen Behörde festgelegtes Gebiet, in dem beispielsweise der L_{den}-Index oder ein anderer geeigneter Lärmindex für sämtliche Schallquellen einen bestimmten, von dem Mitgliedstaat festgelegten Wert nicht übersteigt.

Mithin ist jede kartierungspflichtige Stelle eigenverantwortlich für die Festlegung entsprechender Grenzwerte und Kriterien zuständig. Bei den bisher vorliegenden Ausweisungen waren teils objektive, teils subjektive Aspekte entscheidend. So wurden in Nordrhein-Westfalen Gebiete berücksichtigt, deren Fläche größer als 10 km^2 ist und die mit Mittelungspegeln unter 40 dB(A) belastet sind. Dabei war eine Betrachtung des Gesamtgeräusches aus Straßen-, Schienen-, Flug- sowie Industrielärm maßgeblich (LAI 2007, S. 5, 34). In Hamburg wird ein aus Lärmgrenzwerten und subjektiven Kriterien kombinierter Ansatz zugrunde gelegt. Für die Einordnung als ruhiges Gebiet ist ein Pegel von 55 dB(A) und für die Einordnung als besonders ruhig von 45 dB(A) maßgeblich. Als qualitative Kriterien sind

- die räumliche Nähe zu Wohngebieten (Stadtoasen als Ruheplätze im Alltag),
- die Schutzfunktion gegenüber Gefährdungen des Straßenverkehrs und
- eine Größe, die eine Naherholung ohne Störung ermöglicht,

relevant (RICHARD et al. 2008, S. 28 ff.). Demgegenüber wurden jedoch Gebiete als ruhig ausgewiesen, die zum Teil stark lärmbelastet sind. Ausschlaggebend war, dass die Gebiete zur Naherholung genutzt werden und daher vor einer Lärmzunahme geschützt werden sollen.

Grundsätzlich entspricht die Kombination subjektiver und objektiver Faktoren der UmgebungslärmRL, wobei die Maßgeblichkeit eines akustischen Lärmpegels aus Art. 3 lit. l) folgt. Allerdings sollte der Pegel nicht zu hoch sein. Die Lärmbelastung sollte zur Vermeidung erheblicher Belästigungen langfristig einen Grenzwert von 55 dB(A) nicht übersteigen (Tz. 807). Eine effektive Erholung, die mit dem Schutz ruhiger Gebiete sichergestellt werden soll, kann auf der Grundlage dieses Grenzwertes indessen nicht erreicht werden. Insofern sollte zumindest der in Nr. 6.1 lit. e) der TA Lärm für reine Wohngebiete maßgebliche Immissionsrichtwert von 50 dB(A) entscheidend sein, besser noch der gemäß Nr. 6.1 lit. f) für Kurgebiete, Krankenhäuser und Pflegeanstalten relevante Wert von 45 dB(A). Die Gebiete müssen zudem eine gewisse Größe aufweisen. Dass auch subjektive Merkmale herangezogen werden dürfen, ergibt sich aus Art. 2 Abs. 1 UmgebungslärmRL, in dem der Geltungsbereich der Richtlinie unter anderem auf den Umgebungslärm erstreckt wird, dem Menschen in öffentlichen Parks oder anderen ruhigen Gebieten eines Ballungsraumes ausgesetzt sind. Stellt man insoweit auf die Naherholungsfunktion ab, so können grundsätzlich alle Gebiete als ruhig qualifiziert werden, die für die Erholung genutzt werden.

Um eine einheitliche Praxis zu gewährleisten, sind bundesweit geltende Ausweisungskriterien erforderlich. Neben objektiven können auch subjektive Aspekte statuiert werden. Im Gegensatz zu dem ursprünglichen Regierungsentwurf für die nationale Umsetzung der UmgebungslärmRL ist in den §§ 47a bis f BImSchG allerdings keine spezifi-

sche Ermächtigungsgrundlage zum Erlass einer entsprechenden Rechtsverordnung normiert (Deutscher Bundestag 2004, S. 9, § 47 p Abs. 2 Nr. 11). Diese kann aber auf der Grundlage von § 47f Abs. 1 Nr. 4 BImSchG erlassen werden, nach dem durch Rechtsverordnung Kriterien für die Festlegung von Maßnahmen in Lärmaktionsplänen festgelegt werden können. Da es für den Schutz ruhiger Gebiete entscheidend ist, diese zunächst festzulegen, steht die Regelung in unmittelbarem Zusammenhang mit der Lärmaktionsplanung.

Übersichtlichkeit und Transparenz

840. Die Lärmkarten sind gemäß § 7 der 34. BImSchV in für die Öffentlichkeit verständlicher Darstellung in leicht zugänglichen Formaten zu verbreiten. Soweit vorhanden, sollen dafür elektronische Kommunikationsmittel verwendet werden. Erforderlichenfalls ist der Öffentlichkeit eine Zusammenfassung mit den wichtigsten Punkten zur Verfügung zu stellen. Die Übersichtlichkeit der Lärmkarten ist für die erforderliche Information und Beteiligung der Öffentlichkeit sowie anderer Behörden (Tz. 849 ff.), aber auch als Ausgangsinformation für die Lärmaktionsplanung von essentieller Bedeutung.

9.3.1.3.2 Lärmkartierungen der fünf größten deutschen Städte

841. Betrachtet man auf dieser Grundlage die der Öffentlichkeit über das Internet zugänglichen Lärmkarten der fünf größten deutschen Städte Berlin, Hamburg, München, Köln und Frankfurt am Main, so werden zum Teil deutliche Defizite der Karten offenbar. Immerhin haben alle Städte inzwischen Lärmkarten veröffentlicht (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung 2007; BSU 2007; RGU 2008; MUNLV o. J.; HLUG 2007). Diese bilden auch die zu erfassenden Lärmquellen vollständig ab und enthalten die erforderlichen Angaben über die Belastetenzahlen, so beispielsweise für Berlin die in Tabelle 9-7 dargestellten Zahlen.

Tabelle 9-7

Belastetenzahlen Berlin

	Straße		Straßen- u. U-Bahn		Eisen- u. S-Bahn		Industrie/Gewerbe		Flugverkehr	
	Belastete		Belastete		Belastete		Belastete		Belastete	
dB(A)	L_{den}	L_{night}	L_{den}	L_{night}	L_{den}	L_{night}	L_{den}	L_{night}	L_{den}	L_{night}
>45 - 50*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
>50 - 55	-	183 800	-	31 400	-	77 900	-	100	-	61 400
>55 - 60	220 200	146 400	38 000	16 600	104 600	31 800	200	100	133 100	12 000
>60 - 65	155 000	135 300	25 700	6 300	42 200	10 300	100	0	96 600	600
>65 - 70	140 200	56 300	11 600	500	17 200	2 600	100	0	20 100	0
>70 - 75	112 600	-	1 400	-	5 100	-	0	-	1 500	-
>70	-	1 400	-	0	-	400	-	0	-	0
>75	20 800	-	0	-	800	-	0	-	0	-
Summe	2447	2721	0	0	800	400	0	0	0	0
* nach ULR optionale Erfassung, davon hier kein Gebrauch gemacht										
Quelle: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung 2007, verändert										

Allerdings findet sich in keiner der öffentlich zugänglichen Lärmkartierungen eine Darstellung von Überschreitungen gesetzlicher Lärmgrenzwerte und der zumutbaren Gesamtlärmbelastung. Ansatzweise wird eine summative Betrachtung der Lärmimmissionen lediglich in Berlin ermöglicht. Über die Lärmkartierungen der einzelnen Lärmquellen hinaus steht dort eine Lärmkarte zur Verfügung, die die Fassadenpegel an Wohngebäuden im Einwirkbereich von Hauptlärmquellen darstellt. So sind zumindest sämtliche auf ein Wohngebäude einwirkenden Lärmquellen, die der Kartierungspflicht unterliegen, in einer Karte erfasst (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung 2007).

Eine Kartierung ruhiger Gebiete ist lediglich für Hamburg in öffentlich zugänglicher Form verfügbar (RICHARD et al. 2008, Abb. 7).

Die Übersichtlichkeit und Handhabbarkeit der Lärmkarten ist nur zum Teil gut. Probleme bereiten insbesondere die von einigen Städten verwendeten sehr großen Dokumente, die es dem Verwender handelsüblicher Software nur unter großen Schwierigkeiten gestatten, sich über die Lärmbelastung zu informieren. Positiv hervorzuheben sind dagegen die von Berlin, München und Köln angebotenen Möglichkeiten der adressgenauen Belastungsabfrage.

842. Die veröffentlichten Lärmkarten bestätigen, dass die Bevölkerung unter einer erheblichen Lärmbelastung leidet. Dabei ist der Straßenverkehr die bedeutendste Lärmquelle, gefolgt vom Flug- und Schienenverkehr. Viele Wohnnutzungen sind Straßenverkehrslärmpegeln von bis zu 70 dB(A), teilweise sogar darüber, ausgesetzt. So sind von der erfassten Berliner Bevölkerung etwa 20 % Lärmpegeln von L_{den} über 55 dB(A) und knapp 16 % von L_{night} über 50 dB(A) ausgesetzt (in die Erhebung der

Lärmbelastung wurden 3 332 249 Einwohner einbezogen, Senatsverwaltung für Stadtentwicklung 2007). Im Ballungsraum Frankfurt am Main sind sogar knapp 30 % der Einwohner Straßenlärmpegeln von L_{den} über 55 dB(A) und circa 20 % von L_{night} über 50 dB(A) ausgesetzt (in die Erhebung wurden 664 000 Einwohner einbezogen, ACCON 2007, S. 26). Die Kartierungen und Belastetenzahlen verdeutlichen auch, dass die aus Gesundheitsschutzgründen zu fordernden Schutz- bzw. Vorsorgewerte von 65 bzw. 55 dB(A) (Tz. 807) zumindest in den Großstädten weiträumig verfehlt werden. Die im Vergleich zu den übrigen Lärmquellen relativ niedrigen Belastetenzahlen in Bezug auf Industrie- und Gewerbelärm (s. Tab. 9-7) gehen auf ein Defizit der UmgebungslärmRL zurück. Gemäß Art. 3 lit. a) der UmgebungslärmRL ist die Kartierungspflicht auf den von IVU-Anlagen ausgehenden Lärm beschränkt. Dies entspricht allerdings nicht der tatsächlichen Belastungssituation. IVU-Anlagen sind umfassend gesetzlich reguliert und müssen als Grundbedingung eines gesetzeskonformen Betriebes die relevanten Lärmgrenzwerte einhalten. Die Lärmemissionen industrieller und gewerblicher Anlagen, die die Bevölkerung tatsächlich erheblich belasten, gehen jedoch ganz überwiegend auf Anlagen zurück, die nicht der IVU-Richtlinie unterfallen. Erhebliche Lärmbelästigungen gehen auch von dem in der UmgebungslärmRL nicht explizit regulierten An- und Ablieferverkehr aus, der im Zusammenhang mit dem Betrieb von IVU-Anlagen entsteht. Dieser ist zwar nach den maßgeblichen Berechnungsgrundlagen zu erfassen. Dies wurde jedoch bislang vielfach nur unzureichend in die Praxis umgesetzt. Bei einer künftigen Überarbeitung der Richtlinie sollte eine Korrektur dieser Defizite erfolgen.

9.3.2 Lärmaktionsplanung

843. Das zweite Element des Lärmminderungskonzeptes bilden die Lärmaktionspläne, die gemäß § 47d Abs. 1 BImSchG bis zum 18. Juli 2008 zunächst für die von der ersten Stufe der Kartierungspflicht erfassten Bereiche (Tz. 828, Tab. 9-5) und bis zum 18. Juli 2013 für sämtliche Ballungsräume, Hauptverkehrsstraßen und Haupteisenbahnstrecken aufgestellt werden müssen. Alle Pläne sind regelmäßig fünf Jahre nach Ihrer Erstellung zu überprüfen und erforderlichenfalls zu überarbeiten, bei bedeutsamen Entwicklungen für die Lärmsituation jedoch bereits vor diesem Zeitpunkt.

9.3.2.1 Inhalt und Zielsetzung der Lärmaktionspläne

844. Gemäß § 47d Abs. 1 BImSchG dienen Lärmaktionspläne der Regelung von Lärmproblemen und Lärmauswirkungen für bestimmte näher bezeichnete räumliche Bereiche. Dazu sind in § 47d BImSchG und den Anhängen V und VI der UmgebungslärmRL formelle und materielle Anforderungen statuiert. Gemäß § 47d Abs. 2 S. 2 BImSchG sind darüber hinaus ruhige Gebiete gegen eine Zunahme des Lärms zu schützen. Konkretisierungen dieser Pflicht sind aber gesetzlich nicht statuiert.

Räumlicher Bereich der Lärmaktionspläne

845. Zunächst sind Lärmaktionspläne nach § 47d Abs. 1 S. 1 BImSchG für Orte in der Nähe der von der ersten Stufe der Kartierungspflicht erfassten Hauptlärmquellen (s. Tz. 828) sowie für Ballungsräume mit mehr als 250 000 Einwohnern aufzustellen. Dabei ist von der erforderlichen räumlichen Nähe auszugehen, wenn ein Gebiet von dem Lärm einer Hauptlärmquelle belastet wird (SCHULZE-FIELITZ in: KOCH/SCHEUING 2007, § 47d Rn. 25).

Zwischen den Bundesländern wird diskutiert, ob eine Lärmaktionsplanung für alle von der Kartierungspflicht erfassten Gebiete erforderlich ist oder ob die Planung auf die Gebiete beschränkt werden darf, in denen Lärmprobleme festgestellt werden. So wird in den LAI-Hinweisen zur Lärmaktionsplanung erläutert, dass Lärmaktionspläne zumindest für die kartierten Gebiete aufzustellen sind, in denen Werte gemäß § 4 Abs. 4 S. 1 Nr. 2 der 34. BImSchV dargestellt sind (LAI 2007, S. 4). Dies betrifft Überschreitungen der Werte, die Überlegungen zu Lärmschutzmaßnahmen begründen oder zum Ergreifen solcher Maßnahmen führen werden. Gegen eine derartige räumliche Beschränkung des Planungsbereiches spricht indessen, dass erst eine Gesamtbetrachtung des kartierten Gebietes die erforderliche quellenübergreifende und integrierte Lärmaktionsplanung (Tz. 830, 838) ermöglicht.

Formelle Anforderungen

846. Die Lärmaktionspläne müssen nach Anh. V Nr. 1 bestimmte formelle Anforderungen erfüllen. Dazu gehört unter anderem

- eine Beschreibung des Ballungsraumes, der Hauptverkehrsstraßen, der Haupteisenbahnstrecken oder der Großflughäfen und anderer Lärmquellen, die zu berücksichtigen sind,
- Angaben über alle geltenden Grenzwerte gemäß Art. 5 UmgebungslärmRL,
- eine Zusammenfassung der Daten der Lärmkarten und
- eine Bewertung der geschätzten Zahl von Personen, die Lärm ausgesetzt sind, sowie Angaben von Problemen und verbesserungsbedürftigen Situationen.

Materielle Anforderungen

847. Kernstück der Aktionspläne sind die Lärmminderungsmaßnahmen, zu denen nach Anh. V Nr. 2 der UmgebungslärmRL unter anderem

- Instrumente der Verkehrsplanung,
- Instrumente der Raumordnung,
- auf die Geräuschquelle ausgerichtete technische Maßnahmen,

- die Verringerung der Schallübertragung und
- verordnungsrechtliche oder wirtschaftliche Maßnahmen oder Anreize

zählen.

Die Auswahl konkreter Maßnahmen steht dabei im Ermessen der zuständigen Behörden. Bei der Maßnahmenfestlegung sollten aber gemäß § 47d Abs. 1 S. 3 BImSchG die Prioritäten beachtet werden, die sich gegebenenfalls aus der Überschreitung relevanter Grenzwerte oder aufgrund anderer Kriterien ergeben und insbesondere für die in den Lärmkarten ausgewiesenen wichtigsten Bereiche gelten. Diese das Ermessen lenkenden Anforderungen bestimmen das von den zuständigen Verwaltungsträgern zu leistende Arbeitsprogramm maßgeblich. So erfordert die Prioritätensetzung das Festlegen eines Vorranges bestimmter Maßnahmen anhand der aus den Lärmkarten erkennbaren Belastungsschwerpunkte. Diese wichtigsten Bereiche werden einerseits durch die Zahl der Lärmbelasteten, andererseits durch das Maß der Lärmeinwirkungen bestimmt. Maßgeblich für die Rangfolge der Maßnahmen ist neben der Überschreitung bestimmter Grenzwerte insbesondere das Zusammenwirken mehrerer Lärmquellen an einem Ort. Darüber hinaus sind für die Prioritätensetzung aber auch ökonomische Erwägungen relevant. Dies folgt aus dem 11. Anstrich des Anh. V Nr. 1 der UmgebungslärmRL, nach dem in die Pläne – soweit verfügbar – finanzielle Informationen, wie unter anderem Finanzmittel, Kostenwirksamkeitsanalysen und Kosten-Nutzen-Analysen aufzunehmen sind.

Zudem wird eine zukunftsgerichtete Planung verlangt, die neben planerischer Weitsicht und Rationalität (SCHULZE-FIELITZ in: KOCH/SCHEUING 2007, § 47d Rn. 54) auch koordinatorisches Geschick erfordert. Dies folgt aus den in V Nr. 1 Anstriche 8 bis 10 der UmgebungslärmRL statuierten Anforderungen an den Inhalt der Lärmaktionspläne, nach denen diese Angaben über

- die bereits vorhandenen oder geplanten Maßnahmen zur Lärmminderung,
- die Maßnahmen, die die zuständigen Behörden für die nächsten fünf Jahre geplant haben, einschließlich der Maßnahmen zum Schutz ruhiger Gebiete sowie
- die langfristige Strategie

enthalten müssen. Die Gemeinden müssen daher zunächst eine Bestandsaufnahme aktueller und geplanter Lärmschutzmaßnahmen durchführen. In diese Bestandsaufnahmen sind nicht nur die Maßnahmen der für die Lärmaktionsplanung zuständigen Stellen – überwiegend die Umweltämter – einzubeziehen, sondern auch die Maßnahmen anderer Akteure, beispielsweise der Verkehrsbehörden und der kommunalen Bauleitplanung. Über die Angaben bezüglich der in den nächsten fünf Jahren geplanten Maßnahmen hinaus ist eine langfristige Strategie erforderlich. Aus diesen Anforde-

rungen ergibt sich die Notwendigkeit einer frühzeitigen Kooperation der betroffenen Ressorts und eine koordinierte Abstimmung der Maßnahmen.

Maßnahmen zum Schutz ruhiger Gebiete müssen auch in das integrierte Konzept der Lärmaktionsplanung einfließen. Dabei kann es aber in den Fällen, in denen auf der Grundlage subjektiver Kriterien lärmbelastete Gebiete als ruhig gekennzeichnet werden (Tz. 839), nicht ausreichen, auf den in § 47d Abs. 2 S. 2 BImSchG geforderten Schutz vor einer weiteren Zunahme der Lärmbelastung abzustellen. Vielmehr muss die Behörde in diesen Fällen Zielwerte festlegen, die eine effektive Erholung auch unter lärmmedizinischen Gesichtspunkten sicherstellen. Die Aktionsplanung muss dann auf das Erreichen dieser Zielwerte gerichtet sein.

Nach Anh. V Nr. 3 UmgebungslärmRL sollten die Aktionspläne außerdem Schätzwerte für die Reduzierung der Zahl der betroffenen Personen enthalten, die sich belästigt fühlen, unter Schlafstörungen leiden oder anderweitig beeinträchtigt sind. Diese Anforderungen zusammengenommen verdeutlichen, dass eine Lärmminderung in Form eines umfänglichen Managements der Lärmsituation verlangt wird (SCHULZE-FIELITZ in: KOCH/SCHEUING 2007, § 47d Rn. 52). Konkrete Fristen, innerhalb derer die in den Plänen vorgesehenen Maßnahmen umzusetzen sind, finden sich weder im BImSchG noch in der UmgebungslärmRL. Auch eine Fristsetzung durch die für die Aktionsplanung verantwortlichen Behörden ist gesetzlich nicht vorgesehen.

9.3.2.2 Auslösekriterien

848. Gemäß Art. 8 Abs. 1 UAbs. 1 UmgebungslärmRL erfolgt im Rahmen der Lärmaktionsplanung erforderlichenfalls eine Regelung der Lärmminderung. Aus der Richtlinie ergeben sich aber keine Anhaltspunkte dafür, wann diese Erforderlichkeit einer Lärmminderungsplanung vorliegt. Auch in der nationalen Umsetzungsgesetzgebung wurde auf eine Konkretisierung verzichtet. Die ursprünglich von der Bundesregierung vorgesehene Normierung eines einheitlichen Wertepaares von 65 dB(A) L_{den} bzw. 55 L_{night} dB(A) als einheitliches Auslösekriterium für die Lärmaktionsplanung für alle Lärmarten war im Bundesratsverfahren nicht durchsetzbar (LAHL 2007, S. 1). Um insofern eine bundeseinheitliche Regelung zu erreichen, hat das Land Baden-Württemberg im April 2006 einen Antrag zur Änderung und Erweiterung der 34. BImSchV in den Bundesrat eingebracht. Im Wesentlichen sollte danach die 34. BImSchV um einen Paragrafen über die Lärmaktionsplanung erweitert werden. Regelungsbedürftige Lärmprobleme und Lärmauswirkungen sollten danach vorliegen, wenn an Wohnungen, Schulen, Krankenhäusern oder anderen schutzwürdigen Gebäuden L_{den} 70 dB(A) oder L_{night} 60 dB(A) erreicht oder überschritten werden. Im Hinblick auf die Lärmaktionspläne des Jahres 2018 sollte die Notwendigkeit einer Senkung

dieser Werte auf L_{den} 67 oder 65 dB(A) oder auf L_{night} 57 oder 55 dB(A) geprüft werden (Bundesrat 2006, S. 2). Der Antrag ist jedoch gescheitert.

Diese Auslösewerte für die Lärmaktionsplanung waren jedoch für die Vermeidung von Gesundheitsschäden und -gefährdungen sowie erheblicher Belästigungen viel zu hoch. Insofern müssen die eine Maßnahmenplanungspflicht auslösenden Grenzwerte an den Nah-, Mittel- und Fernzielen (SRU 1999, Tz. 465 f., 493; 2004, Tz. 664; und oben Tz. 807) orientiert sein (UBA 2007b), die in Tabelle 9-8 dargestellt sind.

Tabelle 9-8

Auslösewerte für die Lärmaktionsplanung

Umwelthandlungsziel	Zeitraum	L_{den}	L_{night}
Vermeidung von Gesundheitsgefährdung	kurzfristig	65 dB(A)	55 dB(A)
Minderung der erheblichen Belästigung	mittelfristig	60 dB(A)	50 dB(A)
Vermeidung von erheblicher Belästigung	langfristig	55 dB(A)	45 dB(A)
Quelle: UBA 2007b			

In den Bundesländern werden jedoch fast durchweg höhere Auslösewerte zugrunde gelegt, so zum Beispiel (jeweils Tag/Nacht):

- Berlin 70/60 dB(A) in der ersten Stufe und 65/55 dB(A) in der zweiten Stufe der Aktionsplanung,
- Hamburg 70 dB(A) in der ersten Stufe, 65/55 dB(A) in der zweiten Stufe (RICHARD et al. 2008, S. 5),
- Bremen 70/60 dB(A) in der ersten Stufe, keine Angaben für die zweite Stufe (Senator für Umwelt, Bau, Verkehr und Europa 2007),
- Nordrhein-Westfalen 70/60 dB(A) (MUNLV 2007),
- Mecklenburg Vorpommern 71/60 dB(A) in der ersten Stufe, 65/55 dB(A) in der zweiten Stufe,
- Brandenburg 65/55 dB(A).

Zumindest die Auslösewerte für die erste Phase der Aktionsplanung sind deutlich zu hoch. Das am häufigsten verwendete Wertepaar 70/60 dB(A) entspricht unter anderem den für Wohn- und Kleinsiedlungsgebiete in den Verkehrslärmschutzrichtlinien zugrunde gelegten „Sanierungswerten“, reflektiert aber nicht eine den Erkenntnissen der Lärmwirkungsforschung entsprechende Lärmschutzpolitik. Darüber hinaus liegen die aufgezeigten Auslösewerte weit über den Immissionswerten, die in der TA Lärm sowie der 16. und der 18. BImSchV statuiert sind und die als Zielwerte für die Lärm-

aktionsplanung herangezogen werden müssen. So gelten etwa gemäß Nr. 6.1 lit. d) und e) der TA Lärm die Tag-Nacht-Wertepaare von 55/40 dB(A) im Hinblick auf allgemeine Wohngebiete und 50/35 dB(A) für reine Wohngebiete als maßgebliche Immissionsrichtwerte. Wird die Lärmaktionsplanung nur auf Gebiete beschränkt, in denen die oben genannten Auslösewerte erreicht oder überschritten werden, werden Verstöße gegen die zahlreichen einschlägigen Lärmregelwerke bewusst ignoriert und damit die Grundaufgabe der Lärmminderungsplanung verfehlt. Denn diese zielt nicht bloß auf eine Sanierung besonders problematischer Belastungslagen, sondern auf die sukzessive Herstellung befriedigender Wohnumfelder, in denen die Bevölkerung weder Gesundheitsgefährdungen noch erheblichen Belästigungen ausgesetzt wird. Die Auslösewerte müssen sich daher an den lärmmedizinischen Erkenntnissen orientieren, so dass für die erste Stufe der Lärmaktionsplanung das Wertepaar $L_{den}/L_{night} \geq 65/55$ dB(A) und für die zweite Stufe 60/50 dB(A) maßgeblich sein müssen (UBA 2006a; SRU 2004, Tz. 664; oben Tz. 807).

9.3.2.3 Öffentlichkeits- und Behördenbeteiligung

849. Die Lärmaktionsplanung ist eng mit unterschiedlichen privaten und öffentlichen Interessen verknüpft und erfordert daher eine umfängliche Information und Mitwirkung der Öffentlichkeit und der Behörden, die in ihrem Aufgabenbereich berührt sind.

Öffentlichkeit

850. Nur durch eine unmittelbare Mitwirkung der im Plangebiet lebenden und arbeitenden Bevölkerung ist es überhaupt möglich, Lärmsituationen der tatsächlich empfundenen Belastungslage entsprechend zu beurteilen und sachgerechte Lärmminderungsmaßnahmen zu definieren. Die Gemeinde kann sich durch einen Dialog mit der Öffentlichkeit ein besseres Bild über die Erwartungen und Wünsche der Bürger verschaffen. Darüber hinaus kann durch eine frühzeitige, strukturierte und ernst genommene Mitwirkung eine verbesserte Akzeptanz der Maßnahmenplanung erreicht werden. Die Öffentlichkeitsmitwirkung bietet zudem den Vorteil, dass divergierende Anliegen, beispielsweise das Interesse der Wohnbevölkerung an verkehrsberuhigten Straßen und das Interesse der an diesen Straßen ansässigen Geschäftsleute an einer guten Erreichbarkeit, von vornherein offenkundig werden und im Rahmen der Planung ausgeglichen werden können. Schließlich erhöht die Mitwirkung und Information der Öffentlichkeit den Druck auf die für die Maßnahmenumsetzung verantwortlichen Verwaltungsträger (FELDMANN 2005, S. 357).

Insofern ist zunächst eine solide Information über wesentliche, die Lärmaktionsplanung betreffende Aspekte erforderlich. Dazu sind gemäß § 7 der 34. BImSchV für die Unterrichtung der Öffentlichkeit geeignete Lärmkarten zu verbreiten, die die unter Text-

ziffer 834. ff. dargestellten Anforderungen erfüllen. Für die Phase der Lärmaktionsplanung wird in § 47d Abs. 3 BImSchG verlangt, dass die Öffentlichkeit zu den Planungsvorschlägen zu hören ist. Dazu muss ihr rechtzeitig und effektiv die Möglichkeit eingeräumt werden, an der Ausarbeitung der Pläne mitzuwirken. Dies gilt auch für die spätere Überprüfung der Pläne. Für jede Phase der Mitwirkung sind angemessene Fristen und ausreichende Zeitspannen vorzusehen. Die Ergebnisse der Mitwirkung sind bei der Planaufstellung zu berücksichtigen, die Öffentlichkeit ist über die getroffenen Entscheidungen zu unterrichten. Damit setzt das nationale Recht im Wesentlichen die Vorgaben der UmgebungslärmRL um. Ergänzend ist jedoch noch erforderlich, dass auch die Lärmaktionspläne der Öffentlichkeit zugänglich gemacht und verteilt werden. Nach Art. 1 UAbs. 1 lit. b) UmgebungslärmRL soll überdies nicht nur gewährleistet werden, dass die Öffentlichkeit über Umgebungslärm, sondern auch über seine Auswirkungen informiert wird. Schließlich ist der Begriff der Öffentlichkeit noch entsprechend der Legaldefinition in Art. 3 lit. v) UmgebungslärmRL auszulegen. Danach unterfallen dem Begriff neben einer oder mehreren juristischen Personen auch die Vereinigungen, Organisationen oder Gruppen dieser Personen gemäß den nationalen Vorschriften und Gepflogenheiten. Über individuelle Bürger hinaus sind daher insbesondere auch Nichtregierungsorganisationen und die lokale Politik in den Beteiligungsprozess einzubeziehen. Die Mitwirkung der Kommunalpolitik ist dabei sehr wichtig, da diese so frühzeitig von den erforderlichen Maßnahmen überzeugt werden kann. Dies ist eine Grundvoraussetzung dafür, dass die Maßnahmen später nicht von politischer Seite blockiert, sondern mit der erforderlichen Rückendeckung umgesetzt werden können.

Die teilweise unvollständige, im übrigen 1:1-Umsetzung der UmgebungslärmRL stellt ein potenzielles Hindernis für einen effektiven Vollzug der Öffentlichkeitsbeteiligungsvorschriften dar. Da die Richtlinie darauf beschränkt ist, die wesentlichen Elemente dieser Beteiligung festzulegen, bedarf es ersichtlich einer Konkretisierung des Beteiligungsverfahrens auf mitgliedstaatlicher Ebene (SCHULZE-FIELITZ in: KOCH/SCHEUING 2007, § 47d Rn. 155). Diese Konkretisierung ist allerdings bei der Richtlinienumsetzung nicht erfolgt. Auch die LAI-Hinweise zur Lärmaktionsplanung können die erforderliche gesetzliche Konkretisierung nicht ersetzen, da ihnen zum Einen die Rechtsverbindlichkeit fehlt, und zum Anderen wesentliche Aspekte des Mitwirkungsverfahrens, beispielsweise konkrete Fristen, nicht angesprochen werden (LAI 2007, S. 9 f.).

851. Über die Lärmbelastungen informieren viele der von der Kartierungspflicht der ersten Phase erfassten deutschen Städte und Gemeinden mittlerweile auf entsprechenden Internetseiten (Tz. 841). Informationen über die konkrete Ausgestaltung der Öffentlichkeitsbeteiligung finden sich zum Zeitpunkt der Erstellung dieses Textes

(Januar 2008) jedoch erst vereinzelt (RICHARD et al. 2008, S. 36 ff.; Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz 2008).

Andere Behörden und Träger öffentlicher Belange

852. Die Notwendigkeit der Beteiligung anderer Behörden ergibt sich zunächst aus der Tatsache, dass die Lärmaktionsplanung nicht auf die räumlichen Grenzen einzelner Gemeinden beschränkt sein darf, sondern auf gemeindeübergreifende Gesamtkonzepte ausgerichtet sein muss. Dies trifft insbesondere auf die Maßnahmenplanung in Bezug auf Straßen zu, die durch mehrere Gemeinden eines Ballungsraums führen. So erfolgt zum Beispiel in Hamburg eine Koordinierung der Maßnahmen mit den 14 dem Ballungsraum zuzurechnenden Schleswig-Holsteinischen Gemeinden (RICHARD et al. 2008, S. 34). Darüber hinaus werden viele der in den Plänen definierten Maßnahmen nicht von den für die Lärmaktionsplanung verantwortlichen Gemeinden vollzogen, sondern von anderen durch die Planung in ihrem Aufgabenbereich berührten Trägern öffentlicher Verwaltung.

In Bezug auf die grenzüberschreitende Koordination folgt aus § 47d Abs. 4 i. V. m. § 47c Abs. 3 BImSchG, dass bei der Ausarbeitung von Lärmaktionsplänen in Grenzgebieten eine Zusammenarbeit der Gemeinden mit den zuständigen Behörden anderer Mitgliedstaaten erforderlich ist. Eine Kooperation mit anderen deutschen Gemeinden ist dagegen nicht verbindlich vorgeschrieben. Diese ist allerdings unumgänglich, wenn es um die Reduzierung von Lärmbelastungen aus Gemeindegrenzen überschreitenden Lärmquellen geht.

Ist eine Gemeinde nicht für die Durchführung der in dem Lärmaktionsplan festgeschriebenen Maßnahmen zuständig, erfolgt die Durchsetzung gemäß § 47d Abs. 6 i. V. m. § 47 Abs. 6 BImSchG durch Anordnungen oder sonstige Entscheidungen der zuständigen Träger öffentlicher Verwaltung. Um diese Durchsetzung zu gewährleisten, ist eine frühzeitige Beteiligung der Vollzugsbehörden erforderlich, die allerdings nicht gesetzlich vorgeschrieben ist. Nur wenn die Maßnahmenplanung jedoch im Einvernehmen (LAI 2007, S. 11) mit diesen Behörden erfolgt, ist ein effektiver Vollzug gewährleistet. Die für die Maßnahmenumsetzung zuständigen Behörden müssen in die Lage versetzt werden, die Maßnahmen im Rahmen ihrer eigenen Planungen zu berücksichtigen. Eine Einbindung der Vollzugsbehörden ermöglicht es den die Maßnahmen planenden Behörden außerdem, die betroffenen Behörden zur Abgabe eigener Vorschläge aufzufordern. Dadurch werden die Informationsbasis der Planungsbehörden und die Akzeptanz der Maßnahmen bei den übrigen Behörden verbessert. Für die Beteiligung der Träger öffentlicher Belange gelten entsprechende Erwägungen.

9.3.2.4 Maßnahmen

Mögliche Maßnahmen

853. Die Maßnahmenauswahl hat sich zunächst an den einzelnen Lärmquellen zu orientieren, da in Bezug auf unterschiedliche Verursacher spezifische Maßnahmen unter Umständen gesetzlich vorgesehen sind und fachlich in Betracht kommen. Darüber hinaus muss das Lärmminderungspotential möglicher Aktionen ausschlaggebend sein, für das nicht nur die Reduzierung des Schallpegels, sondern auch die Senkung der Belastetenzahlen entscheidend ist. Ein Berliner Modellversuch hat etwa ergeben, dass eine Geschwindigkeitsbeschränkung für den gesamten Kfz-Verkehr auf 30 km/h zwar nur zu einer Reduzierung des Mittelungspegels um 1,4 dB(A) führt, aber den Anteil stark und äußerst stark Lärmbelästigter um 26 % senkt. Darüber hinaus gebührt dem aktiven Schallschutz grundsätzlich Vorrang vor dem passiven (LAI 2007, S. 14); dies folgt bereits aus den §§ 41 und 42 BImSchG.

Dabei erfordert die Umsetzung der UmgebungslärmRL keine neuartigen Maßnahmen; die Richtlinienziele können mit den bereits seit Langem diskutierten Lärmminderungsinstrumenten erreicht werden. Da diese bereits an anderen Stellen ausführlich und wiederholt erläutert worden sind (UBA 1994; SRU 2005, Tz. 254 ff., 446 ff.), erfolgt hier lediglich eine knappe Skizzierung der hinsichtlich des Straßen- und Schienenlärms in Betracht kommenden Maßnahmen. Diese werden nachfolgend zunächst in gebündelter Form unabhängig von der Umsetzungszuständigkeit dargestellt. Auf die Konsequenzen, die sich daraus ergeben, dass die für die Lärmaktionsplanung zuständigen Gemeinden für den Vollzug vieler der aufgezeigten Maßnahmen nicht zuständig sind, wird daran anschließend eingegangen (Tz. 856).

854. Zur Reduzierung des Straßenverkehrslärms sind mit Maßnahmen am Fahrzeug und an der Fahrbahn, also an den Lärmquellen, in der Verkehrswegeplanung sowie in der Verkehrslenkung drei Handlungsfelder für Lärmminderungsansätze möglich. So können die Fahrgeräusche von Fahrzeugen durch den Einsatz lärmarmer Reifen und Antriebstechniken reduziert werden (SRU 2005, Tz. 259 ff.). Die Erneuerung von Straßenbelägen unter Verwendung geräuschmindernder offenporiger und zweilagiger Asphaltschichten kann nach neueren Berechnungen Lärmminderungen um bis zu 7 oder 8 dB(A) bewirken und ist insbesondere an innerörtlichen Hauptverkehrsstraßen wichtig, da dort sowohl die Geräuschpegel als auch die Belastetenzahlen hoch sind (WENDE et al. 2006; SRU 2005, Tz. 264). Auch der Austausch von gepflasterten durch asphaltierte Straßendecken oder die Auswahl geräuschreduzierender Pflasterbeläge kann zu deutlichen Lärmminderungen führen (LAI 2007, S. 21).

Zu den zahlreichen Maßnahmen, die vielfach im Bündel zu verträglichen Ergebnissen führen, zählen

- die Freihaltung sensibler Gebiete von zunehmenden Lärmbelastungen durch den Straßenverkehr gemäß dem Grundsatz des § 50 BImSchG,
- Änderungen der Verkehrszusammensetzung (lokale Verbote von z. B. LKW oder lauten Fahrzeugen),
- Geschwindigkeitsreduzierungen (Einrichtung großflächiger Tempo-30- oder Schrittgeschwindigkeitszonen, gegebenenfalls nach Tageszeiten differenziert),
- Verkehrsverbote, Straßenschließungen (z. B. Einrichtung von Fußgängerzonen),
- Straßenraumgestaltung (Bündelung des Fahrzeugverkehrs auf der Straßenmitte; Wegnahme äußerer Fahrstreifen zugunsten von Fahrrad- oder Parkstreifen),
- Instandsetzung und -haltung von Straßen,
- Veränderungen der Verteilung des Personentransportaufkommens auf die unterschiedlichen Verkehrsträger durch eine Förderung und Attraktivitätssteigerung des ÖPNV, des Radfahr- und Fußgängerverkehrs,
- die Einführung einer City Maut für Fahrzeuge mit geräuschstarken Reifen und/oder Motoren,
- der Einsatz geräuscharmer Fahrzeuge im ÖPNV,
- Benutzervorteile für besonders verträgliche Verkehrsträger (Busspuren),
- die Verstetigung des Verkehrs (Steuerung der Ampelphasen, Anzeige von Geschwindigkeitsempfehlungen, Kreisverkehr),
- Einbahnstraßen- und Sackgassensysteme,
- ein Parkraummanagement sowie
- die Abschirmung des Straßenverkehrslärms durch Schallschutzwände (s. ausführlich zu diesen Maßnahmen UBA 1994, S. 67 ff.; KOCH et al. 2001, S. 10 ff.; SRU 2005, Tz. 518; LAI 2007, S. 15 ff.; WICKE 2008, S. 23 ff.).

Bei der Maßnahmenauswahl ist zu beachten, dass entgegen einer gängigen Argumentation nicht ausschließlich Maßnahmen, die zu einer Reduzierung des Schallpegels von mindestens 3 dB(A) führen, als sinnvoll zu qualifizieren sind. Auch geringere Senkungen können spürbare Entlastungen bewirken (SRU 2005, Tz. 538; LAI 2007, S. 14). Da zahlreiche lärmmindernde Maßnahmen gleichzeitig positive Effekte auf die Luftqualität haben, ist eine Koordinierung der Lärmaktions- und der Luftreinhalteplanung nach § 47 BImSchG erforderlich, um Synergieeffekte auszunutzen.

855. Zur Reduzierung des Schienenverkehrslärms sind Maßnahmen am Ausbreitungsweg des Lärms, an den Schienenfahrzeugen, an den Fahrwegen sowie in Bezug auf den Betrieb möglich. Die Ausbreitung des Lärms kann zum einen durch die

Errichtung von Schallschutzwänden und -wällen vermindert werden, zum anderen aber auch durch die Verlegung von Rasen- anstelle von Schottergleisen. Um den Fahrzeuglärm zu reduzieren, bietet sich die Beschaffung lärmarmer Schienenfahrzeuge an. Bereits vorhandene Fahrzeuge können geräuschmindernd umgerüstet werden. Ein hohes Minderungspotenzial besteht im Hinblick auf die Antriebselemente, die Fahrgestelle und die Bremsen. An den Fahrwegen ist eine regelmäßige Schienenpflege wichtig. In Bezug auf den Verkehrsbetrieb sind neben Fahrerschulungen und Geschwindigkeitsreduzierungen besonders Einschränkungen des nächtlichen Zugverkehrs an lärmsensiblen Orten wichtig (SRU 2004, Tz. 660; LAI 2007, S. 24 ff.).

Zuständigkeit für den Maßnahmenvollzug

856. Problematisch für die Effektivität der Lärmminderungspläne ist, dass die für die Aktionsplanung zuständigen Gemeinden nur zur Anordnung, Planung und dem Vollzug eines Teiles der aufgezeigten Maßnahmen zuständig sind. So sind für die sehr bedeutsamen straßenverkehrsrechtlichen Anordnungen nach § 45 StVO nicht die Gemeinden, sondern die (Landes-)Straßenverkehrsbehörden zuständig. Gemäß § 45 Abs. 1 S. 2 Nr. 3 StVO können diese zum Schutz der Wohnbevölkerung vor Lärm und Abgasen den Verkehr beschränken, verbieten oder umleiten. Aufgrund der Abs. 1b und 1c der Vorschrift können die Straßenverkehrsbehörden auch Fußgängerbereiche, verkehrsberuhigte Bereiche und im Einvernehmen mit der Gemeinde Tempo-30-Zonen anordnen. Die Zuständigkeit für die Nahverkehrsplanung liegt nach den ÖPNV-Gesetzen der Bundesländer bei den Kreisverwaltungen. Die durch den Bau oder die Unterhaltung von Straßen durchzuführenden Lärmminderungsmaßnahmen liegen abhängig von der Verantwortlichkeit für die Straßenbaulast in der Zuständigkeit unterschiedlicher Verwaltungsträger. So sind die Träger der Straßenbaulast der Bund für die Bundesfernstraßen, die Länder für die Landesfernstraßen, die Landkreise für die Kreisstraßen, die kreisfreien Städte für die Kreis- und Gemeindestraßen und die Gemeinden für die Gemeindestraßen, für Ortsdurchfahrten im Zuge von Bundesfernstraßen, wenn die Gemeinde mehr als 80 000 Einwohner hat sowie für Ortsdurchfahrten im Zuge von Landes- oder Kreisstraßen, wenn die Gemeinde eine bestimmte Größe überschreitet (UBA 1994, S. 178). Neben den letztgenannten Zuständigkeiten erscheinen damit als wesentliche gemeindliche Kompetenzen im Bereich der Lärmminderung des Straßenverkehrs die Bauleitplanung und das Beschaffungswesen. Im Rahmen der Bauleitplanung können die Gemeinden etwa auf eine räumliche Trennung viel befahrener Straßen und Wohnnutzungen hinwirken oder Schlafräume in Wohnungen nur an den der Straße abgewandten Häuserseiten zulassen (SRU 2005, Tz. 476). Bei der Fahrzeugbeschaffung für ihren Eigenbedarf oder für den Einsatz im ÖPNV durch kommunale Verkehrsbetriebe können die Gemeinden außerdem lärmarme Attribute verlangen. Für einen ganz wesentlichen Teil der in Betracht kommenden Maß-

nahmen sind aber nicht die Gemeinden, sondern andere Träger öffentlicher Verwaltung zuständig.

Hinsichtlich der Bindungswirkungen der in den Lärmaktionsplänen definierten Maßnahmen gegenüber den Vollzugsbehörden ist zwischen solchen Maßnahmen zu differenzieren, die im Wege der Anordnung durchzusetzen sind und solchen, die eine planerische Festsetzung erfordern. Gemäß § 47 Abs. 6 S. 1 in Verbindung mit § 47d Abs. 6 BImSchG werden die in den Aktionsplänen festgelegten Maßnahmen durch Anordnungen oder sonstige Entscheidungen der zuständigen Träger öffentlicher Verwaltung entweder nach dem BImSchG oder nach anderen Rechtsvorschriften durchgesetzt. Hinsichtlich dieser durch Anordnung durchzusetzenden Maßnahmen sind die zuständigen Behörden in dem Sinne gebunden, dass bei Vorliegen der Tatbestandsvoraussetzungen das in den Ermächtigungsgrundlagen für die Anordnungen vorausgesetzte Ermessen in Verbindung mit dem Maßnahmenteil des Lärmaktionsplanes reduziert ist und die Maßnahme daher umzusetzen ist (LAI 2007, S. 13). Schwächer ist die Bindungswirkung in Bezug auf planerisch festzusetzende Maßnahmen, da die zuständigen Planungsträger in den Lärmaktionsplänen vorgesehene planungsrechtliche Festlegungen gemäß § 47 Abs. 6 S. 2 BImSchG bei ihren Planungen zwar zu berücksichtigen haben, eine unbedingte Umsetzung aber nicht gefordert wird. Insofern besteht also noch Raum für eine planerische Abwägungsentscheidung, allerdings müssen die in den Aktionsplänen festgelegten Maßnahmen mit entsprechendem Gewicht in die Abwägungsentscheidung einfließen.

Die Zuständigkeitsvielfalt für den Maßnahmenvollzug erfordert einen sehr hohen Koordinations- und Abstimmungsaufwand bei der Erarbeitung des Lärmminderungsplans. Dieser Aufwand wird noch dadurch erschwert, dass insbesondere bezüglich der auf der Grundlage der StVO anzuordnenden Maßnahmen eine Divergenz zwischen den Regelungskonzepten der StVO und den §§ 47a bis f BImSchG besteht. Während § 45 StVO weitgehend als Rechtsgrundlage für punktuelle Verkehrsbeschränkungen ohne räumliche Gesamtschau ausgestaltet ist, verlangt die Lärmaktionsplanung ein auf das gesamte Gemeindegebiet bezogenes, integriertes und langfristig ausgerichtetes Konzept (Tz. 844 ff.). Auch vor dem Hintergrund der Lärmaktionsplanung wird damit die Forderung nach einer gesetzlichen Fundierung der Gemeindeverkehrsplanung bekräftigt, die den Gemeinden die für die Umsetzung einer solchen Planung erforderlichen Kompetenzen und finanziellen Mittel verschafft (SRU 2005, Tz. 484 ff.).

9.3.2.5 Ansätze der Maßnahmenplanung

857. Derzeit sind die zuständigen Behörden in den Bundesländern mit der Lärmaktionsplanung der ersten Stufe befasst. Dabei werden ganz überwiegend auf der Grundlage von Lärmpegeln (s. zu den zu hohen Auslösewerten bereits oben Tz. 848)

und Belastetenzahlen prioritäre Gebiete bestimmt, für die zuerst Maßnahmen festgelegt werden (Senator für Umwelt, Bau, Verkehr und Europa 2007; RICHARD et al. 2008, S. 6 ff.). Empfohlen wird insofern ein dreistufiges Vorgehen: Auf der Grundlage der Lärmkarten sollen besondere Lärmbrennpunkte mit Belastungen von 75/65 dB(A), Lärmbrennpunkte mit Belastungen von 70/60 dB(A) und Lärmschwerpunkte mit Belastungen von 65/55 dB(A) (jeweils Tag/Nacht) ermittelt werden. Die Lärmminderungsplanung soll dann darauf gerichtet werden, im Rahmen eines Verkehrslärm-Sanierungskonzeptes die Lärmbrenn- und Lärmschwerpunkte in einem Zeitraum von 10 bis höchstens 20 Jahren zu sanieren. Durch aktive Lärmschutzmaßnahmen soll eine Reduzierung der Außenlärmpegel auf unter 65/55 dB(A) erreicht werden. Wo dies nicht möglich ist, sollen durch Schallschutzmaßnahmen am Bau Innenraumpegel von 40/30 dB(A) bei guter Belüftung sichergestellt werden (WICKE 2008; NBBW 2008). Diese Werte entsprechen denen der 24. BImSchV über Schallschutzmaßnahmen an Verkehrswegen und sind aus lärmschutzfachlicher Sicht grundsätzlich akzeptabel. Den Besonderheiten des Flugverkehrs ist aber gesondert Rechnung zu tragen. Insbesondere kann durch eine Steuerung der Flugzahlen zur Nachtzeit eine nach den einzelnen Nachtphasen differenzierende Lärmbelastung erreicht werden.

Entsprechend des maßgeblichen Verursacheranteils des Straßenverkehrs an der Lärmbelastung ist die Aktionsplanung in vielen Kommunen zunächst auf diese Lärmquelle gerichtet. Dabei differenzieren einige große Städte, beispielsweise Hamburg, hinsichtlich der Aktionsplanung zwischen der gesamtstädtischen und der teilräumlichen (hier bezirklichen) Ebene, um die Lärmminderungspotenziale auf allen Ebenen umfassend ausschöpfen zu können (RICHARD et al. 2008, S. 5). Entwürfe der Maßnahmenpläne sind jedoch zum Zeitpunkt des Verfassens dieses Kapitels noch nicht verfügbar. Erste Entwürfe werden für März 2008 angekündigt (Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz 2008).

9.3.3 Bilanz und Ausblick

858. Im Vergleich zu dem Lärmminderungsrecht des § 47a BImSchG a. F. ist der Anwendungsbereich der europarechtlich geprägten §§ 47a bis f BImSchG n. F. deutlich erweitert. Nunmehr ist die Lärmminderungsplanung nicht mehr auf Wohngebiete und sonstige schützenswerte Gebiete beschränkt, sondern erfasst alle im Sinne der UmgebungslärmRL lärmbelasteten Gebiete (SCHULZE-FIELITZ in: KOCH/SCHEUING 2007, § 47 d) Rn. 167). Außerdem ist positiv hervorzuheben, dass eine gesetzliche Verpflichtung der zuständigen Verwaltungsträger eingeführt wurde, innerhalb bestimmter Fristen strategische Lärmkartierungen zu erstellen und Lärmaktionspläne zu erarbeiten. Dies erhöht die rechtliche Verbindlichkeit des Lärmminderungsinstrumentariums und stellt eine wesentliche Voraussetzung für die Überwindung des Vollzugsdefizits des § 47a BImSchG a. F. dar. Die in den §§ 47a bis f BImSchG statuierten

Fristen für die Lärmkartierung und die Lärmaktionsplanung haben immerhin bewirkt, dass – zwar zum Teil verspätet – Lärmkarten erarbeitet und die Aktionsplanung in Gang gesetzt worden ist. Das Vorhandensein dieser Lärmkarten stellt einen großen Ertrag auf dem Weg hin zu einem verbesserten Lärmschutz dar. Nunmehr existieren zumindest für die kartierten Bereiche fundierte und im Rahmen der aufgezeigten qualitativen Grenzen einheitliche Darstellungen der tatsächlichen Lärmbelastungen. Zuvor waren allenfalls pauschalierte Angaben verfügbar. Auch haben die Veröffentlichung dieser Lärmkarten bzw. die unterbliebene fristgerechte Veröffentlichung bereits zu einer Steigerung der Aufmerksamkeit geführt, die der Lärmthematik in der Öffentlichkeit beigemessen wird. Darüber gibt die zunehmende Berichterstattung in den Medien Aufschluss (Süddeutsche Zeitung 18. Juli 2007, 03. Januar 2008; Tagesspiegel 29. September 2007; Hamburger Abendblatt 25. April 2007, 04. Juli 2007).

859. Für die Lärmaktionsplanung kommt es entscheidend darauf an, dass die Mitgliedstaaten trotz der im Hinblick auf das Subsidiaritätsprinzip bislang fehlenden gemeinschaftsrechtlich verbindlichen Vorgaben des zu erreichenden Lärmschutzniveaus ein angemessenes Schutzniveau bestimmen, auf das die Planung gerichtet werden muss. Dieses Schutzniveau muss auf das Erreichen der für einen wirksamen Gesundheitsschutz erforderlichen kurz-, mittel- und langfristigen Grenzwerte von 65, 62 und schließlich 55 dB(A) tagsüber sowie 55, 52 und 45 dB(A) nachts abstellen. Dabei ist ein alle relevanten Lärmquellen integrierender Ansatz zugrunde zu legen. An entsprechenden Zielsetzungen fehlt es soweit ersichtlich jedoch bislang im Rahmen aller analysierten Planungsprozesse. Überdies sind die derzeit diskutierten Auslösewerte für die Festlegung lärmreduzierender Maßnahmen in den Aktionsplänen für das Erreichen eines angemessenen Schutzniveaus viel zu hoch. Problematisch ist zudem, dass viele der für die Lärmminderung in Betracht kommenden Maßnahmen nicht von den für die Lärmaktionsplanung zuständigen Behörden vollzogen werden. Daher kommt es für eine erfolgreiche Umsetzung der Maßnahmenbündel darauf an, dass die für die Lärmaktionsplanung zuständigen Behörden frühzeitig mögliche Maßnahmen definieren und mit den Vollzugsbehörden abstimmen. Trotz des großen Potenzials, das die Aktionsplanung für einen erfolgreichen Lärmschutz hat, dürfen die inhärenten Grenzen der Leistungsfähigkeit der örtlichen Planung aber nicht verkannt werden. Fehlt es an flankierenden Maßnahmen durch übergeordnete Verwaltungsträger, insbesondere der EU-Organe, die auf die Reduzierung des Lärms an der Quelle gerichtet sind, muss der Lärmschutz defizitär bleiben.

Als Hemmnis für einen effektiven Vollzug des Lärmschutzregimes stellen sich zudem die fehlenden Fristen für die Umsetzung der in den Lärmaktionsplänen definierten Maßnahmen dar, da die Gefahr begründet wird, dass die Maßnahmenumsetzung nicht mit der gebotenen Dringlichkeit betrieben wird. Vor diesem Hintergrund erscheint die Öffentlichkeitsbeteiligung als wichtiges Mittel, frühzeitig und dauerhaft Druck auf die

Behörden auszuüben, die Lärmbekämpfungsmaßnahmen zu realisieren (SCHULZE-FIELITZ in: KOCH/SCHEUING 2007, § 47 d Rn. 154 m. w. N.).

9.4 Empfehlungen

860. Aus der vorangegangenen Darstellung ergeben sich die folgenden Empfehlungen:

Fluglärm

861. Die Maßstäbe des nächtlichen Fluglärmschutzes sollten im Lichte der neuesten wissenschaftlichen Erkenntnisse grundlegend überprüft werden.

Die Vorschriften über Siedlungsbeschränkungen im Flughafenumfeld sollten konsequenter ausgestaltet und einstweilen restriktiv ausgelegt werden. Insbesondere sind die in § 5 Abs. 3 FluLärmG n. F. normierten Ausnahmetatbestände verfassungskonform dahingehend anzuwenden, dass keine Wohnbebauung in Gebieten mit gesundheitsgefährdender Lärmeinwirkung zugelassen wird. Die zeitliche Beschränkung der Bebauungsrechte sollte de lege ferenda auf sämtliche Ausnahmetatbestände erstreckt werden.

Eine Rechtsverordnung, die die Ansprüche auf Aufwendungsersatz für Schalldämmungen am Bau nach dem FluLärmG n. F. konkretisiert, sollte zügig erlassen werden und solche Schutzmaßnahmen gewährleisten, die den Schall im Innenraum auf ein Maß reduzieren, das im Einklang mit fortschrittlichen lärmmedizinischen Anforderungen steht.

Zur Konkretisierung der für die Flughafenzulassung maßgeblichen Lärmgrenzwerte (§ 9 Abs. 2 LuftVG) ist weiterhin der Erlass einer entsprechenden Fluglärmschutzverordnung dringend erforderlich, um dem unverzichtbaren aktiven Lärmschutz rechtsstaatlich klare Orientierungspunkte zu geben.

Die Standortplanung für Flughäfen sollte einer Bundesraumordnungskompetenz überantwortet werden, um den zu beobachtenden höchstproblematischen Standortwettbewerb zwischen den Bundesländern um den Ausbau von kleinen Regionalflughäfen und ehemaligen Militärflughäfen zu respektablen Zivilflughäfen zu steuern. Durch die zu erwartenden Fluglärmbelastungen ist kaum eine Tendenz problematischer als dieser Wildwuchs im föderalen Wettbewerb.

Im Übrigen ist gerade hinsichtlich der Bekämpfung des Fluglärms eine aktive Rolle der Bundesrepublik Deutschland in der Europäischen Union und in der Völkergemeinschaft von herausragender Bedeutung (s. dazu SRU 2004, Tz. 659).

Umgebungslärm

862. In Bezug auf die Städte, in denen dies noch nicht geschehen ist, sollten die Lärmkartierungen in übersichtlicher und leicht handhabbarer Form allgemeinzugänglich über das Internet angeboten werden. Es muss durchweg die Möglichkeit geschaffen werden, Informationen über die Lärmbelastung konkreter Standorte einzuholen.

Gegenstand der Kartierung sollten auch ruhige Gebiete im Sinne der UmgebungslärmRL sein. Kriterien für die Ausweisung ruhiger Gebiete sollten im Verordnungswege statuiert werden.

Der Vollzug des von der UmgebungslärmRL geprägten Lärmschutzregimes der §§ 47a bis f BImSchG erfordert spätestens im Zuge der Lärmaktionsplanung eine summative Betrachtung der Lärmeinwirkung aus den einzelnen relevanten Quellen.

Für die Lärmaktionsplanung sollten Auslösewerte nach den Vorschlägen des Umweltbundesamtes gesetzlich statuiert werden. Der Ablauf und die wesentlichen Schritte der Lärmaktionsplanung sollten durch eine Rechtsverordnung konkretisiert werden.

Die mit der Lärmaktionsplanung betrauten Verwaltungsträger dürfen das Fehlen gemeinschaftsrechtlicher Schutzstandards nicht zum Anlass nehmen, bei der Aktionsplanung auf die Festlegung anspruchsvoller Zielwerte zu verzichten. Diese Zielwerte sollten kurzfristig auf eine flächendeckende Reduzierung des Umgebungslärms für Wohnnutzungen auf 65 dB(A), mittelfristig auf 62 dB(A) und langfristig auf 55 dB(A) tagsüber sowie 55, 52 und 45 dB(A) nachts gerichtet sein.

Die Chancen der Öffentlichkeits- und Behördenbeteiligung sollten vollen Umfanges genutzt werden, insbesondere mit Blick auf eine verbesserte Akzeptanz und Durchsetzbarkeit der Lärmminderungsmaßnahmen.

Zusätzlich zu den Maßnahmen, die durch die örtlichen Planungsträger festgesetzt werden können, sind aber auch Maßnahmen zur Reduzierung des Lärms an der Quelle erforderlich. Insofern müssen auf EU-Ebene anspruchsvolle Lärmgrenzwerte unter anderem für Fahrzeugreifen und Motoren statuiert werden.

Die fehlenden Fristen für eine Verwirklichung der in den Lärmaktionsplänen vorzusehenden Maßnahmen dürfen nicht zum Anlass genommen werden, weiterhin auf den Vollzug der seit langem verfügbaren Lärmminderungsmaßnahmen zu verzichten.

10 Abfall- und Kreislaufwirtschaft

Botschaften

Zweifellos hat die Abfallwirtschaft in Deutschland einen bedeutenden Beitrag zur Ressourcenschonung geleistet. Eine signifikante Reduktion der Stoffströme unserer Volkswirtschaft ist jedoch nicht gelungen. Dazu sind Abfallwirtschaft und Abfallrecht auch nicht geeignet und sollten auch nicht in diesem Sinne instrumentalisiert werden. Der Ressourcenverbrauch eines Industriestaates wie Deutschland kann nur durch Maßnahmen im Hinblick auf die Produktion sowie Produktdesign und -nutzung nachhaltig reduziert werden.

Insbesondere mit dem Ende der Ablagerung nicht vorbehandelter Abfälle am 1. Juni 2005 ist die Abfallwirtschaft in Deutschland der Reduzierung der Umweltbeeinträchtigungen durch Abfälle ein großes Stück näher gerückt. Dennoch besteht in Einzelbereichen weiterer Handlungsbedarf:

- Bestehende Lücken bzw. Umgehungsmöglichkeiten des Verbotes wie bei der Ablagerung von Schredderleichtfraktion und Sortierresten müssen durch die integrierte Deponieverordnung (DeponieV), die Ersatzbaustoffverordnung (ErsatzbaustoffV) sowie eine Ergänzung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) geschlossen werden.
- Die mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen hat sich als Ergänzung zur Müllverbrennung etabliert, kämpft aber weiterhin mit der Erfüllung der Randbedingungen Entsorgungssicherheit, Rechtskonformität und Wirtschaftlichkeit. Ein weiterer Ausbau ist angesichts der offenen Fragen derzeit nicht zu empfehlen. Chancen liegen in der Weiterentwicklung des Verfahrens als Stoffstromtrennverfahren vor der Verwertung und als Exporttechnologie.
- Die Quantität der Altauto- und die Qualität der Elektro-/Elektronikschrottverwertung in Deutschland sind derzeit unbefriedigend. Insbesondere der Export ausgemusterter Produkte ins außereuropäische Ausland bedarf klarer Regulierungen (und deren Überwachung!), um eine illegale Abfallentsorgung zu verhindern. Zusätzlich sind die Hersteller aufgrund der Produktverantwortung, die durch Export nicht beendet sein sollte, in die Pflicht zu nehmen.
- Einheitliche Anforderungen an die Qualität organischer Restmassen (Klärschlamm, Kompost, Gärrückstände, Bodenhilfsmittel etc.), die sich an den Belangen des Bodenschutzes orientieren, sind weiterhin unerlässlich.
- Verschiedene Modellversuche zur Veränderung der getrennten Erfassung von Siedlungsabfällen haben keine allgemein erreichbaren Verbesserungen gezeigt. Die separate Erfassung von Altpapier und Altglas ist alternativlos, die Vorteile der

Bioabfallsammlung hängen von den regionalen Randbedingungen ab.

- Eine gemeinsame Erfassung von Restmüll und Wertstoffen ist nicht nur wegen minderer Qualitäten, sondern auch wegen der dafür benötigten Sortierkapazitäten nicht zielführend. Dagegen ist die Ausweitung der separaten Verpackungssammlung auf stoffgleiche Nichtverpackungen und Elektrokleingeräte für die Erhöhung der Wertstoffausbeute und die Reduzierung der Schadstoffbelastung des Restmülls empfehlenswert.

Mit der Novellierung der Abfallrahmenrichtlinie werden auf europäischer Ebene die Weichen für die zukünftige Ausgestaltung der Abfallwirtschaft gestellt. Die Chance für eine grundlegende abfallpolitische Neuorientierung wurde nicht genutzt. Das Abfallregime wird weiterhin überfrachtet mit Zielen und Instrumenten, die besser an anderer Stelle (Stoff- und Produktrecht) verortet werden sollten. Zu begrüßen ist das Bestreben, technische Umweltstandards für bestimmte abfallwirtschaftliche Tätigkeiten auf Grundlage der besten verfügbaren Techniken zu formulieren und damit europaweit zu harmonisieren.

10.1 Einleitung

10.1.1 Von der Abfallwirtschaft zur Ressourcenwirtschaft?

863. „Zweck des Gesetzes ist die Förderung der Kreislaufwirtschaft zur Schonung der natürlichen Ressourcen und die Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen“ heißt es in § 1 des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes (KrW-/AbfG). Zweifellos hat die Abfallwirtschaft in Deutschland einen bedeutenden Beitrag zum Umweltschutz geleistet. Das weitgehende Ende der Ablagerung von nicht vorbehandelten Siedlungsabfällen und der große Erfolg der verschiedenen Recyclingmaßnahmen belegen das durchaus eindrucksvoll.

Die mit Priorität verlangte Vermeidung von Abfällen geschieht nicht. In der Regel fand lediglich eine Verschiebung der Abfallmengen von der Beseitigung zur Verwertung statt. In einigen Bereichen ist eine moderate Entkopplung der Abfallmengen vom Bruttosozialprodukt zu verzeichnen (Statistisches Bundesamt 2007a). Eine signifikante Reduktion der Stoffströme unserer Volkswirtschaft wurde jedoch nicht erreicht (WEBER-BLASCHKE et al. 2007), da mit der Abfallwirtschaft und dem Abfallrecht der Rohstoffverbrauch nicht zu steuern ist. Abfallwirtschaft und Abfallrecht setzen notwendigerweise am Ende der Wertschöpfungskette an und sind daher prinzipiell nicht geeignet, eine umfassende Ressourcenwirtschaft zu etablieren. Versuche, das Abfallrecht in diesem Sinne zu nutzen, überfrachten dieses Instrument. Der Ressourcenverbrauch eines Industriestaates wie Deutschland kann nur durch Maßnahmen im Hinblick auf die Produktion sowie Produktdesign und -nutzung nachhaltig reduziert

werden. Dazu sind jedoch technische und organisatorische Ansätze (innovationsoffene Langzeitprodukte, Leasing), die vor der Abfallwirtschaft ansetzen (FAULSTICH und WEBER 2000), erforderlich.

Dessen ungeachtet kann die Abfallwirtschaft in absehbarer Zukunft wichtige Leistungen für die Ressourcenbereitstellung erbringen, da einzelne Rohstoffe wie beispielsweise Kupfer bereits in wenigen Jahren in größeren Mengen in anthropogenen Lagern vorkommen als in natürlichen Lagerstätten (RECHBERGER 2007).

864. Selten waren die Voraussetzungen für eine Annäherung an die allgemeinen Ziele der Abfallwirtschaft – weniger an Menge und Schadstoffinhalten, mehr Nutzung, Verringerung negativer Umweltauswirkungen der Entsorgung – so gut wie in diesem Jahrzehnt: Vorgaben für die Produktgestaltung wie die EuP-Rahmenrichtlinie (2005/32/EC) oder die RoHS-Richtlinie (2002/95/EG) zum Verbot bestimmter Substanzen bei der Herstellung und Verarbeitung von elektrischen und elektronischen Geräten und Bauteilen werden sich auf Art, Menge und Verwertbarkeit der aus den Produkten entstehenden Abfälle auswirken. Zuverlässige Ver- und Gebote wie die Abfallablagerungsverordnung (AbfAblV) und die Regelungen der Produktverantwortung legen Ziele und Grenzen von Verwertung und Beseitigung fest. Zusätzlich erleichtern steigende Rohstoff- und Energiepreise das Entstehen von Märkten für aufbereitete Produkte und Stoffe.

865. Diskussions- und Entscheidungsbedarf besteht hinsichtlich der Grenzen zwischen Produkt- und Abfallpolitik. Die Voraussetzungen für Vermeidung und Verwertung werden bei der Konzeption und Herstellung der Produkte geschaffen. Die Regulierung dieser Stellschrauben liegt aber außerhalb des Abfallrechts. Prinzipiell ist die vollständige Betrachtung des Lebensweges eines Produktes mit allen seinen Umweltwirkungen von großer Bedeutung, erfordert aber dann auch eine konsequente Regulierung über alle Lebensphasen. Insbesondere sind dazu klare Anforderungen an die jeweiligen Erzeugnisse im Stoff- und Produktrecht, nicht aber im transitorischen Abfallrecht, festzulegen. Ein Beispiel für die mögliche Ausgestaltung derartiger Regelungen ist die RoHS-Richtlinie. Hier wird die Verwendung von Blei, Cadmium, Quecksilber, sechswertigem Chrom, polybromiertem Biphenyl und polybromiertem Diphenylether in elektrischen und elektronischen Geräten geregelt.

Das vorliegende Kapitel Abfallwirtschaft konzentriert sich auf die Abfallwirtschaft im engeren Sinne, wenngleich es fließende Übergänge zur Produktpolitik gibt.

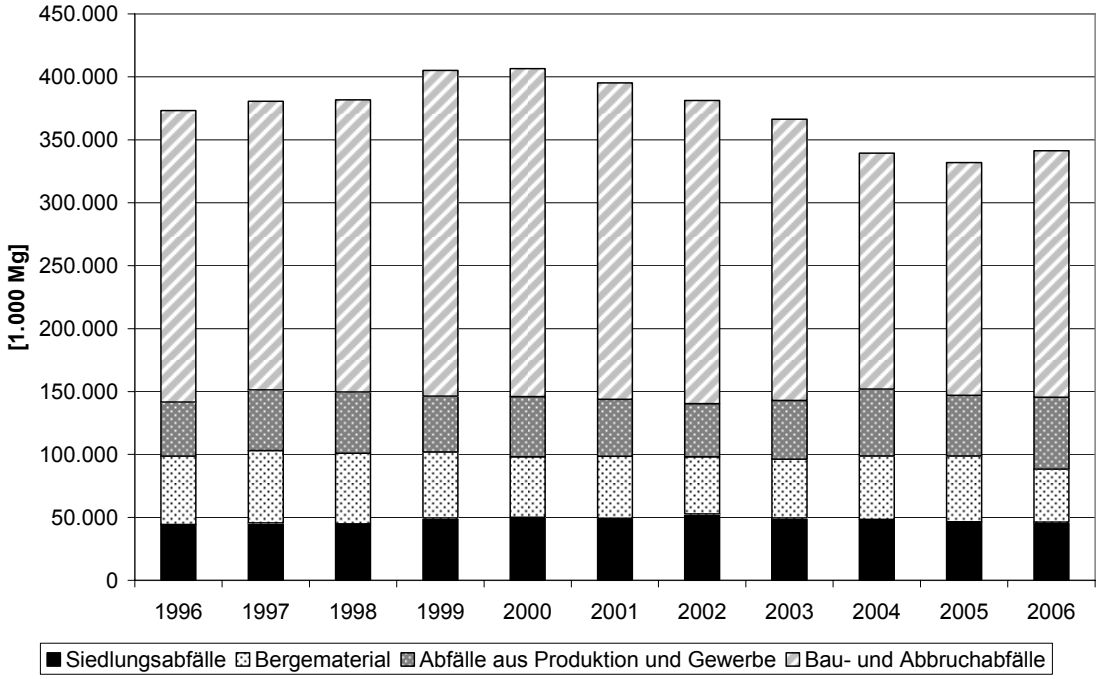
10.1.2 Stand der Abfallwirtschaft

866. Für eine Bewertung der aktuellen abfallwirtschaftlichen Situation in Deutschland können die Entwicklungen der Abfallmengen, der Entsorgungswege und des verwerteten Anteils als Indikatoren herangezogen werden.

Die Abnahme der Gesamtmenge um circa 10 % zwischen 1996 und 2006 wurde hauptsächlich durch einen Rückgang der Bauabfallmengen verursacht, die baukonjunkturbedingt zurückgingen (Abb. 10-1).

Abbildung 10-1:

Abfallaufkommen in Deutschland 1996 bis 2006



SRU/UG 2008/Abb. 10-1; Datenquelle: Statistisches Bundesamt 2007c; 2008a

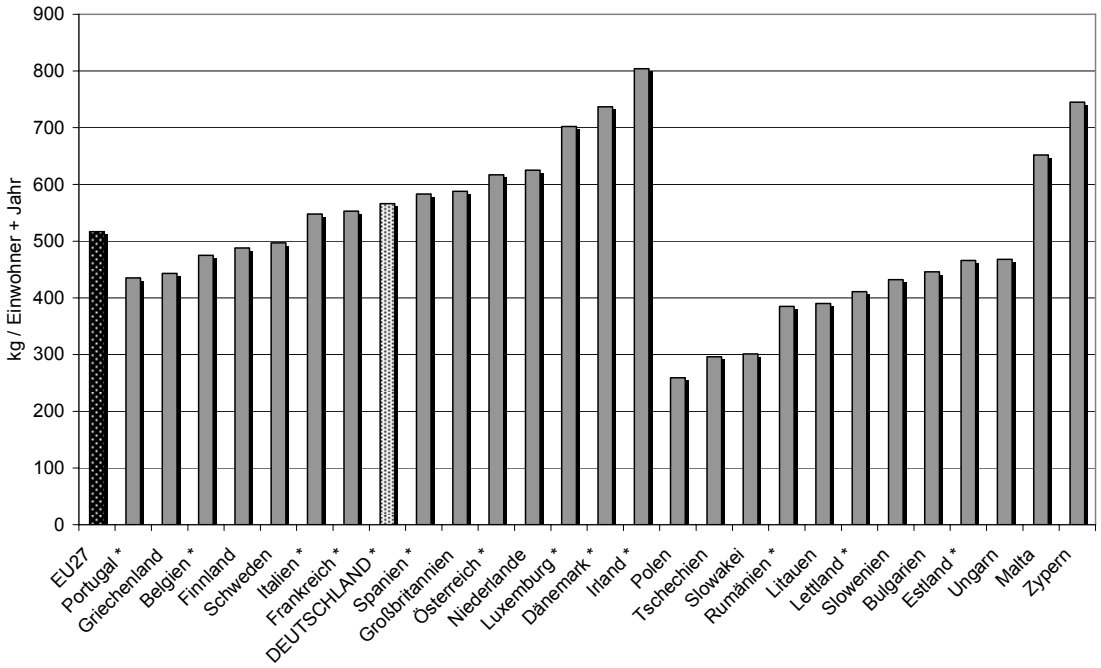
Parallel zum Rückgang der Gesamtabfallmengen seit 1999 ist für die Entwicklung des Bruttoinlandsproduktes (BIP) ein leichter Anstieg zu verzeichnen, hier ist eine Abkopplung des Abfallaufkommens vom Wirtschaftswachstum festzustellen. Die Abfallintensität (Gesamtabfallaufkommen bezogen auf BIP), sank zwischen 1999 und 2005 um 23 % von rund 203 kg pro Tausend Euro auf rund 156 kg pro Tausend Euro (Statistisches Bundesamt 2007a).

Der Indikator „Pro-Kopf-Aufkommen an Siedlungsabfällen“ liegt im europäischen Vergleich weiterhin über dem Durchschnitt (Abb. 10-2). Deutschland liegt mit 566 kg pro Einwohner über dem Durchschnitt der EU-27 von 517 kg pro Einwohner.

867. Hinsichtlich des Verbleibs der Siedlungsabfälle und vor allem der Abkehr von der Deponierung steht Deutschland im europäischen Vergleich gut da (Abb. 10-3).

Abbildung 10-2:

Pro-Kopf-Aufkommen an Siedlungsabfällen in Europa (2006)

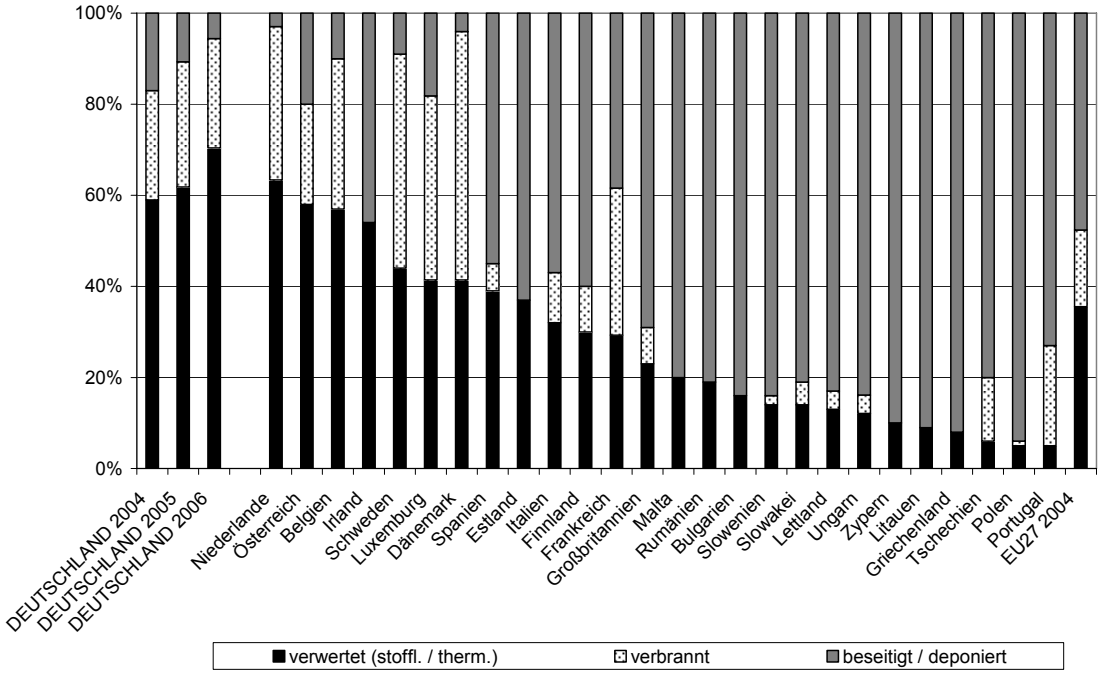


*geschätzt

SRU/UG 2008/Abb. 10-2; Datenquelle: EUROSTAT 2007

Abbildung 10-3

Entsorgungswege von Siedlungsabfall im europäischen Vergleich (2004)



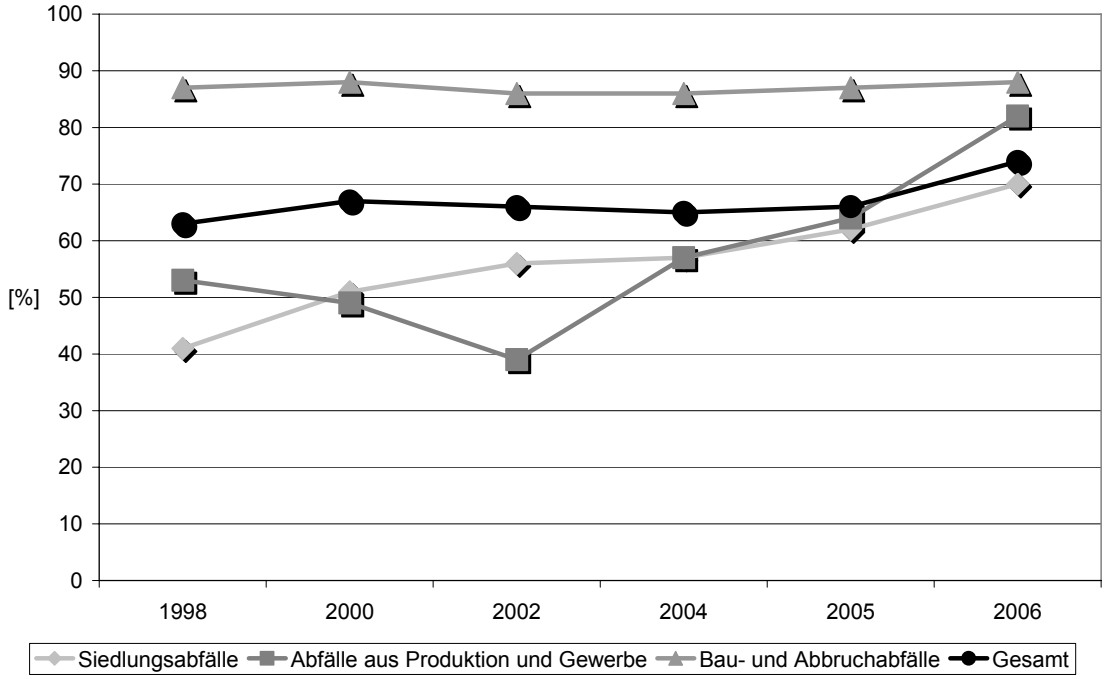
SRU/UG 2008/Abb. 10-3; Datenquellen: FFACT 2007; Statistisches Bundesamt 2007c; 2008a

Durchschnittlich wurden in Europa (EU-27) 2004 36 % der Siedlungsabfälle verwertet, 17 % verbrannt und 48 % deponiert. Die Entwicklung der Quoten in Deutschland von 2004 nach 2006 (2006: verwertet 70 %, verbrannt 24 %, deponiert/beseitigt 6 %) spiegelt die Umsetzung des Ablagerungsverbots im Juni 2005 wider. Mit dem Ende der zwölfjährigen Übergangsfrist für das Verbot der Ablagerung unbehandelter Siedlungsabfälle wurden erhebliche Fortschritte auf dem Weg zu einer nachhaltigeren Abfallwirtschaft erzielt. Dennoch gibt es weitere Optimierungspotenziale. Das Ablagerungsverbot wird weitgehend eingehalten, in der Praxis zeigen sich einzelne Schwachpunkte wie die Verfüllung von Abgrabungen mit Sortierresten oder die Deponierung von Schredderleichtfraktionen, die zu einer Umgehung des Verbots führen. Hier ist Abhilfe durch die geplante ErsatzbaustoffV und die integrierte DeponieV zu erwarten.

868. Die Verwertungsquote für die Gesamtabfallmenge lag in Deutschland 2006 bei 74 % und weist damit eine deutliche Steigerung gegenüber den Vorjahren auf (Abb. 10-4). In den Kategorien Siedlungsabfall und Abfälle aus Produktion und Gewerbe ist ein Anstieg der verwerteten Mengen zu verzeichnen, der auf Fortschritte bei der Sammlung und Aufbereitung hinweist. Diese sind möglicherweise auch durch den allgemeinen Anstieg der Rohstoffpreise motiviert.

Abbildung 10-4

Entwicklung der Verwertungsquoten in Deutschland 1998 bis 2006



SRU/UG 2008/Abb. 10-4; Datenquelle: Statistisches Bundesamt 2007b; 2008a

869. Die dargelegten und kommentierten Daten zeigen, dass die Abfallwirtschaft in Deutschland im Rahmen ihrer Möglichkeiten einen nennenswerten Beitrag zu einer

Ressourcenwirtschaft leistet und ihr eine moderate Entkopplung vom Wirtschaftswachstum gelungen ist.

Der strategische Ansatz des „Ziels 2020“ – vollständige Verwertung (BMU 1999) - sollte als Leitbild, nicht aber als 100 %-Ziel weiter verfolgt werden. Eine Verwertung um jeden Preis ist wenig sinnvoll, wenn die Umweltbelastungen bei geordneter Beseitigung und Neuproduktion niedriger ausfallen. Die Kriterien des KrW-/AbfG – Umfang der Emissionen, Ressourcenschonungseffekt, Energiebilanz und Schadstoffflüsse – bilden nicht nur die Grundlage für die Bewertung der Entsorgungsalternativen, sondern erleichtern die Identifikation von Schwachpunkten der Verfahren und damit deren Weiterentwicklung.

870. In den folgenden Ausführungen werden ausgewählte rechtliche und technische Entwicklungen der aktuellen Abfallwirtschaft analysiert und bewertet, die die aktuelle abfallwirtschaftliche Diskussion prägen. Es handelt sich weitgehend um Optimierungsprobleme in einem insgesamt rechtlich, technisch und ökonomisch fortgeschrittenen Handlungsfeld:

- Die *MBA-Technologien* (mechanisch-biologische Abfallbehandlung), die sich seit 2005 in der Praxis bewähren müssen, werden einer ersten Überprüfung unterzogen.
- Für *Organische Abfälle* wie Klärschlamm, Bioabfälle und Gärrückstände steht die Novellierung einzelner Verordnungen an, da nach wie vor keine Zusammenführung und Vereinheitlichung der Anforderungen an die Nutzung erreicht werden konnte.
- Die Diskussion um verschiedene Varianten zur *Erfassung von Haus- und Verpackungsabfällen* wird zusammengefasst. Ökonomische und ökologische Sachargumente werden dabei überlagert von der Frage der zukünftigen Aufteilung des Abfallwirtschaftsmarktes.
- Der Stand der Umsetzung verschiedener *Produktverordnungen* an den Beispielen Altfahrzeuge und Elektrogeräte zeigt Schwächen, die einer Nachbesserung bedürfen.

Die Kommentierung der novellierten Abfallrahmenrichtlinie (AbfRRL) behandelt das jüngste Thema der Abfallwirtschaft.

10.2 Mechanisch-biologische Abfallbehandlung

10.2.1 Aktuelle Situation

871. Mit der Verabschiedung der AbfAblV im März 2001 wurde die Gleichwertigkeit der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung mit den thermischen Abfallbehandlungsverfahren anerkannt. Für die erzeugte Deponiefraktion wurden Grenzwerte (Ablagerungsparameter wie z. B. Eluatkriterien für Schwermetalle, TOC (Total Organic

Carbon), Brennwert) festgeschrieben. Hinzu kamen emissionsrechtliche Bestimmungen in der 30. Bundesimmissionsschutzverordnung (30. BImSchV) und der Anhang 23 der Abwasserverordnung (AbwV) für Abwasser aus der MBA.

In den verbliebenen vier Jahren bis zum Inkrafttreten der AbfAblV am 1. Juni 2005 und dem damit verbundenen Ende der Ablagerung unvorbehandelter Abfälle wurden bis heute MBA-Kapazitäten für circa 20 % der in Deutschland anfallenden Siedlungsabfälle installiert (ASA 2007). Dabei wurden in Abhängigkeit vom Ziel der Behandlung (Erzeugung einer deponiefähigen und/oder einer heizwertreichen Fraktion) unterschiedliche verfahrenstechnische Konzepte wie mechanische Aufbereitung (MA), mechanisch-biologische Abfallbehandlung (MBA), mechanisch-biologische Stabilisierung (MBS) und mechanisch-physikalische Stabilisierung (MPS) entwickelt.

Mit der Realisierung waren und sind zahlreiche praktische Probleme verbunden: Anfangs ging es vor allem um fehlende Behandlungskapazitäten sowie Qualitätsprobleme der erzeugten Stoffströme und technische Probleme bei der Abgasreinigung der mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen. Eine Bewertung der bisherigen Erfahrungen erfolgt anhand der allgemeinen Kriterien für die Zulässigkeit eines Entsorgungsweges:

- Entsorgungssicherheit (stabiler Dauerbetrieb),
- Rechtskonformität (Einhaltung der gesetzlichen Vorgaben),
- Wirtschaftlichkeit.

Innerhalb dieser Voraussetzungen lassen sich die Entsorgungsalternativen in Bezug auf ihre Zukunftsfähigkeit einstufen.

10.2.1.1 Verfahrenskonzepte

872. Neben der klassischen MBA haben sich die Verfahren zur MPS sowie der MBS in Deutschland etabliert, die sich hinsichtlich der Zielstellung und der eingesetzten Verfahrenstechnik deutlich unterscheiden.

Die klassischen MBA-Verfahren mit Stoffstromtrennung und biologischer Behandlung der Feinfraktion sind auf die Erzeugung einer heizwertreichen Fraktion zur thermischen Verwertung und einer heizwertarmen Fraktion zur Deponierung ausgerichtet. Dazu wird im Rahmen der mechanischen Aufbereitung die heizwertreiche Fraktion zur Nutzung als Ersatzbrennstoff abgetrennt. Ebenso werden verschiedene Wertstoffe zur stofflichen Verwertung wie beispielsweise Fe-Metalle (Eisen) und NE-Metalle (Nichteisen) separat erfasst. Die heizwertabgereicherte Fraktion wird biologisch bis zur Erreichung der Ablagerungskriterien gemäß AbfAblV stabilisiert Ziel ist die Inertisierung der biologisch aktiven Bestandteile.

Dagegen verfolgen die Konzepte der MPS sowie der MBS die Aufbereitung und Überführung auch der nativ organischen Bestandteile in die heizwertreiche Fraktion. Bei diesen Verfahrensvarianten ist die Trocknungsstufe die wesentliche Voraussetzung für die anschließende effiziente Auftrennung des Abfalls in Brenn-, Wert- und Inertstoffe.

873. Die klassische MBA mit Stoffstromtrennung und biologischer Behandlung der Feinfraktion bis zum Erreichen der Ablagerungsfähigkeit verfügt über 63 % der Gesamtanlagenkapazität. Die biologische Stufe dieser Anlagen wird zu circa 60 % als reine Rotteanlage mit Boxen-, Zeilen-, Tafelmieten- und Tunnelrotte ausgeführt und zu circa 40 % als Kombinationsanlage mit Vergärungsstufe. Bei den Vergärungsstufen werden Trocken-, Nass- und Perkolationsverfahren eingesetzt (KETELSEN et al. 2005).

Tabelle 10-1 zeigt die Verteilung der mechanisch-biologisch behandelten Abfallmengen (2006: 4,9 Mio. Mg (Megagramm)) auf die verschiedenen Verfahrenskonzepte in 48 erfassten Anlagen.

Tabelle 10-1

Aufteilung der Abfälle auf die Verfahrenskonzepte MBA, MBS und MPS

Anlagentyp	Anzahl	Input [%]
MBA	33	63 %
MBS	12	28 %
MPS	3	9 %
Summe	48	100 %
Quelle: KÜHLE-WEIDEMEIER et al. 2007		

10.2.1.2 Anlagenanzahl und Mengenströme

874. Bis Dezember 2006 wurden in Deutschland insgesamt fünfzig MBA- und MPA-Anlagen (mechanisch-physikalische Abfallbehandlungsanlagen) errichtet. Zwischenzeitlich wurden jedoch zwei Anlagenstandorte in Baden-Württemberg aufgrund anhaltender verfahrenstechnischer Probleme geschlossen, sodass aktuell 48 Anlagen existieren.

Mengenmäßig haben die Bundesländer Niedersachsen mit zwölf Anlagen und einer Behandlungskapazität von 1 056 100 Mg sowie Berlin/Brandenburg mit neun Anlagen und einer Behandlungskapazität von 1 146 500 Mg den größten Anteil an den mechanisch-biologisch behandelten Abfällen in Deutschland (ASA 2007).

In der Summe der in Deutschland installierten MBA-, MBS- und MPS-Anlagen bestehen nach Angaben der Arbeitsgemeinschaft Stoffspezifische Abfallbehandlung

(ASA e. V.). Kapazitäten für die Behandlung von 5,6 Mio. Mg Siedlungsabfällen vorwiegend bestehend aus Hausmüll, hausmüllähnlichem Gewerbeabfall, Gewerbeabfall und Sperrmüll. KÜHLE-WEIDEMEIER et al. (2007) kommen in einer aktuellen Datenerhebung auf eine Summe von 4 907 341 Mg und weisen zusätzlich 30 rein mechanische Aufbereitungsanlagen mit einer Gesamtkapazität von circa 2 333 040 Mg aus, die hier jedoch nicht weiter berücksichtigt werden. Durch die Aufbereitung der Abfälle (7,2 Mio. Mg pro Jahr in MA, MBA, MBS, MPS) entstehen circa 3 Mio. Mg heizwertreiche Fraktionen (KÜHLE-WEIDEMEIER et al. 2007).

875. Der Vergleich der Output-Mengen der unterschiedlichen Verfahrensvarianten zeigt, dass die MBS- und MPS-Konzepte durch biologische bzw. thermische Trocknung einen Großteil der nativ organischen Fraktion in die heizwertreiche Fraktion überführen und somit einer energetischen Nutzung zuführen (Tab. 10-2). Dementsprechend ist der Anteil der Deponiefraktion bei den MBS- und MPS-Verfahren mit maximal 10 % erheblich geringer als bei den MBA-Verfahren, bei denen circa 41 % des Output-Materials deponiert werden müssen.

Tabelle 10-2

Fraktionierung der Outputströme in Bezug auf den Gesamtoutput ohne Rotte- und Trocknungsverlust der verschiedenen Anlagenkonzepte

Output [%]	**MBA**	**MBS**	**MPS**
Heizwertreiche Fraktion	46,0	62,0	81,0
Deponiefraktion	41,0	10,0	0,0
Sonstiges niederkalorisches Material	3,0	9,0	0,0
Störstoffe	2,0	9,0	0,2
NE-Metalle	0,1	0,4	1,0
Fe-Metalle	3,0	4,0	7,0
Sonstiges	5,0	6,0	11,0

Quelle: KÜHLE-WEIDEMEIER et al. 2007

Engpässe bestehen bei der Verwertung der heizwertreichen Fraktionen aus MA, MBA, MBS und MPS, die 2006 in einer Menge von circa 3 Mio. Mg produziert wurden (KÜHLE-WEIDEMEIER et al. 2007). Nach THOMÉ-KOZMIENSKY und THIEL (2007) wurden 2006 circa 0,45 Mio. Mg Ersatzbrennstoff aus gemischten Siedlungsabfällen und produktionsspezifischen Gewerbeabfällen in deutschen Kohlekraftwerken mitverbrannt. In Zementwerken wurden 0,21 Mio. Mg Ersatzbrennstoff (2006) aus Siedlungsabfällen eingesetzt (VDZ 2007). Die genehmigten Kapazitäten werden nur teilweise ausgenutzt, da offensichtlich sowohl qualitativ als auch finanziell günstigere Alternativen wie produktionsspezifische Abfälle zur Verfügung stehen.

876. Die Befürchtung, dass die Gewerbeabfallfraktion zu nicht abschätzbaren Problemen auf dem Entsorgungsmarkt führen könnte (WENDENBURG 2006), hat sich bestätigt. Die Mengen waren aufgrund mangelhafter Datenlage im Vorfeld kaum abschätzbar. Der hohe Heizwert des Materials erzeugte eine Umlenkung des Mengenstroms in die Behandlungsanlagen der öffentlich-rechtlichen Entsorger (OPPHARD und SCHÄFER 2006). Für rund 4 bis 5 Mio. Mg pro Jahr bestehen teilweise erhebliche Entsorgungsengpässe an Behandlungs- und Verwertungskapazitäten in Müllverbrennungsanlagen (MVA), MBA-Anlagen oder Anlagen der Mono- und Mitverbrennung. Die knappen Kapazitäten führten zu deutlich höheren Entsorgungspreisen für gewerbliche Abfälle und in Folge zu illegalen Ablagerungen, beispielsweise in bergbaulichen Verfüllungsmaßnahmen oder Tongruben (RADDE 2007). Nach Schätzungen verschiedener Entsorgerverbände werden derzeit zwischen 1 bis 9 Mio. Mg Abfälle bei der Verfüllung von Tagebaugruben entsorgt, indem beispielsweise Gewerbeabfälle mit mineralischen Abfällen vermischt und eingebaut werden (EUWID 2007a).

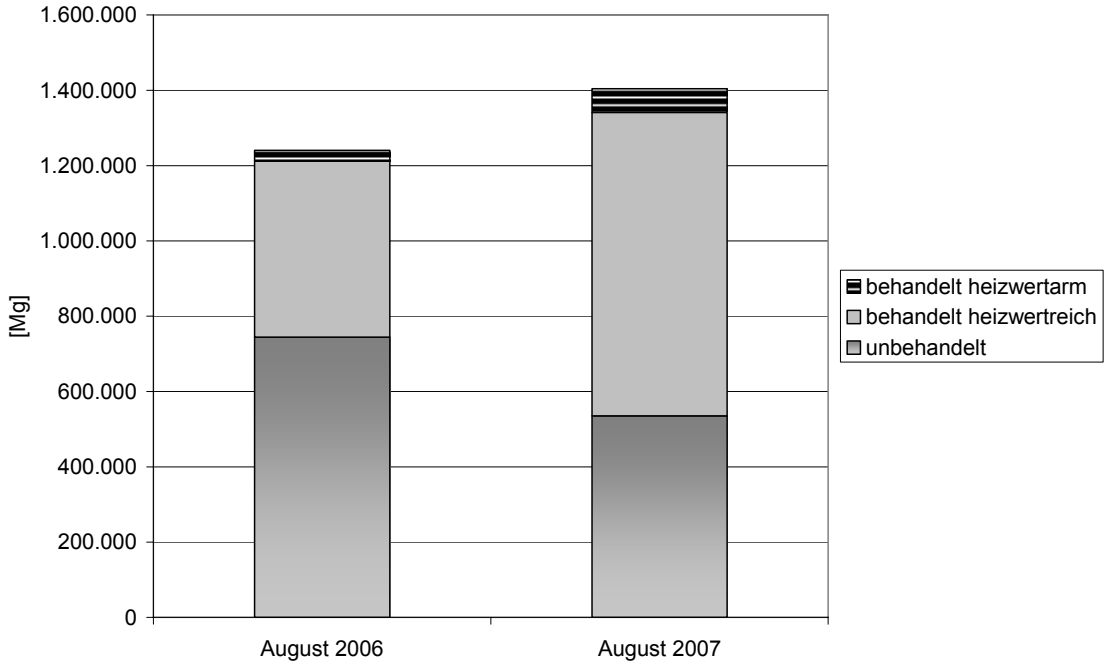
10.2.1.3 Zwischengelagerte Mengen

877. Seit Inkrafttreten der AbfAblV im Juni 2005 hat das Verbot der Ablagerung unvorbehandelter Abfälle auf Deponien zu Kapazitätsengpässen bei der Abfallbehandlung sowie bei der Verwertung der erzeugten heizwertreichen Fraktionen geführt (FRICKE et al. 2006). ALWAST und BÖLLHOFF (2006) prognostizierten einen Anstieg der Zwischenlagerung unvorbehandelter Abfälle auf eine Größenordnung von 4,5 Mio. Mg bis 2008 und maximal 12 Mio. Mg insgesamt einschließlich heizwertreicher Fraktionen. Aufgrund der Inbetriebnahme bzw. besseren Auslastung weiterer MBA sowie des Zubaus weiterer Verbrennungskapazitäten gingen ALWAST und BÖLLHOFF (2006) davon aus, dass ab 2008 Überkapazitäten, die einen Abbau der Zwischenlager von unbehandelten Abfällen ermöglichen, zur Verfügung stehen werden. Die reale Entwicklung spielt sich allerdings weniger dramatisch ab (Abb. 10-5). Nach Meldungen der Bundesländer wurden bis August 2006 rund 745 000 Mg unvorbehandelte Abfälle, rund 467 000 Mg heizwertreiche Fraktion und 30 000 Mg heizwertarme Fraktion zwischengelagert (RADDE 2007). Die Lager mit unbehandeltem Abfall

werden bereits abgebaut, während für die heizwertreiche Fraktion ein Anstieg zu verzeichnen ist. Mit Blick auf die steigenden Kapazitäten in ersatzbrennstoffbefeuerten Kraftwerken (EBS-Kraftwerke) und das damit absehbare Sinken der Entsorgungskosten für die heizwertreiche Fraktion ist die Ausweitung der Zwischenlagerung – im Rahmen der geltenden Regelungen – schlüssig.

Abbildung 10-5

Zwischengelagerte Abfallmengen 2006 bis 2007



SRU/UG 2008/Abb. 10-5; Datenquelle: EUWID 2007f

Nicht zu unterschätzen sind dennoch die Risiken der Zwischenlagerung: Die Zwischenlagerung von unbehandelten Abfällen setzt dieselben Abbauprozesse in Gang, die in einer Deponie ablaufen und bringt daher dieselben Probleme der Geruchsbelästigung, Deponiegasbildung und Gefahr der Selbstentzündung mit sich. Die Zwischenlagerung von behandeltem Abfall, das heißt der mittel- oder hochkalorischen Fraktion aus der mechanisch-biologischen Behandlung, erfordert ein weitreichendes Brandschutzkonzept. Dennoch kommt es wiederholt zu Bränden, die nur mit erheblichem Aufwand zu beherrschen sind. Die Lagerung in kunststoffumwickelten Ballen reduziert das Risiko der Selbstentzündung, allerdings muss die Unversehrtheit der Folien für einen Luftabschluss gewährleistet sein (BRÄCKER 2007). Der finanzielle und energetische Aufwand für die Zwischenlagerung wirkt sich in einer Gesamtbetrachtung des Verfahrens MBA negativ aus.

Für die heizwertreiche Fraktion aus MBA werden noch über eine längere Zeit Verbrennungskapazitäten fehlen. Angesichts zahlreicher unbekannter Entwicklungen (z. B.

mengenmäßige Bedeutung des Exportes von Abfällen, tatsächliche Realisierung von Verbrennungskapazitäten) ist die zukünftige Situation jedoch sehr schwer abschätzbar.

10.2.2 Schwachstellenanalyse

878. Seit die ersten MBA-Anlagen am 1. Juni 2005 in Betrieb gegangen sind, trat eine Reihe von verfahrenstechnischen Problemen bei der mechanischen Aufbereitung und bei den Stabilisierungsverfahren auf. Teils waren sie durch die kurze Frist zwischen Verabschiedung der AbfAblV und deren Inkrafttreten, teils durch unzureichende Erfahrungen mit dieser vergleichsweise jungen Technologie bedingt. In der Folge kam es zu Inbetriebnahmeverzögerungen, Problemen mit der Einhaltung der in der AbfAblV festgeschriebenen Ablagerungskriterien und infolgedessen zu Schwierigkeiten bei der Entsorgung der entsprechenden Siedlungsabfallmengen.

10.2.2.1 Mechanische Aufbereitung

879. Die mechanische Aufbereitung der Abfälle dient unabhängig davon, ob es sich um eine MBA-, MBS- oder MPS-Anlage handelt, der Auftrennung des Abfalls in die verschiedenen Stoffströme zur stofflichen und thermischen Verwertung sowie gegebenenfalls zur Separation einer Deponiefraktion. Der Betriebssicherheit und Funktionsfähigkeit dieses Verfahrensbausteines kommt damit maßgebliche Bedeutung zu.

Das Umweltbundesamt (UBA) hat eine Datenerhebung und -auswertung zur aktuellen Situation der MBA in Deutschland beauftragt (KÜHLE-WEIDEMEIER et al. 2007), die unter anderem ergeben hat, dass in nahezu allen Bereichen der mechanischen Aufbereitung Optimierungsmaßnahmen, Ersatzvornahmen und Ergänzungen durch weitere Aggregate erforderlich waren. So wurden im Bereich der Vor- und Nachzerkleinerung Probleme bezüglich der geforderten Durchsatzleistung, des Zerkleinerungsgrades sowie der Betriebssicherheit infolge häufiger Ausfälle und Verstopfungen beispielsweise nach Störstoffeinträgen in die Aggregate genannt. In verschiedenen Anlagen wurden weitere Fe-Abscheider zur Optimierung der Wertstoffabtrennung und Störstoffabscheidung integriert. Weiterhin wurden zusätzliche NIR-Geräte (zur Nah-Infrarot-Separation) installiert, um die Ersatzbrennstoffqualitäten zu steigern. Im Bereich der Siebtechnik waren Anpassungen der Siebschnitte erforderlich, um die Anforderungen an die verschiedenen Stoffströme zu erfüllen. Besonders im Bereich der Nachzerkleinerung und Pelletierung wurden extrem hohe Verschleißerscheinungen festgestellt, die zu entsprechend verkürzten Wartungsintervallen und erhöhten Betriebskosten geführt haben.

10.2.2.2 Biologische Aufbereitung

880. Die biologische Aufbereitung dient je nach Verfahrenskonzept entweder der Stabilisierung der nativ organischen Fraktion zum Zweck der nachfolgenden Deponierung (MBA) gegebenenfalls mit Energiegewinnung durch Biogaserzeugung oder der Trocknung und Zuführung dieser Fraktion zur heizwertreichen Fraktion zur thermischen Verwertung (MBS).

Bei beiden Verfahrenskonzepten haben sich Probleme ergeben, die sich vor allem durch die Überschreitung der Ablagerungskriterien für die Deponiefraktion gemäß AbfAblV manifestiert haben. In der Datenerhebung und -auswertung zur aktuellen Situation der MBA in Deutschland (KÜHLE-WEIDEMEIER et al. 2007) wurden zur Behebung dieser Probleme Änderungen im Bereich der Befeuchtungs- und Umsetztechnologie sowie Optimierungen im Luftmanagement angegeben. Die Anpassungen des Luftmanagements hatten dabei neben der Optimierung der Intensivrottesysteme auch die Reduzierung der Abluftmengen durch vermehrte Umluftführung zum Ziel.

Folgeprobleme mit überhöhten Rottetemperaturen wurden durch Nachrüstungen im Bereich der Umluftkühlung gelöst. Bei den aeroben Konzepten haben sich im Intensivrottebereich häufig Probleme durch Verstopfung der Belüftungssysteme gezeigt, die zu anaeroben Zonen im Rottegut führten.

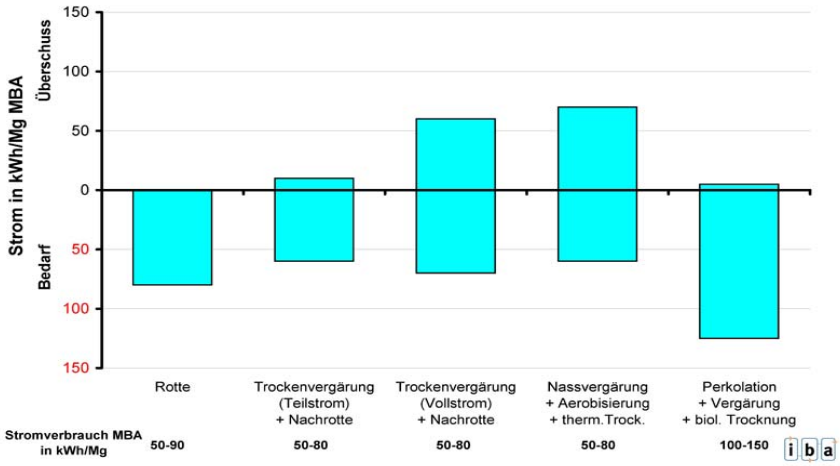
Besonders Anlagen mit anaeroben Verfahrenskomponenten nannten Probleme im Bereich der Prozesswasseraufbereitung und -kreislaufführung. Hier kam es zu Verstopfungen der Bewässerungssysteme. Der anaerobe Behandlungsprozess wurde teilweise als instabil bezeichnet und ist durch Schwimmdecken- und Schaumbildung sowie nachfolgende Probleme bei der fest/flüssig-Separation gekennzeichnet. Zwei anaerobe Anlagen mit Perkolationstechnologie wurden bislang stillgelegt.

Energieeffizienz

881. Hinsichtlich der Energieeffizienz der unterschiedlichen MBA-Konzepte weisen rein aerobe Verfahren grundsätzliche Defizite auf, da der Energieinhalt der organischen Substanz vollständig in nicht nutzbare Wärme umgewandelt wird. Dagegen ermöglichen die verschiedenen Kombinationsverfahren mit anaeroben Teil- oder Vollstromkonzepten eine Energiegewinnung in Abhängigkeit vom Anteil der anaerob behandelten organischen Bestandteile. Abbildung 10-6 zeigt jedoch, dass auch bei den Verfahren mit Trockenvergärung im Teilstrom sowie den Perkolationsverfahren kaum Energieüberschüsse erreicht werden können. Allerdings ist diese Bilanz abhängig vom Anteil der im Teilstrom vergorenen organischen Abfallbestandteile. Lediglich die Vollstromvergärung ermöglicht sowohl bei den Trocken- als auch bei den Nassvergärungsverfahren deutliche Energieüberschüsse, die zur Deckung des Eigenenergiebedarfes genutzt werden können (KETELSEN et al. 2005).

Abbildung 10-6

Strombedarf und -überschuss verschiedener MBA-Konzepte



Quelle: KETELSEN et al. 2005

10.2.2.3 Abluftbehandlung

882. Die Anforderungen der 30. BImSchV an die Qualität der Abluft aus MBA sind in Tabelle 10-3 aufgeführt. Besonders die Anforderungen an den Gesamtkohlenstoff (TOC) in der Abluft sind durch rein biologische Abluftbehandlungsverfahren in Biofiltern nicht erfüllbar.

Tabelle 10-3

Emissionsgrenzwerte für MBA in Deutschland (30. BImSchV)

Parameter	Einheit	Grenzwert
Gesamtkohlenstoff (TOC)	mg/Nm³ *	20/40****
Gesamtkohlenstoff (TOC)	g/Mg MBA-Input	55
Lachgas (N_2O)	g/Mg MBA-Input	100
Staub	mg/Nm³	30/10****
Dioxine/Furane (PCDD/F)	ng TE**/Nm³	0,1
Geruch	GE***/Nm³	500
*Nm³ = Normkubikmeter; **TE = Toxitätseinheit; ***GE = Geruchseinheit; ****Tagesmittelwert/Halbstundenmittelwert		
SRU/UG 2008/Tab. 10-3; Datenquelle: 30. BImSchV		

Aufgrund der hohen Anforderungen an den Parameter TOC und der vergleichsweise geringen Konzentration organischer Kohlenstoffe in MBA-Abluft hat sich in Deutsch-

land das Verfahren der regenerativen thermischen Oxidation (RTO) in Kombination mit vorgeschaltetem saurem Wäscher zur Ammoniakabscheidung etabliert, mit dem die Einhaltung der vorgegebenen Grenzwerte technisch problemlos möglich ist (WALLMANN et al. 2006). Aufgrund der relativ geringen Kohlenstoffkonzentrationen in MBA-Abluft ist ein autothermer Betrieb der RTO-Anlage jedoch nicht möglich und erfordert den Einsatz fossiler Energieträger zur Oxidation der organischen Abluftbestandteile. Aus diesem Grund wird häufig ein komplexes Abluftmanagementsystem mit Umluftführung und -kühlung installiert, um die Abluftvolumina klein zu halten und die Minimierung der Schadstoffemissionen nicht durch einen unverhältnismäßig hohen Verbrauch fossiler Energieträger mit entsprechenden CO_2-Emissionen zu erkaufen (WALLMANN et al. 2006).

Die Realisierung eines Abluftmanagements mit reduzierten Abluftmengen kompensiert aufgrund der erhöhten Stromverbräuche jedoch den verringerten Bedarf an fossiler Energie zum Betrieb der RTO nahezu vollständig (KETELSEN et al. 2007).

Seit der Inbetriebnahme der ersten RTO im Juni 2005 wurden vielfach Korrosionserscheinungen festgestellt, die unterschiedliche Ursachen haben. Zum einen fallen in den Abgasleitsystemen Kondensate mit korrosiv wirksamen Bestandteilen aus. Zum anderen führt die in der Praxis teilweise genutzte Möglichkeit der Zumischung von heißem Reingas aus der Brennkammer zum kalten Rohgas sowie die vielfach praktizierte Spülung der Regeneratoren mit Reingas zu einem zusätzlichen Eintrag von Säurebildnern wie zum Beispiel oxidierten Chlorverbindungen (aus Kunststoffen und Kochsalz) oder Schwefeloxiden, die den Korrosionsangriff erhöhen (NEESE et al. 2006).

Ein weiteres Problem stellt die Belastung von MBA-Rohgasen mit siliciumorganischen Verbindungen dar, die vermutlich während des biologischen Abbaus von beispielsweise Waschmitteln oder Kosmetika entstehen. Durch Oxidation dieser Verbindungen zu Siliciumdioxid (SiO_2) lagern sich diese an den Wabenkörpern der RTO ab und führen zu einer zunehmenden Verblockung der Regeneratoren. In der Folge kommt es zu Druckanstiegen innerhalb der Regeneratoren sowie zu einer deutlichen Reduzierung der effektiv verfügbaren Wärmetauscheroberfläche, die unplanmäßig hohe Zusatzbrennstoffverbräuche verursachen (NEESE et al. 2006).

10.2.3 Bewertung der erzeugten Stoffströme

10.2.3.1 Heizwertarme Fraktion

883. Die wesentlichen Parameter für den Nachweis der Ablagerungsfähigkeit wurden in der AbfAblV mit dem TOC im Feststoff (18 Masse-%), dem TOC im Eluat (250 mg/l) und der Atmungsaktivität innerhalb von vier Tagen (AT_4) (5 mg O_2/g TS) festgeschrieben. Entgegen den Ergebnissen und Empfehlungen aus dem BMBF-Verbundvorhaben

„Mechanisch-biologische Vorbehandlung von zu deponierenden Abfällen“ wurde der TOC im Eluat anstatt auf 300 mg/l (FRICKE und MÜLLER 2001) auf 250 mg/l festgesetzt. Nach der Inbetriebnahme der verschiedenen Verfahrenskonzepte mit Ausschleusung einer Deponiefraktion zeigten sich Grenzwertüberschreitungen besonders bezüglich des Parameters TOC_{Eluat}. Dies war zu erwarten, da zwischen den Parametern eine Korrelation besteht, das heißt die Ausschöpfung des geltenden Grenzwertes für AT_4 zu einer Überschreitung des TOC_{Eluat} führen wird.

Vor diesem Hintergrund wurde im Auftrag der ASA e. V. ein Projekt zum „Status der Erreichung der Ablagerungskriterien in MBA“ initiiert, an dem sich 13 MBA beteiligten (sechs rein aerobe MBA, vier Trockenvergärungsanlagen (Teilstrom und Vollstrom) sowie drei Nassvergärungsanlagen) (ASA 2006). Im Ergebnis dieser Untersuchung wurde unter anderem festgestellt, dass sechs der neun ausgewerteten MBA den Median für den TOC_{Eluat} von 250 mg/l im Output-Material nicht eingehalten haben und drei weitere Anlagen im Bereich 250 bis 300 mg/l lagen. Weiterhin wurde festgestellt, dass das 80 %-Perzentil des TOC_{Eluat} von sieben der neun ausgewerteten Anlagen aufgrund hoher Schwankungsbreiten bei der Analytik des TOC_{Eluat} nicht eingehalten wurde.

Aufgrund dieser Ergebnisse hat die ASA e. V. folgende Vorschläge zur Anpassung der Grenzwerte an die aus dem Betrieb großtechnischer MBA-Anlagen gewonnenen Erkenntnisse gemacht:

- Anpassung der Werte AT_4 und TOC_{Eluat} an die in der Praxis festgestellte Korrelation, das heißt Anhebung des Zuordnungswertes im Anhang 2 der AbfAblV auf 300 mg/l,
- Berücksichtigung der Schwankungen aus Probenahme, Probenaufbereitung und Analytik bei der Bestimmung des TOC_{Eluat}, das heißt Anhebung des Grenzwertes für das 80 %-Perzentil nach Anhang 4 Nr. 3.3 der AbfAblV und der Kontrollanalysen nach Anhang 4 Nr. 3.2 auf 600 mg/l,
- Berücksichtigung der Korrelation von AT_4 und TOC_{Eluat} zur Verminderung des Analysenaufwandes, das heißt Erweiterung der Gleichwertigkeitsregelung von AT_4 und Gasbildungsrate innerhalb von 21 Tagen (GB_{21}) auf den $TOC_{Eluat.}$

Der Bundesrat hat in seiner Sitzung am 7. Juli 2006 diese in drei Anträgen der Bundesländer Brandenburg und Niedersachsen übernommenen Vorschläge beraten und die oben genannten Vorschläge 1 und 2 mehrheitlich beschlossen.

Die entsprechenden Änderungen traten im Februar 2007 in Kraft.

Eine weitere Befragung von 33 Anlagenbetreibern (20 aerob, 13 anaerob) hat ergeben, dass im Jahr 2006 circa zwei Drittel der Anlagen die Stabilitätskriterien der AbfAblV in ihrer alten Fassung, das heißt mit einem Grenzwert für den TOC_{Eluat} von 250 mg/l, einhalten (KÜHLE-WEIDEMEIER et al. 2007). Eine differenzierte Betrachtung aerober und anaerober Verfahrenskonzepte ergab, dass vor allem die anaeroben Verfahren

Probleme mit der Einhaltung der Ablagerungskriterien haben und im 1. Halbjahr 2005 nur zu 23 % und im 2. Halbjahr 2006 zu 54 % verordnungskonforme Deponiefraktionen erzeugt haben. Die Aussagekraft dieser Ergebnisse ist jedoch eingeschränkt, da teilweise bis zu 52 % der Anlagenbetreiber keine Angaben gemacht haben.

Da überwiegend der Parameter TOC_{Eluat} Probleme verursachte, war mit der seit Februar 2007 gültigen Fassung der AbfAblV mit einer weiteren Erhöhung des Anteils der Anlagen zu rechnen, die ablagerungsfähige Deponiefraktionen erzeugen. Laut einer Blitzumfrage der ASA e. V. unter ihren Mitgliedern im Januar 2008 werden die Grenzwerte mittlerweile in allen betroffenen Anlagen (n = 28) eingehalten (schriftliche Mitteilung der ASA e. V., 15. Januar 2008).

10.2.3.2 Langzeitverhalten der mechanisch-biologisch stabilisierten Deponiefraktion

884. Die gasförmigen und flüssigen Emissionen mechanisch-biologisch vorbehandelter Restabfälle werden bei Einhaltung der in der Abfallablagerungsverordnung festgeschriebenen Grenzwerte insbesondere für die Parameter AT_4 und TOC_{Eluat} gegenüber unbehandelten Restabfällen deutlich reduziert.

Das Restgasbildungspotenzial wird auf eine Größenordnung von etwa 10 % des ursprünglich vorhandenen Gasbildungspotenzials vermindert, sodass eine aktive Entgasung der Deponien voraussichtlich nicht mehr erforderlich sein wird. Die verbleibenden Methanemissionen können weitgehend in den aeroben Zonen der Deponieabdeckungen oxidiert werden (EHRIG 1999).

Durch die mechanisch-biologische Behandlung werden Sickerwasseremissionen um circa 90 % reduziert und die besonders emissionsintensive saure Phase im Deponiekörper wird durch den direkten Einstieg in die stabile Methanphase unterbunden (EHRIG 1999; HÖRING und EHRIG 1999). Damit sind unkalkulierbare Belastungsschübe im Nachsorgezeitraum der Deponie unwahrscheinlich.

Allerdings gehen SPILLMANN et al. (2006) selbst bei Einhaltung der Stabilitätskriterien nach Abfallablagerungsverordnung davon aus, dass ein zwar weitgehend entgaster, aber dennoch unkalkulierbar lange konservierter anaerober Deponiekörper entsteht, sodass auch bei reinen MBA-Deponien die Dauer der Nachsorgezeiträume die Funktionsfähigkeit der technischen Sicherungssysteme übersteigt.

Die Einbaudichte der Deponiefraktion wird durch die Abtrennung der hochkalorischen Fraktion sowie die Zerkleinerung und Absiebung der Deponiefraktion deutlich erhöht und führt zu einer gegenüber unbehandelt abgelagerten Abfällen reduzierten Durchströmbarkeit des Deponiekörpers. Aufgrund der höheren Verdichtung werden Setzungen vermindert und vergleichmäßigt, sodass die Oberflächenabdeckung frühzeitig auf-

gebracht und Niederschlagseinträge in der Bewirtschaftungsphase der Deponie reduziert werden können (MÜNNICH et al. 2005).

Allerdings führt die hohe Verdichtung des Deponates in Verbindung mit der geringen hydraulischen Leitfähigkeit zu einer Zeitverzögerung in der Kinetik der Sickerwasserbildung und wirkt sich damit negativ auf die Dauer der Nachsorgephase aus, wenngleich gegenüber konventionellen Deponien quantitativ und qualitativ deutlich geringere Sickerwasseremissionen zu erwarten sind (DANHAMER et al. 1999).

10.2.3.3 Heizwertreiche Fraktion

885. In allen mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen sowie Anlagen zur MBS und MPS werden heizwertangereicherte Fraktionen zur thermischen Verwertung abgetrennt. Dabei werden je nach Verfahrenskonzept und Verwertungsweg eine oder mehrere hochkalorische Fraktionen mit unterschiedlichen Heizwerten (Hochkalorik, Mittelkalorik) erzeugt.

Entsprechend Textziffer 874 f. ist bei einer derzeit installierten MA/MBA-Kapazität von circa 7,2 Mio. Mg von mindestens 3 Mio. Mg aussortierter mittelkalorischer Abfälle einschließlich Trockenstabilat mit einem durchschnittlichen Heizwert von 16 MJ/Mg auszugehen. Dazu kommen heizwertreiche Abfallfraktionen aus dem Gewerbe und der Industrie, die direkt oder nach Behandlung in Sortieranlagen anfallen. Während für die homogenen produktionsspezifischen Abfälle wie zum Beispiel Altreifen, Altöl, Altholz, Rinde, Schlämme aus der Zellstoff- und Kartonagenproduktion, Papierschlamm, Altstyropor seit Jahren Entsorgungswege in Zementwerken, Kraftwerken, Ziegeleien und Industriefeuerungen bestehen, haben sich derartige Entsorgungswege für heizwertreiche Fraktionen aus Haus- und Gewerbemüll noch nicht etabliert, bzw. stehen in Konkurrenz zu den vorgenannten Ersatzbrennstoffen (THIEL und THOMÉ-KOZMIENSKY 2007).

886. Die prinzipiellen Verwertungswege für EBS aus Siedlungs- und Gewerbeabfällen können in drei Kategorien eingeteilt werden:

- Industrielle Mitverbrennungsanlagen (Kohlekraft-/Zementwerke, Stahlwerke)
- Ersatzbrennstoff-Monoverbrennungsanlagen
- Konventionelle Abfallverbrennungsanlagen

Im Vergleich zu fossilen Regelbrennstoffen sind Ersatzbrennstoffe generell gekennzeichnet durch eine heterogene Zusammensetzung hinsichtlich Stückgröße und Inhaltsstoffen, einen hohen Anteil inerter Komponenten (Wasser, Mineralien), Alkali- und Erdalkaliverbindungen, Chlor, Schwermetallverbindungen, eine geringe Schüttdichte und damit niedrige Energiedichte.

Bei der Mitverbrennung beispielsweise in Kohlekraftwerken bestehen daher Risiken hinsichtlich der Schadstoffgehalte, der Homogenität und des Ausbrandverhaltens sowie der erforderlichen, langfristigen Sicherung der Bezugsmengen. Die kritischen Punkte umfassen unter anderem Belagsbildungen im Kessel, Hochtemperatur-Chlorkorrosion und die negative Beeinflussung der Kraftwerksreststoffe. Insgesamt wurden in deutschen Kohlekraftwerken im Jahr 2006 circa 540 000 Mg Ersatzbrennstoffe, bestehend aus gemischten Siedlungsabfällen und produktionsspezifischen Gewerbeabfällen, mitverbrannt. Für das Jahr 2007 wird die Einsatzmenge auf circa 615 000 Mg und für 2008 auf circa 650 000 Mg geschätzt (THIEL 2007).

In Zementwerken wurden im Jahr 2006 in Deutschland circa 212 000 Mg aufbereitete Fraktionen aus Siedlungsabfällen mitverbrannt (VDZ 2007). Aufgrund des bereits sehr hohen Substitutionsgrades fossiler Brennstoffe durch produktionsspezifische Ersatzbrennstoffe wie beispielsweise Altreifen, Altöl, Lösungsmittel, Tiermehle und -fette stehen die Ersatzbrennstoffe aus Siedlungsabfällen jedoch in Konkurrenz zu diesen produktionsspezifischen Ersatzbrennstoffen.

887. Im Bereich industrieller EBS-Monoverbrennungsanlagen wurden bis zum Inkrafttreten der AbfAblV Kapazitäten für circa 470 000 Mg EBS aus Siedlungs- und Gewerbeabfällen installiert. Die aktuellen Planungen für weitere Kapazitäten schreiten zwar schnell voran und umfassen derzeit mehr als 50 Anlagen mit einer Kapazität von insgesamt mehr als 5 Mio. Mg, die Realisierungsquoten bleiben jedoch abzuwarten (THIEL und THOMÉ-KOZMIENSKY 2007). Zum einen erfordern Investitionen in derartige Kraftwerke eine gesicherte Preissituation und Bezugszeiträume für mindestens zehn Jahre. Aufgrund der im Vergleich zur Mitverbrennung deutlich höheren Investitions- und Betriebskosten von EBS-Kraftwerken werden die Zuzahlungen jedoch erheblich höher ausfallen müssen als bei der Mitverbrennung. Zum anderen beruhen die aktuell geplanten und beantragten EBS-Projekte auf angenommenen Chlorgehalten von unter einem Prozent. Aktuellen Untersuchungen zufolge liegen die Chlorgehalte (vor allem aus Kunststoffen und Kochsalz) der derzeit verfügbaren Ersatzbrennstoffe aus Siedlungs- und Gewerbeabfall aber durchgängig bei durchschnittlich 2,5 %. Für diese Ersatzbrennstoffe sind daher mangels Kapazität künftig deutlich höhere Zuzahlungen zu erwarten, die dem erhöhten Korrosionsrisiko und der aufwendigeren Abgasreinigung Rechnung tragen. Vor diesem Hintergrund bleibt abzuwarten, ob die Prognosen von ALWAST und BÖLLHOFF (2006) mit einer bereits für das Jahr 2008 abgeschätzten installierten Kapazität an EBS-Kraftwerken von circa 4 Mio. Mg realisierbar sind.

Eine weitere Möglichkeit der Verwertung der EBS-Fraktion aus Siedlungsabfällen stellt die Verbrennung in konventionellen Müllverbrennungsanlagen dar. Dazu werden diese

zur Anpassung des Heizwertes mit dem Restabfall gemischt und dem Verbrennungsprozess zugeführt.

888. Die Gegenüberstellung der Mengenströme ist aufgrund der großen Unterschiede bei der Datenermittlung schwierig und kann daher lediglich einen Trend abbilden:

Produziert wurden 2006 circa 3 Mio. Mg Ersatzbrennstoff aus Haus- und Gewerbeabfällen in mechanischen, mechanisch-biologischen und mechanisch-physikalischen Behandlungsanlagen (KÜHLE-WEIDEMEIER et al. 2007). Davon wurden 0,21 Mio. Mg in Zementwerken mitverbrannt (VDZ 2007) und 0,54 Mio. Mg in Kohlekraftwerken verwertet (THIEL 2007). Anfang 2006 waren EBS-Kraftwerke mit einer Kapazität von 0,68 Mio. Mg in Betrieb (SCHUBERT 2006), in Zwischenlagern befanden sich im August 2006 0,5 Mio. Mg (RADDE 2007). Zusammengefasst ergibt sich eine Differenz von circa 1 Mio. Mg, die vermutlich in konventionellen Müllverbrennungsanlagen eingesetzt wurden. Der Sinn der kosten- und energieintensiven Stoffstromtrennung in den vorgeschalteten MBA zur Erzeugung der heizwertangereicherten Ersatzbrennstoffe wird dadurch allerdings grundsätzlich infrage gestellt und widerspricht dem Gedanken einer nachhaltigen Kreislaufwirtschaft.

889. Die künftige Steigerung der Akzeptanz von Ersatzbrennstoffen sowohl zur energetischen Verwertung zum Beispiel in Zementwerken und Kraftwerken als auch in industriellen Prozessen erfordert neben der Einführung und Überwachung von Qualitätsstandards für Ersatzbrennstoffe (die Arbeiten an einer europäischen Norm werden voraussichtlich 2008 abgeschlossen (FLAMME 2007)) eine langfristige Planungssicherheit, um Investitionen vor allem in EBS-Kraftwerke abzusichern.

10.2.4 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

890. Mit der AbfAblV und der 30. BImSchV wurde die MBA als eine der thermischen Abfallbehandlung gleichwertige Technologie anerkannt. Gleichzeitig wurden damit rechtsverbindliche Grenzwerte für die Ablagerung der Deponiefraktion sowie Emissionen festgelegt.

Die aktuelle Situation im Bereich der MBA ist jedoch gekennzeichnet durch vielfältige technische und konzeptionelle Probleme, die die Erfüllung der Kriterien der

- Entsorgungssicherheit (stabiler Dauerbetrieb),
- Rechtskonformität sowie der
- Wirtschaftlichkeit

der Anlagen beeinträchtigen.

Bezüglich der Entsorgungssicherheit wurden seit dem 1. Juni 2005 große Anstrengungen unternommen, um die festgestellten Mängel in mechanischen und biologischen Betriebseinheiten zu beheben und eine zuverlässige Verfügbarkeit zu gewährleisten. Aufgrund der im Vergleich zu thermischen Verfahren sehr langen Verweilzeit der organischen Fraktion in den biologischen Behandlungsstufen dauern diese Optimierungsmaßnahmen jedoch noch immer an.

891. Die Verfahrensvariante MBA mit anschließender Deponierung erfüllt die Kriterien Entsorgungssicherheit und Rechtskonformität mittlerweile weitgehend, abgesehen von den technisch anspruchsvolleren Anlagen mit einer Vollstromvergärung. Zwei Jahre nach Inkrafttreten der AbfAblV und nach einer Korrektur des Parameters TOC_{Eluat} werden die Ablagerungskriterien von den in Betrieb befindlichen Anlagen eingehalten (schriftliche Mitteilung der ASA e. V., 15. Januar 2008). Mit Blick auf das Ziel einer abnehmenden Deponierung sowie aus energetischen Gesichtspunkten sollten Verfahren zur MBS oder MPS favorisiert werden, die einen deutlich geringeren Anteil an Deponiefraktionen erzeugen. Bei den MBA-Anlagen mit rein aerober Biologie kann die Integration einer Vergärungsstufe zur Nutzbarmachung des Energiegehaltes der Biomasse zur Verbesserung der ökonomischen und ökologischen Situation dieser Anlagen beitragen. Der höhere technische Aufwand, für den zusätzlicher Forschungsbedarf besteht, wird allerdings zu steigenden Behandlungskosten führen.

Die Anpassung des Parameters TOC_{Eluat} der AbfAblV ist wissenschaftlich begründet und nachvollziehbar. Weitere Grenzwertanpassungen sollten jedoch vermieden werden, da für die MBA die gleichen Maßstäbe gelten müssen wie für die MVA. Dies bedeutet auch, dass eine Anpassung der gesetzlichen Randbedingungen an die real erreichbaren sehr restriktiv gehandhabt werden muss, um die Glaubwürdigkeit der Leistungsfähigkeit der MBA nicht zu schädigen.

Die Abgasgrenzwerte nach 30. BImSchV werden bei allen Verfahrensvarianten trotz technischer Probleme weitgehend eingehalten. Korrosionserscheinungen und regelmäßige Verblockungen der Regeneratoren weisen aber darauf hin, dass diese in Deutschland seit bereits circa 20 Jahren in unterschiedlichen Industrieanwendungen erfolgreich eingesetzte Technologie der RTO ohne ausreichende Vorkenntnis der zu erwartenden Milieubedingungen zur Abluftbehandlung in MBA eingesetzt wurde. Infolgedessen sind die Kosten für Ausbau und Instandhaltung der Kapazitäten stark gestiegen.

Hinsichtlich der erzeugten heizwertreichen Stoffströme zeigen die ersten Ablagerungsdaten, dass die Prognosen der benötigten Zwischenlagerkapazitäten zu hoch lagen. Es ist allerdings zu bezweifeln, dass die nicht zwischengelagerten Mengen tatsächlich der vorgesehenen hochwertigen energetischen Nutzung zugeführt wurden, oder nicht vielmehr in MVA verbrannt wurden. Dem tatsächlichen Ziel einer energetischen Nut-

zung in Industrieanlagen wurde demnach maximal die Hälfte der produzierten EBS-Menge zugeführt. Dies lässt sich einerseits durch mangelnde Kapazitäten oder Konkurrenz durch andere Sekundärbrennstoffe begründen, andererseits scheinen Qualität und Kosten der EBS-Verwertung nicht dem Bedarf am Markt zu entsprechen. Hier besteht deutlicher Nachbesserungsbedarf zumal eines der wesentlichen Argumente für die MBA die Produktion von absatzfähigem Ersatzbrennstoff war.

Die Aufwendungen für die Anlagenoptimierung, die Instandhaltung der Abluftbehandlung und die Zwischenlagerung oder Zuzahlung für die Ersatzbrennstoffe beeinträchtigen die Wirtschaftlichkeit der MBA. Die Kosten je Mg Abfall liegen in den MVA vergleichbaren Bereichen, ein finanzieller Vorteil ist nicht festzustellen.

892. Die bestehenden Anlagen zur MBA sollten so weit optimiert werden, dass dauerhaft ein rechtskonformer, betriebssicherer und wirtschaftlicher Betrieb der Anlagen gewährleistet wird. MBA bilden heute ein tragfähiges Standbein der Abfallbehandlung. Die Erfahrungen zeigen aber, dass die Stärken der Verfahren nicht wie erhofft in niedrigeren Behandlungskosten und deutlichen energetischen Vorteilen liegen – dafür weisen MBA eine höhere Anpassungsfähigkeit auf. Der geringere Investitionsbedarf und niedrigere Mindestdurchsätze machen die Technologie sowohl national als Reaktion auf langfristig abnehmende Abfallmengen als auch international als Exportartikel interessant. Gerade in Ländern, die bisher einen Großteil ihrer Abfälle unkontrolliert ablagern, ist auch eine Technologie, die nicht ohne weiteres die anspruchsvollen deutschen Kriterien erfüllt, sinnvoll, um einen Einstieg in eine zukunftsorientierte Abfallwirtschaft zu erreichen. In Deutschland wird die Bedeutung der MBA nach letzten Prognosen aufgrund der gestiegenen Kosten für die Abluftbehandlung und die Einhaltung der Ablagerungskriterien abnehmen (EUWID 2007e).

893. Für die einzelnen Entsorgungsalternativen gibt es mit Blick auf das Leitbild 2020 (vollständige Verwertung (BMU 1999)) unterschiedlichen Handlungsbedarf: Die Verfahrensvarianten, die eine Deponiefraktion produzieren, sind langfristig weder mit dem Ziel einer möglichst vollständigen Verwertung noch der Abkehr von der Deponierung vereinbar. Für die MBA-Varianten, deren Output nachfolgend einer thermischen Behandlung unterzogen wird, besteht (ebenso wie für die MVA) die Notwendigkeit einer Optimierung der Verwertbarkeit der entstehenden Schlacke. Die MBA als Vorbehandlungsanlage vor der thermischen Behandlung erfüllt die Kriterien der Entsorgungssicherheit und Rechtskonformität, allerdings aufgrund des hohen Nachrüstbedarfs auf Kosten der Wirtschaftlichkeit. Spätestens nach Abschluss der Phase der technischen „Kinderkrankheiten“ sollte die MBA-Technik einer erneuten Standortbestimmung in der deutschen Abfallwirtschaft unter dem Blickwinkel einer Energie-, Klima- und Ressourcenbilanz unterzogen werden.

10.3 Nutzung organischer Restmassen: Verwertung von Klärschlamm, Bioabfällen, Gärrückständen

10.3.1 Ausgangssituation

894. Über die landwirtschaftliche und landbauliche Verwertung organischer Abfälle (wie Klärschlamm, Bioabfälle, Wirtschaftsdünger und in zunehmendem Maße Gärrückstände aus Biogasanlagen) werden neben Nährstoffen auch Schwermetalle und organische Schadstoffe (wie z. B. Arzneimittel, perfluorierte Tenside, Mineralölkohlenwasserstoffe) in die Böden eingetragen. Eine Regulierung dieser Stoffströme auf europäischer Linie durch die sachgerechte Novellierung der Klärschlammrichtlinie und den Erlass einer Bioabfallrichtlinie steht bedauerlicherweise nach wie vor aus.

Ein übergreifendes, integriertes Konzept zur Bewertung von Schadstoffeinträgen aus organischen und anorganischen Düngemitteln und Bodenhilfsmitteln, wie es zwischenzeitlich vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) und Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) angestrebt wurde, wird nun nicht weiter verfolgt, da keine Einigkeit über die Bewertungsmethoden erzielt werden konnte und die praktischen Hürden sehr hoch waren. Bereits im Umweltgutachten 2004 wurde empfohlen, Schadstoffgrenzwerte für organische Abfälle nach einheitlichen Bewertungsmaßstäben im Düngemittelrecht festzulegen, die sich am vorsorgenden Bodenschutz orientieren (SRU 2004, Tz. 796). Statt eines solchen integralen Ansatzes kommen vorerst weiterhin abfallspezifische Regularien zur Anwendung, weshalb einige relevante Stoffströme im Folgenden einer Einzelbetrachtung unterzogen werden.

10.3.2 Ausgewählte Stoffströme

10.3.2.1 Klärschlamm

Mengen und Stoffströme

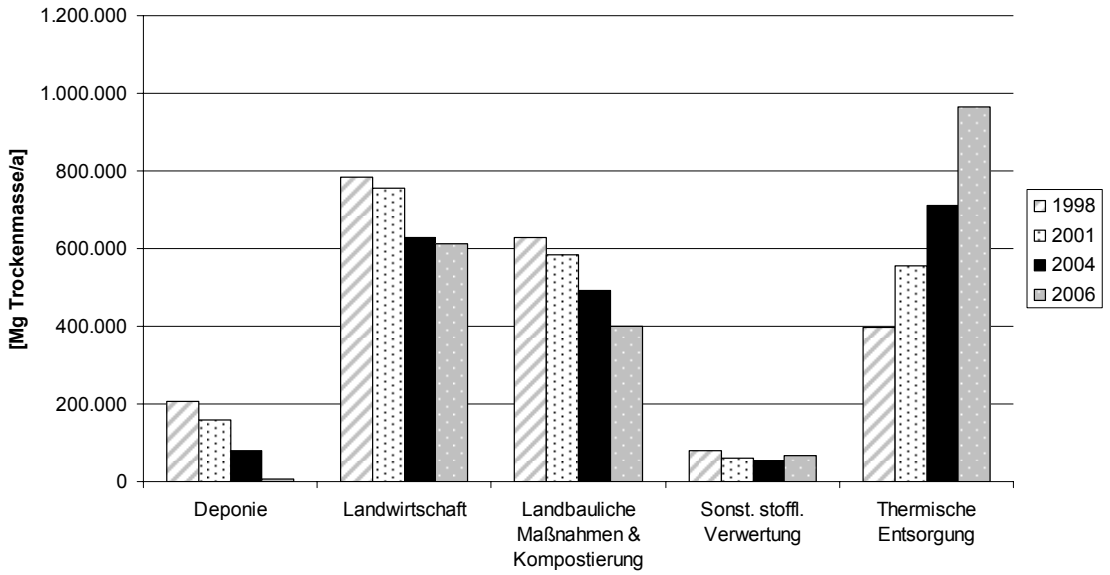
895. Nach der Erhebung des Statistischen Bundesamtes mit dem Bezugsjahr 2004 (Statistisches Bundesamt 2006) fielen in Deutschland circa 2,3 Mio. Mg an Klärschlamm-Trockenmasse an, von denen etwa 0,23 Mio. Mg an andere Abwasserbehandlungsanlagen (ABA) abgegeben wurden. Die verbleibende Menge wurde zu 58 % stofflich verwertet, wobei der Anteil der landwirtschaftlichen Verwertung gemäß Klärschlammverordnung (AbfKlärV) 30,9 % beträgt. Die weitere stoffliche Verwertung gliedert sich nach landschaftsbaulichen Maßnahmen (8,4 %), Kompostierung (15,9 %) und sonstigen Verfahren (2,7 %). Die thermische Entsorgung nimmt einen Anteil von 35 % ein. Darüber hinaus wurden im Bezugsjahr noch geringe Mengen deponiert (3,9 %)

bzw. zwischengelagert (3,2 %). Aus dem Vergleich mit vorausgegangenen Totalerhebungen des Statistischen Bundesamtes wird ein Rückgang der gesamten erfassten Klärschlamm-Trockenmasse erkennbar (2001: ca. 2,43 Mio. Mg Trockenmasse; 1998: ca. 2,46 Mio. Mg Trockenmasse). Die Hochrechnung der im Rahmen einer Klärschlammerhebung der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA) für das Bezugsjahr 2003 (DURTH et al. 2005) erfassten Klärschlamm-Trockenmasse führt mit etwa 2 Mio. Mg Trockenmasse zu einem signifikant niedrigeren Gesamtaufkommen. Die Abweichungen werden unter anderem mit unterschiedlichen Berechnungsmethoden erklärt.

896. Die prozentuale Aufteilung der Entsorgungswege deckt sich gut mit den Ergebnissen der DWA-Klärschlammerhebung, wenn man davon ausgeht, dass die kompostierten Schlämme ebenfalls zu großen Teilen im Landschaftsbau eingesetzt werden. Der fortgesetzte Trend zur thermischen Klärschlammbehandlung ist eindeutig erkennbar. Abbildung 10-7 zeigt die Entwicklung der Entsorgungswege auf.

Abbildung 10-7

Entsorgungswege für Klärschlamm aus der biologischen Abwasserbehandlung öffentlicher Kläranlagen (ohne Abgabe an andere Abwasserbehandlungsanlagen und sonstige Entsorgung)



SRU/UG 2008/Abb. 10-7; Datenquelle: Statistisches Bundesamt 2006; 2008b

Neben den kommunalen Schlämmen fielen 2004 in betriebseigenen Kläranlagen des Bergbaus und des verarbeitenden Gewerbes etwa 1,3 Mio. Mg Trockenmasse Klärschlamm an, wovon circa 676 000 Mg Trockenmasse aus der biologischen Abwasserbehandlung stammen. Dieser Teil wurde zu 31 % stofflich verwertet und zu 57 % thermisch entsorgt (Statistisches Bundesamt 2006).

Anforderungen und Qualitäten

897. Die Ausschöpfung der geltenden Grenzwerte der AbfKlärV von 1992 ermöglicht die Anreicherung der Stoffe im Boden. Ende 2007 wurde der Entwurf einer Novellierung vorgelegt. Neben der Novellierung der deutschen AbfKlärV steht seit Jahren eine Anpassung der EU-Klärschlammrichtlinie aus dem Jahr 1986 (86/278/EWG) auf der Tagesordnung. Die Europäische Kommission hat in der EU-Recyclingstrategie einen Novellierungsvorschlag für das Jahr 2007 angekündigt (Europäische Kommission 2005a), der bisher jedoch nicht vorgelegt wurde. In der EU gibt es bislang noch eine breite Unterstützung für die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlämmen. Diese Verwertungsart steht nicht im Einklang mit einem vorsorgenden Bodenschutz, da langfristige Schadstoffanreicherungen in landwirtschaftlichen Böden nicht wirksam verhindert werden (SRU 2004, Tz. 796). Gleichwohl wurde für eine ausreichende Übergangsfrist zum Ausstieg aus der landwirtschaftlichen Verwertung plädiert. Im Umweltgutachten 2002 wurde bereits eine schrittweise Absenkung der geltenden Grenzwerte empfohlen und vorgeschlagen, als einen ersten Schritt die Grenzwerte auf das circa 1,5-fache der mittleren Schadstoffgehalte (Bezugsjahr 1996) zu begrenzen.

Der Arbeitsentwurf einer novellierten Klärschlammverordnung vom November 2007 sieht eine Absenkung der Grenzwerte sowie die Aufnahme eines weiteren organischen Parameters vor (BMU 2007c), wurde allerdings gegenüber dem Eckpunktepapier vom Dezember 2006 (BMU 2006) wieder abgeschwächt. In der Tabelle 10-4 werden diese Grenzwertvorschläge den Werten der Klärschlammverordnung sowie aktuellen Messwerten in Klärschlämmen gegenübergestellt.

Tabelle 10-4

Vergleich von Grenzwertvorschlägen mit Schwermetall-Messwerten in Klärschlämmen [mg/kg Trockenmasse]

	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Hg	Zn
BMU-Arbeitsentwurf 2007 [1)]	120	2,5	100	700	60	1,6	1 500
BMU-Eckpunktepapier 2006 [2)]	100	2	80	(600)	60	1,4	1 500
SRU 2002 [3)]	100	2	100	400	50	1,5	1 200
AbfKlärV 1992	900	10	900	800	200	8	2 500
EG-Klärschlammrichtlinie 1986 [4)]	750 – 1 200	20 – 40	–	1 000 – 1 750	300 – 400	16 – 25	2 500 – 4 000
Mittelwerte in landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämmen 2006 [5)]	37	1	37	300	25	0,6	714
90-Perzentil-Werte NRW [6)] 2004	155	2,65	135	535	77	1,45	1 700

SRU/UG2008/Tab. 10-4; Datenquellen: [1)] BMU 2007c; [2)] BMU 2006; [3)] SRU 2002; [4)] Europäische Union 1986; [5)] BMU 2007b; [6)] MUNLV NRW 2004b

Die vom BMU im Arbeitsentwurf vorgeschlagenen Grenzwerte für Schwermetalle sind mehr als doppelt so hoch wie die aktuellen mittleren Konzentrationen (2006) in landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämmen, liegen aber – bis auf Kupfer und Zink – im Bereich der 2002 vorgeschlagenen Grenzwerte (SRU 2002). Bei den einzelnen Metallen liegen die Grenzwerte jeweils etwa zwischen dem 85- bis 95-Perzentil der Häufigkeitsverteilungen aus der DWA-Klärschlammerhebung. Bei Zugrundelegung der 2006 vorgeschlagenen Grenzwerte wird erwartet, dass etwa 43 bis 56 % der bisher landwirtschaftlich verwertenden Kläranlagen diesen Entsorgungsweg nicht mehr beschreiten können (DWA 2007). Die 2007 vorgeschlagenen Grenzwerte würden bezogen auf Schwermetalle und AOX (Adsorbierbare organisch gebundene Halogene) nur mehr eine Reduktion um 25 % bedeuten (schriftliche Mitteilung der DWA, 17. Januar 2008).

Die neuen Grenzwertvorschläge des BMU für Kupfer und Zink liegen deutlich über den Empfehlungen des Sachverständigenrates für Umweltfragen (SRU) aus dem Jahre 2002, die mit dem Ziel abgeleitet wurden, eine Anreicherung von Schadstoffen im Boden zu verhindern (SRU 2002). Aus Vorsorgegründen sollten die Grenzwerte im Einklang mit der BBodSchV langfristig abhängig von der Bodenart auf 110 bis 260 mg/kg Trockenmasse für Kupfer und 320 bis 730 mg/kg Trockenmasse für Zink abgesenkt werden (TERYTZE und VOGEL 2007). Auch wenn diese Elemente Spurennährstoffe darstellen, wirken Kupfer und Zink in höheren Konzentrationen schädlich auf die Bodenflora und -fauna, sodass eine Anreicherung vermieden werden muss. Positiv zu bewerten ist, dass der Arbeitsentwurf 2007 eine Differenzierung der zulässigen Hintergrundgehalte an Schwermetallen in Anlehnung an die BBodSchV je nach Bodenart (Ton, Lehm/Schluff, Sand) vorsieht.

Tabelle 10-5

Vergleich von Grenzwertvorschlägen mit Messwerten organischer Schadstoffe in Klärschlämmen [mg/kg Trockenmasse bzw. ng TE*/kg Trockenmasse bei PCDD/F]

Parameter	PCB	PCDD/F	AOX	B(a)P	DEHP	Moschusverb. - Galaxolid - Tonalid	MBT + DBT
BMU-Arbeitsentwurf 2007 [1)]	0,1	30	400	1	-	-	-
BMU-Eckpunkte-papier 2006 [2)]	0,1 je Konge-ner	30	400	1	100?	15? 10?	0,6?
SRU 2002 [3)]	0,15 je Konge-ner.	30	300				
AbfKlärV	0,2 je Konge-ner	100	500	–	–	–	–
Mittelwerte in landwirtschaftlich verwerteten Klär-schlämmen 2003 [4)]	0,08 (Summe PCB_6)	9,5	171,9				
Mittelwert NRW [5)]	0,091	14	208	0,47	27,5	5,92** 2,65**	0,39
90-Perzentil NRW [5] 2004	0,17 (Summe $PCB_{6)}$	22	340	0,73	57,5	11,8** 4,9**	0,67

* TE – Toxizitätseinheiten
** Datenunsicherheit, da nur 19 Messungen vorliegen

SRU/UG2008/Tab. 10-5; Datenquellen:
[1)] BMU 2007c; [2)] BMU 2006;
[3)] SRU 2002; [4)] UBA 2005, S. 236; [5)] MUNLV NRW 2004b

898. Neben den Schwermetallen stellen organische Substanzen, die sowohl über Haushalts- als auch gewerbliche Abwässer eingetragen werden, im Klärschlamm eine bedeutende Schadstoffgruppe dar. In einem umfangreichen Untersuchungsprogramm konnten zahlreiche Vertreter dieser Stoffklasse in Klärschlämmen aus Nordrhein-Westfalen nachgewiesen werden (MUNLV NRW 2004b).

Die Ergebnisse zeigen, dass die vom BMU 2006 vorgeschlagenen Grenzwerte für organische Schadstoffe vergleichsweise hoch angesetzt sind (Tabelle 10-5). Es fällt auf, dass die 90-Perzentile (Tab. 10-5, NRW 2004) für Dioxine, AOX, B(a)P, DEHP und für die Moschusverbindungen deutlich unter den vorgeschlagenen Grenzwerten sowie die Organozinnverbindungen nur knapp über dem vorgeschlagenen Grenzwert liegen. Bei den PCB kann davon ausgegangen werden, dass kaum ein Klärschlamm einen PCB-Gehalt von 0,1 mg/kg Trockenmasse je Kongener erreicht, da die mittleren PCB-

Gehalte je Kongener um den Faktor 5 bis 10 unter diesem Wert liegen (UBA 2005, S. 236).

Die im Eckpunktepapier 2006 vorgesehene Prüfung der Einführung eines (Schlamm-) Grenzwertes für die polyzyklischen Moschusverbindungen „Tonalid“, „Galaxolid“ (HHCB, AHTN) und für Organozinnverbindungen (MBT, DBT, nicht TBT) wurde im Arbeitsentwurf 2007 in das Monitoring einer externen Gütesicherung übertragen. Dies bedeutet, dass nur die Klärschlämme, die an der Gütesicherung teilnehmen, regelmäßig untersucht werden.

Insbesondere für persistente Schadstoffe wie Moschus- oder zinnorganische Verbindungen konnte eine Anreicherung im Boden von klärschlammgedüngten Flächen nachgewiesen werden (LFU 2003). Hinsichtlich der Bewertung der organischen Schadstoffe bestehen weiterhin große Unsicherheiten. So ist es keineswegs ausreichend, bei der Bewertung lediglich auf einen möglichen Übergang der organischen Schadstoffe in die angebauten Nahrungsmittel abzustellen, sondern die ökotoxikologische Wirkung in den Böden ist mit zu berücksichtigen. Aufgrund der großen Wissenslücken bei der Bewertung der terrestrischen Ökotoxizität organischer Schadstoffe sowie dem Problem, dass zahlreiche Schadstoffe, unter anderem Arzneimittelwirkstoffe, bisher nur unzureichend auf Vorkommen und Wirkung in Böden untersucht wurden, sollte dringend geprüft werden, ökotoxikologische Testsysteme auch für Klärschlämme einzusetzen. Derartige Testsysteme sind beispielsweise schon lange zur Bewertung von Abwasserqualitäten üblich und wurden auch zur Beurteilung von Böden, beispielsweise im Rahmen der Altlastensanierung vorgeschlagen. Im Rahmen des BMBF-Verbundprojektes „Erprobung und Vorbereitung einer praktischen Nutzung ökotoxikologischer Testsysteme (ERNTE)“ konnte gezeigt werden, dass ökotoxikologische Testsysteme (Verfahren mit Regenwürmern, Collembolen und Pflanzen mit dem Endpunkt Reproduktion; Regenwurm-Fluchttest; Köderstreifentest) geeignet sind, die Bewertung von Böden anhand chemisch-analytischer Parameter (Schadstoffgehalte) sinnvoll zu ergänzen und somit zu einer besseren und zuverlässigeren Beurteilung zu kommen, da dadurch auch die nicht analysierten Schadstoffe in ihrer Wirkung erfasst werden (RÖMBKE et al. 2006). Für die Beurteilung von Klärschlämmen müssten diese Testsysteme an die besonderen Eigenschaften von Klärschlämmen angepasst werden (KNACKER und RÖMBKE 2006).

899. In der Diskussion steht derzeit die Festlegung eines Klärschlamm-Grenzwertes für perfluorierte Chemikalien (PFC), die unter anderem in der Textilindustrie verwendet werden. Einige Vertreter dieser schwer abbaubaren Substanzen stehen im Verdacht, reproduktionstoxisch und krebserregend zu wirken. Es ist daher ausdrücklich zu begrüßen, dass – auch wenn derzeit noch kein genormtes Analyseverfahren vorliegt –

durch die Ergänzung der Untersuchungspflichten und der Möglichkeit eines Ausbringungsverbotes der Einsatz PFC-belasteter Schlämme verhindert werden kann.

900. Im Arbeitspapier des BMU wird weiterhin eine Prüfung von Anforderungen an die Materialhygiene bei der Klärschlammverwertung angekündigt. Die Inaktivierung von Krankheitserregern ist notwendig. Die Anwendung validierter Hygienisierungsverfahren zur sicheren Einhaltung von seuchen- und phytohygienischen Anforderungen an Klärschlämme wird absehbar zu deutlich höheren Kosten der landwirtschaftlichen und landbaulichen Klärschlammverwertung führen (SCHMELZ 2007). Ausnahmen für gütegesicherten Klärschlamm sollte es daher geben. Die Zulässigkeit solcher Ausnahmen ist fachlich zu beurteilen, wenn Genaueres über die Gütesicherungssysteme bekannt ist.

Problempunkte

901. Das Festhalten an der stofflichen Klärschlammverwertung wird mit der Düngewirkung von Klärschlamm begründet. Klärschlamm fungiert als Phosphor- und in untergeordnetem Maße als Kalk- und Stickstoffträger bzw. Träger organischer Substanz. Die Nährstoffwirkung kann jedoch in weiten Bereichen schwanken. Insbesondere die Anwendung eisen- und aluminiumhaltiger Fällmittel führt zu wenig pflanzenverfügbaren Phosphatverbindungen.

Gleichzeitig werden mit Klärschlamm – normiert auf den gleichen Nährstoffgehalt - deutlich höhere Schwermetallfrachten als mit den meisten anderen organischen und mineralischen Düngemitteln eingetragen (LUA 2006). Ferner sind in Klärschlamm zahlreiche organische Stoffe bzw. Substanzklassen nachweisbar, welche die Wirkung von Klärschlamm als Schadstoffsenke bei der Abwasserreinigung belegen. Hinsichtlich organischer Schadstoffe haben sich für Chlorbenzole, Organozinnverbindungen, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, Polychlorierte Biphenyle (PCB), Lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS) und Nonylphenol deutlich höhere Konzentrationen in Klärschlämmen ergeben, während die Dioxingehalte in anderen Sekundärrohstoffdüngern jeweils vergleichbar hoch waren (BARKOWSKI et al. 2006, S. 130 ff.).

In einer aktualisierten Ökobilanzierung verschiedener Klärschlammentsorgungswege für das Land Nordrhein-Westfalen, in der neben den klassischen ökobilanziellen Wirkungskategorien Treibhauseffekt, Versauerung, Eutrophierung und Humantoxizität auch der ökobilanz-methodisch bisher nicht normierte Schadstoffeintrag in die Böden betrachtet wurde, wurde festgestellt, dass die Verwertung im Landschaftsbau gegenüber allen anderen Entsorgungswegen am ungünstigsten abschneidet, da weder Phosphaterz ersetzt noch Energie gewonnen wird und die Schadstoffe direkt in die Böden eingetragen werden (FEHRENBACH und KNAPPE 2006).

Schlussfolgerungen und Empfehlungen

902. Die Zielsetzung des vorsorgenden Bodenschutzes, eine langfristige Anreicherung persistenter Stoffe zu verhindern, darf keinesfalls in den Hintergrund treten. Die Vorschläge des BMU stellen insgesamt nur einen ersten Schritt auf diesem Weg dar und werden die derzeitige landwirtschaftliche Klärschlammausbringung zwar einschränken, aber weiter ermöglichen. Ein Stufenplan für weitere notwendige Schritte fehlt ebenso wie eine erkennbare Orientierung an einem übergreifenden Schutzkonzept. Positiv zu beurteilen ist die geplante Erweiterung des Geltungsbereiches auf die stoffliche Verwertung im Landschaftsbau. Die ursprünglich angestrebte integrierte Betrachtung, wonach alle Düngemittel nach den gleichen Grundsätzen bewertet und dementsprechend geregelt werden sollten, sollte weiter verfolgt werden, auch wenn Klärschlämme nur einen vergleichsweise geringen Anteil an den gesamten auf die Böden aufgebrachten Stoffe haben.

Unabhängig von den rechtlichen Gegebenheiten ist ein eindeutiger Trend hin zur thermischen Klärschlammbehandlung feststellbar. Indem die landwirtschaftliche Verwertung auf zunehmend geringere Akzeptanz stößt, schaffen die Marktteilnehmer Fakten. Begrenzte Monoverbrennungskapazitäten und ökonomische Überlegungen lassen in den nächsten Jahren einen weiteren deutlichen Anstieg der Mitverbrennung von Klärschlamm in Kohlekraftwerken und Zementwerken erwarten. Neben der Sicherstellung strengster Abgasgrenzwerte weisen Monoverbrennungsverfahren auch im Hinblick auf die Phosphorrückgewinnung Vorteile auf. In jüngster Zeit wieder vermehrt umgesetzte dezentrale Konzepte ermöglichen zudem eine sinnvolle Wärmenutzung und vermeiden unnötige Transporte. Die dahingehenden Entwicklungsaktivitäten sind deshalb ebenfalls zu begrüßen.

Die derzeit verstärkte Forschungstätigkeit bei Phosphorrückgewinnungsverfahren (aus Abwasser, Klärschlamm oder Klärschlammasche) könnte langfristig einen Ausweg aus dem Dilemma dieser begrenzten natürlichen Ressource bieten. Für Deutschland wurden Substitutionspotenziale von über 40 % identifiziert, allerdings ist die Wirtschaftlichkeit der Verfahren derzeit noch nicht gegeben. Dies hängt aber erheblich von der Preisentwicklung für Rohphosphat ab.

10.3.2.2 Bioabfall

903. Getrennt gesammelte Bioabfälle werden nach der Kompostierung oder der anaeroben Fermentation mit anschließender Kompostierung als Bodenverbesserer eingesetzt. Im Wesentlichen wird hierdurch der Humusgehalt erhöht und der pH-Wert des Bodens gehalten bzw. leicht angehoben. Die im Kompost enthaltenen Mengen an Kalk, Phosphor und Kalium können die Grunddüngung ersetzen. Die Magnesiumzufuhr

liegt über dem Düngebedarf. Die Belastbarkeit, Durchlüftung und Wasserkapazität der Böden steigt (DBU 2003).

Bei der Produktion der Komposte entstehen Bioaerosole, die bei Freisetzung ein lokales Gesundheitsrisiko darstellen können (HELLER 2006; GRÜNER 2004). Da es sich bei Bioaerosolen um luftgetragene Partikel handelt, kann bereits durch geruchs- und staubreduzierende Maßnahmen wie Abdeckung, Einhausung, Ablufterfassung und -reinigung, Minimierung der Materialbewegungen (Mietenumsetzung, Absiebung) sowie die Einstellung optimaler Wassergehalte eine deutliche Reduzierung der Bioaerosolemissionen erzielt werden (KUMMER 2004). Die Einhausung der Behandlungsanlagen kann für das Betriebspersonal zu erhöhten Aerosolbelastungen führen (BÖHM 2004). Neben den primärseitigen Maßnahmen zur Minimierung der Aerosolbelastung trägt weiterhin die in der TA Luft geregelte Vorgabe von Mindestabständen zu Wohnbebauungen maßgeblich zur Minimierung einer bioaerosolbedingten Anwohnergefährdung bei (KUMMER 2004; SCHILLING 2004; KÄMPFER 2004). Auch die Freisetzung von Ammoniak, sonstigen leichtflüchtigen organischen Kohlenwasserstoffen ohne Methan (NMVOC), Methan und Lachgas aus Kompostierungsanlagen ist nicht unerheblich. Die Vorgaben der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft), die seit dem 30. Oktober 2007 auch für bestehende Anlagen gelten, sollten daher flächendeckend – gegebenenfalls durch nachträgliche Auflagen – in Kompostierungsanlagen umgesetzt werden (LAHL 2007).

Bioabfallkompost kann neben den bodenverbessernden Stoffen Schwermetalle, seuchen- bzw. phytohygienisch bedenkliche Inhaltsstoffe sowie organische Verbindungen, die zum Teil biologisch nur sehr langsam abgebaut werden, enthalten.

In der Vergangenheit stand auch die Kostenstruktur der Bioabfallsammlung in der Diskussion. Eine Studie des INFA-Instituts Ahlen (GALLENKEMPER et al. 2006) ergab bei den aktuell hohen Preisen der Restmüllentsorgung allerdings Kostenvorteile für die getrennte Bioabfallsammlung und -behandlung. Dabei wurden für die Restabfallbehandlung 145 €/Mg angesetzt, für die Bioabfallbehandlung wurden 60 €/Mg angenommen. Unter diesen Annahmen wurden Einsparungen in Höhe von rund 14 % für ländliches Gebiet und 3 % für städtisches Gebiet errechnet. Entscheidend ist die Kostendifferenz zwischen Bioabfall- und Restmüllbehandlung. In ländlichen Strukturen ist die Biotonne im Mittel bereits ab einer Behandlungskostendifferenz von circa 20 bis 25 €/Mg, in den städtischen Strukturen von mindestens 50 bis 60 €/Mg rentabel.

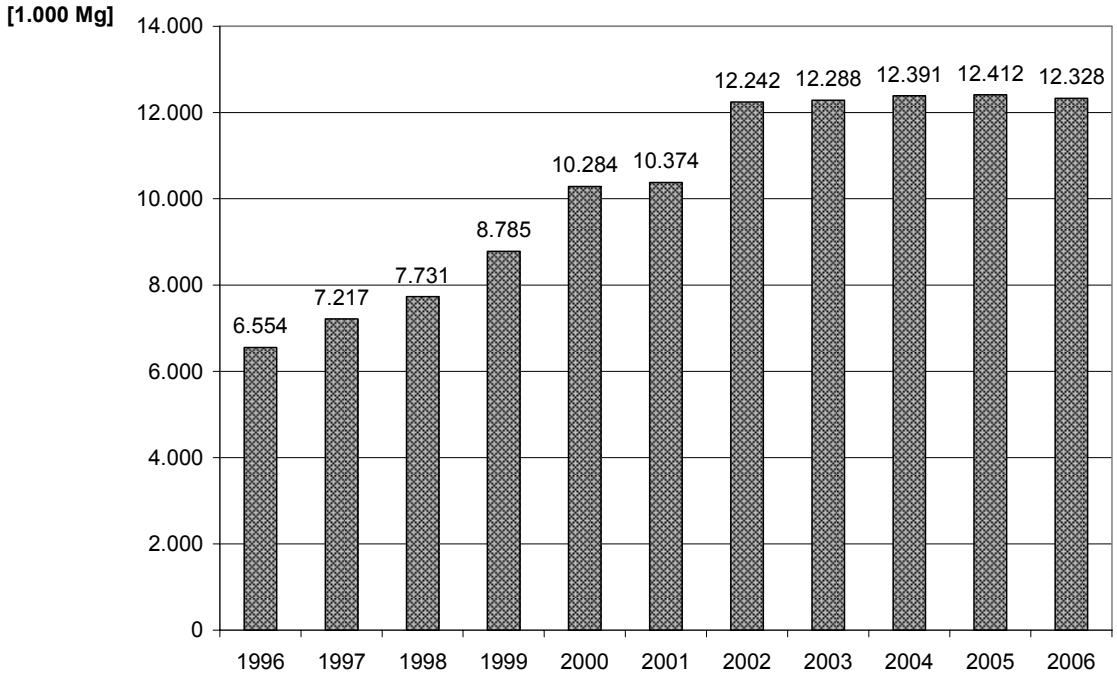
Mengen und Entsorgungswege

904. Die Menge der in Deutschland separat erfassten Bioabfälle ist bis 2002 kontinuierlich gestiegen und stagniert seitdem auf hohem Niveau. Nach Angaben des Statistischen Bundesamtes wurden in Deutschland im Jahr 2006 etwa 12,3 Mio. Mg

biogene Abfälle biologisch behandelt, das heißt kompostiert oder vergoren (Statistisches Bundesamt 2008c). Diese Menge umfasst Bioabfälle aus Haushalten und Gewerbe, Garten- und Parkabfälle sowie Speiseabfälle, Abfälle aus der Lebensmittelverarbeitung und Abfälle aus der Landwirtschaft. Abbildung 10-8 zeigt die biologischen Behandlungsanlagen angelieferten biogenen Abfallmengen in den Jahren 1996 bis 2006.

Abbildung 10-8

Input der biologischen Behandlungsanlagen (1992 bis 2006)

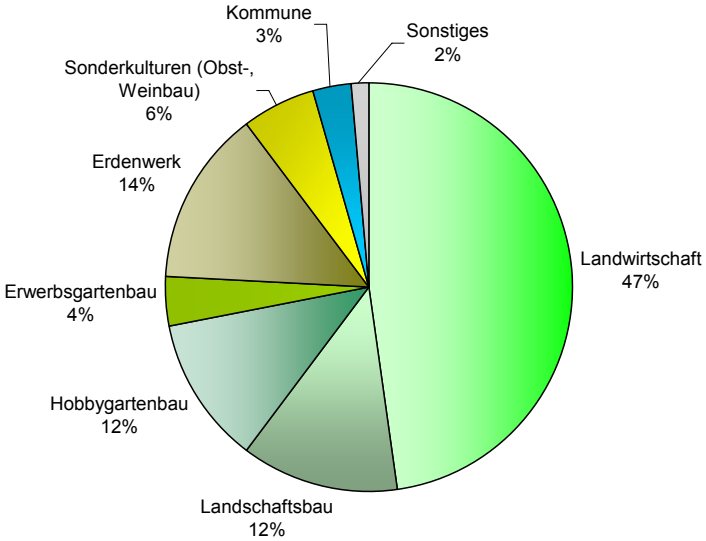


SRU/UG 2008/Abb. 10-8; Datenquelle: Statistisches Bundesamt 2007c, 2008c

Produziert wurden daraus insgesamt 7,4 Mio. Mg verwertbarer Output, darunter 4,2 Mio. Mg spezifikationsgerechter Kompost (Statistisches Bundesamt 2007c). Der Kompost wird hauptsächlich in der Landwirtschaft abgesetzt (48 %) (BGK 2007b) (Abb 10-9).

Abbildung 10-9

Vermarktung der gütegesicherten Komposte 2006



SRU/UG 2008/Abb. 10-9; Datenquelle: BGK 2007a

Anforderungen und Qualitäten

905. Bioabfallkompost und Gärreste aus der Bioabfallvergärung weisen geringe Schwermetall- gleichzeitig aber auch nur geringe Phosphorgehalte auf (BARKOWSKI et al. 2006). Die Stärke von Komposten liegt eindeutig in der Zufuhr organischer Masse auf Böden. Bezogen auf diesen Nutzen weisen Komposte eine vergleichsweise geringe spezifische Schadstoffbelastung auf (ca. fünf- bis zehnmal geringere Schwermetalleinträge als bei Klärschlamm) (MUNLV NRW 2004a). Insgesamt werden die Schwermetallgrenzwerte der Bioabfallverordnung (BioAbfV) von Bioabfallkomposten im Mittel deutlich unterschritten (vgl. Abb. 10-10). Die Gabe von Bioabfallkomposten als Humusbildner ist hinsichtlich der Schwermetalle aus ökologischer Sicht also nicht als kritisch zu bewerten.

906. Im Bereich der organischen Schadstoffe, die über Fehlwürfe bei der Bioabfallsammlung eingetragen werden, herrscht wesentlich größere Unsicherheit als bei den Schwermetallen. Zum einen ist die Datenlage weniger gut abgesichert, zum anderen sind in der BioAbfV keine Grenzwerte für organische Schadstoffe festgeschrieben. Zur besseren Einordnung kann wiederum der Vergleich mit den Klärschlämmen herangezogen werden. Die Konzentrationen der Linearen Alkylbenzolsulfonate (LAS), von Nonylphenol bzw. der Nonylphenolethoxylate (NPEOs), der organischen Zinnverbindungen (MBT und DBT) und vor allem der Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) liegen

verglichen mit denen in Klärschlamm bei Bioabfallkomposten wesentlich niedriger (vgl. Tab. 10-6). Auch die Konzentrationen der Phthalate DBP und DEHP sind noch deutlich geringer. Die Belastungen mit Polychlorierten Biphenylen (PCB) und Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) bewegen sich in ähnlichen Größenordnungen, wobei die Konzentrationen im Klärschlamm etwa zwei- bis fünfmal höher liegen (KÖRDEL et al. 2007). Die für Klärschlamm getroffenen Aussagen zur bisher unzureichenden Kenntnis der ökotoxikologischen Wirkung von organischen Schadstoffen in den Böden gelten ebenso für den Einsatz von Bioabfallkomposten.

Problempunkte

907. Bioabfallkomposte sind als Bodenverbesserer gut einsetzbar, weisen aber nur relativ geringe Gehalte an Nährstoffen auf. Im Vergleich zum Klärschlamm ergäben sich beispielsweise bei Aufbringung der gleichen Menge an Phosphor (P) durch Kompost für fast alle Schwermetalle abgesehen von Quecksilber (Hg) mehrfach höhere Schadstoffeinträge in den Boden. Gleiches gilt in etwas geringerem Ausmaß auch für Stickstoff (N) und Kalzium (Ca). Der Düngewert von Kompost ist dementsprechend begrenzt.

Die Datenlage über die Art und die Konzentration der organischen Schadstoffe im Bioabfall sowie deren Auswirkung auf Boden, Grundwasser und Pflanzenanbau ist für eine abschließende Bewertung bei weitem nicht ausreichend. Hier besteht noch erheblicher Forschungsbedarf.

Signifikante Unterschiede bezüglich des Schadstoffgehaltes von Bioabfallkomposten aus der rein aeroben Behandlung zu solchen aus Vergärungsanlagen mit Nachkompostierung scheinen nicht zu bestehen. Dies gilt sowohl für die Gehalte an Schwermetallen (MUNLV NRW 2004a) als auch für die organischen Schadstoffe (RUPP et al. 2006). Eine energetische Nutzung des Bioabfalls über die Vergärung zu Biogas ist folglich nicht nur aus Gründen des Klimaschutzes und der Energieeffizienz zu befürworten sondern verursacht auch hinsichtlich der Qualität der erzeugten Komposte aus Gärresten keine Nachteile. Das brachliegende Energiepotenzial von mehreren hundert Megawatt im Bioabfall, das derzeit zu großen Teilen ohne energetische Nutzung in CO_2 und Wasser überführt wird, sollte folglich vermehrt in Biogasanlagen genutzt werden. Verfahrensentwicklungen im Bereich der Feststoffvergärung und Perkolation (Beregnung des Substrates im Reaktor mit Prozesswasser) bieten hier wirtschaftlich interessante Möglichkeiten zur Umrüstung bestehender Kompostierungsanlagen unter Nutzung der vorhandenen Infrastruktur.

Schlussfolgerungen und Empfehlungen

908. Die getrennte Sammlung von Bioabfällen erscheint prinzipiell vorteilhaft. Selbstverständlich sind dabei strenge Maßstäbe hinsichtlich der gesundheits- und umweltverträglichen Behandlung der Bioabfälle und der Nutzung der erzeugten Produkte anzulegen. Die Emission von Bioaerosolen kann durch primärseitige Maßnahmen wie die weitgehende Einhausung der emissionsträchtigen Anlagenbestandteile sowie eine Ablufterfassung und -behandlung deutlich gemindert werden. Verbleibende Restemissionen werden durch die Einhaltung von Mindestabständen zur Wohnbebauung in der Regel auf unkritische Konzentrationen herabgesetzt.

Die Einhaltung der Vorgaben der TA Luft hinsichtlich Ammoniak, NMVOC, Methan und Lachgas – Einhausung und Abluftreinigung – ist in allen betroffenen Kompostierungsanlagen, gegebenenfalls durch nachträgliche Auflagen, einzufordern.

Weiterhin sollte bei der Bioabfallbehandlung künftig verstärkt eine energetische Nutzung der Substrate verfolgt werden. Biologisch gut abbaubare Substrate, wie Kantinen- und Speisereste oder Abfälle aus der Lebensmittelproduktion, eignen sich für die Vergärung zu Biogas. Trockene, holzartige Abfälle, wie zum Beispiel Grünschnitt, können in Heiz- oder Heizkraftwerken thermisch verwertet werden. In diesem Zusammenhang erscheint eine Anpassung des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) wünschenswert, das derzeit eine Nutzung von Abfällen in Anlagen für nachwachsende Rohstoffe (NaWaRo) mit dem Verlust des sogenannten NaWaRo-Bonus bestraft. Diese Regelung verhindert pragmatische und sowohl volkswirtschaftlich als auch ökologisch günstige Anlagenkonzepte unter gleichzeitiger Nutzung von nachwachsenden Rohstoffe und Abfällen.

Hinsichtlich der Auswirkungen von Schadstoffen im Bioabfall besteht erheblicher Forschungsbedarf für organische Schadstoffe. Hier herrscht noch weitgehende Unkenntnis über Art und Gehalt der einzelnen Schadstoffe und vor allem über die längerfristigen Auswirkungen bei der Nutzung der erzeugten Komposte in der Landwirtschaft und im Landschaftsbau.

10.3.2.3 Wirtschaftsdünger und landwirtschaftliche Gärreste

909. Die zunehmende Menge an Gärresten aufgrund des derzeitigen massiven Ausbaus von Biogasanlagen erfordert eine Betrachtung der Gärrestinhaltsstoffe und eine rechtliche Regelung, die die spezifischen Eigenschaften der Gärreste berücksichtigt. Der derzeitige Biogasboom muss auch den Anforderungen des Boden- und Gewässerschutzes gerecht werden.

Mengen und Entsorgungswege

910. Die in Deutschland jährlich anfallende Exkrementenmenge von Rindern, Schweinen und Hühnern wird von KALTSCHMITT et al. (2003) mit 159 Mio. Mg angegeben. Daten zum gesamten Anfall von Gärresten aus landwirtschaftlichen Biogasanlagen in Deutschland sind kaum publiziert. Eine Abschätzung auf Basis der derzeitigen Anzahl landwirtschaftlicher Biogasanlagen in Deutschland von circa 3 500, mit einer durchschnittlichen elektrischen Leistung von 400 kW und der Annahme üblicher Gasausbeuten und Umsatzgrade ergibt eine Gärrestmenge zwischen 10 und 15 Mio. Mg/a bei einem TR-Gehalt von 25 Prozent (TR – Trockenrückstand). Sowohl im Vergleich zum Klärschlamm als auch zu den Bioabfallkomposten sind dies große Stoffströme, die derzeit offensichtlich vorwiegend in der Landwirtschaft stofflich verwertet werden. Genauere Erhebungen hierzu existieren jedoch nicht.

Künftig werden noch weitere Stoffströme von Gärresten aus der Biokraftstoffproduktion zu diesen Mengen hinzukommen. Steigt die Anzahl der Biogasanlagen und Anlagen zur Biokraftstoffproduktion, insbesondere unter Einsatz von importierten Rohstoffen wie erwartet weiter an, sind für die Zukunft Probleme bei der Entsorgung der Gärreste vorprogrammiert. Über alternative Verwertungswege neben der Landwirtschaft, zum Beispiel in thermischen Anlagen, wird daher bereits intensiv nachgedacht.

Qualitäten

911. Die anaerobe Behandlung von Wirtschaftsdüngern führt prinzipiell zu einer Verbesserung der Düngeeigenschaften. Durch Reduzierung der Viskosität ergibt sich eine bessere Fließfähigkeit und dadurch eine schnellere Infiltration in den Boden. Flüchtige, geruchsintensive organische Stoffe und dadurch auch die Gerüche werden reduziert. Durch die Fermentation werden außerdem Krankheitskeime (Hygienisierungseffekt) und die Keimfähigkeit von enthaltenen Pflanzenbestandteilen vermindert. Zudem erhöht sich der Ammoniumanteil des Stickstoffs, was eine höhere und kurzfristige Stickstoffdüngewirkung, also eine bessere N-Verfügbarkeit zur Folge hat (HEIERMANN 2005).

Allerdings werden aufgrund des Abbaus organischer Substanz die nicht abbaubaren Schadstoffe während der Vergärung aufkonzentriert. Die Schwermetallkonzentrationen in Gärresten, bezogen auf die Trockenmasse, überschreiten regelmäßig die Grenzwerte der BioAbfV für Komposte, vor allem aufgrund der Einträge von Zink und Kupfer aus Güllesubstraten (WILFERT et al. 2004, S. 93). Insbesondere Schweinegülle und -mist sind in diesem Zusammenhang problematisch (vgl. Abb. 10-10).

912. In Gülle und landwirtschaftlichen Gärresten wurden auch erhebliche Konzentrationen an bestimmten organischen Schadstoffen nachgewiesen. NPEOs, DEHP sowie besonders Organozinnverbindungen (MBT, DBT) und LAS sind hier

problematisch (vgl. Tab. 10-6). In der Kritik steht auch der Eintrag von Antibiotika-Rückständen über Wirtschaftsdünger in den Boden (HARMS und MEYER 2006).

Problempunkte

913. Gülle und landwirtschaftliche Gärreste werden in großem Umfang als Dünger in der Landwirtschaft eingesetzt. Trotz der bekannten positiven Düngewirkung dieser Substrate birgt deren landwirtschaftliche Verwertung auch Risiken. Neben Schwermetallen, insbesondere Kupfer und Zink, sind auch organische Schadstoffe, die beispielsweise endokrine Wirkungen haben und Tierarzneimittel wie Antibiotika zum Teil in sehr hohen Konzentrationen enthalten.

Schlussfolgerungen und Empfehlungen

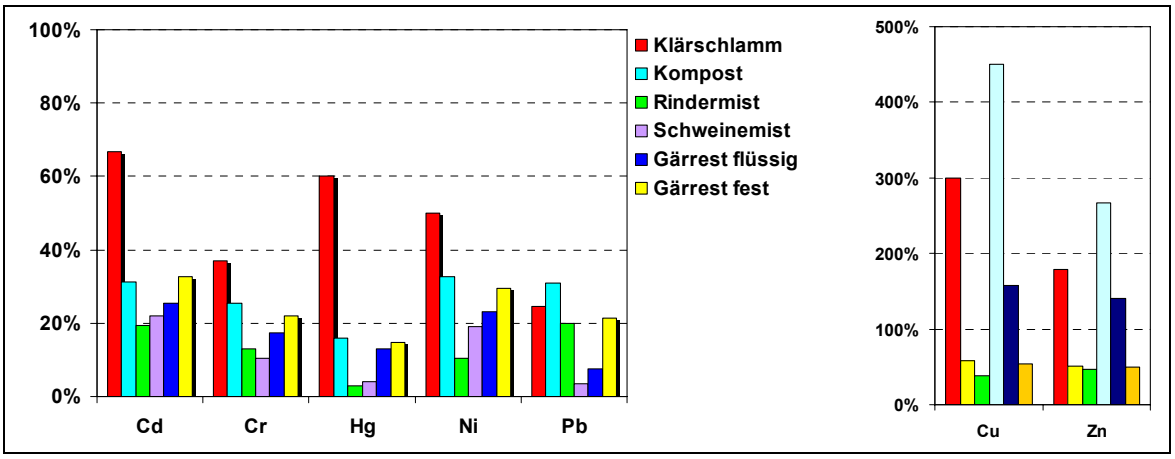
914. Das bisherige Wissen über Schadstoffe in Wirtschaftsdüngern und landwirtschaftlichen Gärresten gibt Anlass zur Besorgnis. Allerdings existieren kaum fundierte Untersuchungen zu Langzeitwirkungen von Schwermetallen, organischen Schadstoffen und Tierarzneimitteln, die mit den Sekundärrohstoffdüngern auf die Böden aufgebracht werden. Es ist daher dringend geboten den Stand des Wissens in diesem Bereich zu vertiefen. Entsprechend fundierte und möglichst repräsentative Untersuchungen hinsichtlich der Auswirkungen auf Boden und Gewässer sollten umgehend angestellt werden.

10.3.2.4 Vergleich der Düngemittel

915. Im Vergleich mit verschiedenen Düngemitteln weist Klärschlamm zumeist deutlich höhere Schwermetallgehalte auf (Abb. 10-10). Gleichzeitig ist der Mengenstrom mit circa 2,3 Mio. Mg Trockenmasse pro Jahr relativ gering. Die Gefährdungen, die von der landwirtschaftlichen Klärschlammnutzung ausgehen (s. SRU 2002, Tz. 900; 2004, Tz. 760), sind nicht angemessen im Verhältnis zum Nutzen.

Abbildung 10-10

Vergleich der Schwermetallgehalte in Klärschlamm, Kompost aus Bioabfall und verschiedener Wirtschaftsdünger (Gehalte auf die Grenzwerte der Bioabfallverordnung (= 100 %) normiert)



SRU/UG 2008/Abb. 10-10; Datenquelle: KÖRDEL et al. 2007, BMU 2007b

Auch die Gehalte an organischen Schadstoffen sind im Vergleich zu anderen Sekundärrohstoffdüngern deutlich erhöht (Tab. 10-6). Die angegebenen Mittelwerte sind jedoch aufgrund teilweise sehr geringer Probenzahlen nur begrenzt belastbar, da die Einzelergebnisse große Streubreiten aufweisen (KÖRDEL et al. 2007)

Tabelle 10-6

Organische Schadstoffgehalte (Mittelwerte) in Sekundärrohstoffdüngern im Vergleich mit Vorsorge- bzw. PNEC-Werten und den Grenzwertvorschlägen der EU[1)] in [mg/kg TS]

	Gülle	Kompost	Klär-schlamm	Gär-reste	Grenzwerte BMU-Arbeits-entwurf 2007 [1)]	Vorsorgewerte BBodSchV bzw. $PNEC_{Boden}$	Grenz-werte EU-Vorschlag 2000[4)]
PCB	0,004	0,02	0,1	<0,07	0,1	0,05 [2)]	0,8
PAK	0,07	1,5	4,3	1,5	Benz(a)pyren 1	3 [2)]	6
NP/NPEO	0,04	0,02	15 - 45	1,49		0,43 [3)]	
LAS	29	18	1 400	536		4,6 [3)]	2 600
DEHP	0,4	0,9	27	15,5		10 [3)]	100
DBP	0,05	0,01	0,25	0,77		2 [3)]	
MBT + DBT	0,06	0,03	0,55	0,2		0,008 [3)]	
MKW	k.A.	0,2	4 024 [5)]	4,0			

[1)]BMU 2007c [2)]Vorsorgewerte nach BBodSchV
[3)]PNEC-Werte Boden (Predicted No-Effect Concentration)
[4)]Entwurf zur Europäischen Klärschlammrichtlinie, 3. Entwurf, ENV.E.3/LM, Brüssel, 27. April 2000
[5)]MUNLV NRW 2004b

Quelle: KÖRDEL et al. 2007, ergänzt

10.3.3 Zusammenfassung und Empfehlungen

916. Mit der Vorlage des Entwurfes zur Novellierung der AbfKlärV wurde das im Jahr 2002 von BMU und BMVEL vorgeschlagene, übergreifende integrierte Konzept zur Bewertung von Schadstoffeinträgen aus organischen und anorganischen Düngemitteln und Bodenhilfsmitteln nicht weiterverfolgt. Daher muss die im Umweltgutachten 2004 geäußerte Empfehlung, Schadstoffgrenzwerte für organische Abfälle nach einheitlichen Bewertungsmaßstäben festzulegen, die sich am vorsorgenden Bodenschutz orientieren (SRU 2004, Tz. 796) erneuert werden. Das vorrangige Ziel bei der Verwendung von Düngemitteln muss neben deren Wirksamkeit die Verhinderung einer Anreicherung von Schadstoffen im Boden und den Gewässern sein. Dies ist unabhängig von der Herkunft der Schadstoffe sicherzustellen.

Um die Auswirkungen der Schadstoffgehalte der unterschiedlichen Sekundärrohstoffdünger besser verstehen zu können, sollte der Einsatz ökotoxikologischer Testsysteme für alle genannten Düngemittel und Bodenverbesserungsstoffe erprobt werden. Das Wissen über den Verbleib und die längerfristigen Auswirkungen von organischen und anorganischen Schadstoffen ist bisher ungenügend und muss schnellstens vertieft werden.

917. Klärschlamm weist im Vergleich zu den übrigen betrachteten Sekundärrohstoffdüngern vergleichsweise hohe Schwermetallgehalte auf und ist insbesondere mit organischen Schadstoffen belastet, die aufgrund ihrer Vielzahl zum Teil noch nicht in Art und Wirkung hinreichend identifiziert sind. Aus Gründen des vorsorgenden Bodenschutzes sollte Klärschlamm daher mittelfristig nur noch thermisch verwertet werden. Das Düngepotenzial der Klärschlämme sollte über die Rückgewinnung von Phosphat aus der Verbrennungsasche aus der Monoverbrennung genutzt werden. Das momentan diskutierte Arbeitspapier zur Novellierung der AbfKlärV ist in diesem Zusammenhang als erster Schritt zu begrüßen, dem ein Stufenplan für weitere notwendige Schritte sowie eine erkennbare Orientierung an einem übergreifenden Schutzkonzept folgen sollten.

918. Bioabfälle sollten vor der stofflichen Verwertung zunächst energetisch genutzt werden; biologisch gut abbaubare Substrate mittels Vergärung, trockene, holzartige Stoffe auf thermischem Wege. Bioabfallkomposte besitzen nur mäßige Düngeeigenschaften und führen bei Anwendung als Phosphor-, Stickstoff- oder Kalziumdünger zu höheren Schadstoffeinträgen als Klärschlämme. Komposte können daher in erster Linie als wertvolle Bodenhilfs- oder -verbesserungsstoffe eingesetzt werden. Allerdings bestehen hinsichtlich der Auswirkungen der enthaltenen organischen Schadstoffe noch Wissenslücken, die geschlossen werden sollten. Dringend erforderlich ist die Einführung von adäquaten Grenzwerten für organische Schadstoffe in die BioAbfV.

919. Die unzureichende Datenlage über die Belastung von landwirtschaftlichen Gärresten mit Schadstoffen erfordert besonders vor dem Hintergrund der stetig steigenden Mengen umgehend intensive Forschungsaktivitäten. Zum einen sind die sporadischen Analyseergebnisse hinsichtlich der Schadstoffkonzentrationen auf breiter Basis zu validieren und zum anderen die Auswirkungen dieser Schadstoffe zu untersuchen. Besondere Aufmerksamkeit sollte dabei Tierarzneimittelrückständen wie Antibiotika gewidmet werden.

10.4 Getrenntsammlung von Abfällen und Potenziale von Abfallbehandlungstechnologien mit weitergehenden Sortierschritten

920. Seit einigen Jahren wird in der deutschen Abfallwirtschaft eine intensive Diskussion darüber geführt, inwieweit das derzeitige System der getrennten Sammlung verschiedener verwertbarer Abfallfraktionen – insbesondere der Verpackungsabfälle – aufrechterhalten werden soll oder angesichts neuer technischer Entwicklungen überholungsbedürftig ist. In zahlreichen Untersuchungen und Modellversuchen wurden zwischenzeitlich die technischen Leistungsfähigkeiten von Sortieranlagen und Sammelsystemen („Gelb-in-Grau“ (GiG), „trockene Wertstofftonne“, „Zebratonne“, „Gelbe Tonne plus“ etc.) sowie ökonomische und ökologische Auswirkungen untersucht. Die Diskussion ist hoch politisiert, da mit derartigen Systementscheidungen auch die Aufteilung des Marktes zwischen privater und kommunaler Entsorgungswirtschaft sowie zwischen kleinen und großen privaten Entsorgern verknüpft ist. Gleichzeitig ist aber die Relevanz aus ökologischer Sicht eher gering einzustufen, da es sich bei Verpackungsabfällen weder um gefährliche (im Sinne des KrW-/AbfG) Abfälle noch um bedeutsame Mengen an Abfällen handelt. Die Versuche und Modelluntersuchungen sollen hier zusammengefasst und bewertet werden.

Verbrauch und Verwertung von Verpackungsmaterialien haben zwischen 1995 und 2005 eine unterschiedliche Entwicklung durchlaufen.

Während die eingesetzte Menge auf knapp 16 Mio. Mg pro Jahr stieg, nahm die Verwertungsquote von 72,4 % (1995) auf 82,2 % (2001) zu. Seitdem ist eine rückläufige Tendenz zu verzeichnen, die 2005 auf einen Wert von 78,8 % fiel. Seit der Einführung des Pflichtpfands für Einweggetränkeverpackungen ging der Anteil der Packstoffe Glas und Metall, die mit überdurchschnittlichen Verwertungsquoten zu einem guten Gesamtergebnis führten, deutlich zurück. Die Verwertungsquote für Weißblech hat sich auf 84,6 % erhöht, da im Rahmen der Vorbehandlung der Siedlungsabfälle größere Mengen an Metallen erfasst werden konnten. In der Menge zugenommen hat dagegen der Einsatz von Kunststoffen, die für 2005 eine Verwertungsquote von 50,1 % aufweisen (GVM 2006).

10.4.1 Modellversuche und Vergleiche verschiedener Sammelsysteme

921. Für den großmaßstäblichen Einsatz von Restabfallsortiertechniken mit dem Ziel der Abtrennung stofflich verwertbarer Anteile aus dem Restmüll gibt es noch immer nur sehr beschränkte Erfahrungen sowohl hinsichtlich der technischen Leistungsfähigkeit und der erzielbaren Wertstoffqualitäten als auch hinsichtlich der dadurch entstehenden Kosten. Weitere Untersuchungen werden derzeit in der Region Trier (Nachsortierung von vorgetrocknetem Siedlungsabfall, Simulation einer gemeinsamen Erfassung von Restmüll und Verpackungsabfall) vorbereitet (EUWID 2007c).

922. Tabelle 10-7 gibt einen Überblick über die durchgeführten größeren Versuche und Untersuchungen.

Tabelle 10-7

Übersicht über die Versuche und Modelluntersuchungen zur Veränderung von Systemen der getrennten Sammlung bei Siedlungsabfällen

Pilotversuch/ Untersuchung	Untersuchungs-gegenstand	Szenarien	Randbedingungen
Ökobilanzierung abfallwirtschaftlicher Sammelsysteme für Verpackungsabfälle in NRW Auftraggeber: Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW (GIEGRICH et al. 2005)	Ökologische und ökonomische Bewertung von Erfassungssystemen zur Erfassung von Verpackungs- und Restabfällen Beurteilung von Vor- und Nachteilen der Sammelsysteme Aufzeigen abfallpolitischen Handlungsbedarfs	System 1: Status Quo (getrennte Sammlung der Abfallfraktionen) System 2: Gemeinsame Erfassung von Leichtverpackungen (LVP) und Restmüll (getrennte Sammlung der übrigen Fraktionen) System 3: Gemeinsame Erfassung von trockenen Wertstoffen (getrennte Erfassung von Bioabfall, Altglas, Restmüll)	Flächendeckende Bioabfallerfassung und -verwertung Altglaserfassung im Bringsystem Stoffliche Verwertbarkeit der Kunststoffe und Verbunde Hinreichende Verwertungskapazitäten für Sekundärbrennstoffe
GiG-Projekt Rheinland-Pfalz (Gemeinsame Erfassung und Aufbereitung von LVP und Restmüll) Auftraggeber: Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, Der Grüne Punkt – DSD AG, Herhof Umwelttechnik GmbH (JUNG 2005)	Technische Machbarkeit der gemeinsamen Erfassung / Sortierung / Aufbereitung im Rahmen des Trockenstabilatverfahrens Quotenerfüllung nach VerpackV Reinheit, Verwertungseigenschaften, Marktreife der Produkte	System 1: Mit Biotonne System 2: Ohne Biotonne	Nachträgliche Vermischung der getrennt gesammelten Restmüll- und Leichtverpackungsabfälle Versuchsgebiete sind eher ländlich geprägt mit relativ guten Trennergebnissen

	Optimierungsmöglichkeiten durch Integration von Trennsystemen der Verpackungssortierung Ökonomische Auswirkungen		
Gelbe Tonne Plus Auftraggeber: Stadt Leipzig, ALL GmbH, Der Grüne Punkt – DSD AG	Entwicklung der Erfassungsmengen Entwicklung der Materialzusammensetzung Entwicklung eines Konzepts zur Aufteilung der Kosten Entwicklung von Produktausbeuten und -qualitäten in der Sortierung Reduzierung von Sortierabfällen Gelbe Tonne Plus / Trockene Wertstofftonne: gemeinsame Erfassung von Leichtverpackungen, materialgleichen Nichtverpackungen, Metallen und Elektrokleingeräten	Gelbe Tonne Plus/ Trockene Wertstofftonne: gemeinsame Erfassung von Leichtverpackungen, materialgleichen Nichtverpackungen, Metallen und Elektrokleingeräten	Gemeinsame Erfassung von Restmüll und Biomüll, getrennte Sammlung der restlichen Abfallfraktionen
Abfallentsorgung mit geringeren Lasten für Haushalte, weitgehender Abfallverwertung und dauerhaft umweltverträglicher Abfallbeseitigung Auftraggeber: Umweltministerium Baden-Württemberg (KRANERT et al. 2006)	Möglichkeiten der Vereinfachung der Abfallentsorgung insgesamt und für die Haushalte durch gemeinsame Erfassung von Stoffströmen	18 Szenarien: Ökologische und ökonomische Modellierung verschiedener Varianten der Erfassung und Behandlung der Abfallfraktionen Restmüll, LVP, stoffgleiche Nichtverpackungen, Bioabfall und Altpapier	Daten aus Landkreisen in Baden-Württemberg. Überwiegend ländliche Struktur, keine städtischen Kreise beteiligt
Quelle: Verbraucherzentrale Bundesverband 2006, letzte Zeile ergänzt			

923. KRANERT et al. (2006) haben auf der Basis von Daten und abfallwirtschaftlichen Strukturen von zehn Landkreisen aus Baden-Württemberg Umwelteffekte und Kosten verschiedener Modelle und System- und Verfahrenskombinationen der Siedlungsabfallentsorgung einschließlich Sammlung, Transport und nachgelagerten Verfahrensschritten untersucht. Die Untersuchung beschränkt sich auf ländliche Räume. Die jeweiligen Gesamtkosten der untersuchten Systeme unterscheiden sich im Ergebnis nur wenig (52 bis 68 Euro pro Einwohner und Jahr). Dabei schnitten bei der Wertstoffsammlung Bringsysteme günstiger ab als Holsysteme, mit Ausnahme der getrennten Bioabfallsammlung, da die im Vergleich zu Restabfall deutlich geringeren

spezifischen Behandlungskosten für Bioabfall die Kosten für die Sammlung überkompensierten. Varianten mit trockener Wertstofftonne waren aufgrund höherer Kosten für die Sortierung und stoffliche Verwertung insgesamt teurer als die übrigen Systeme. Am kostengünstigsten schnitten generell Systeme ab, bei denen die Leichtverpackungen und stoffgleiche Nichtverpackungen über den Restabfall oder lediglich über Depotcontainer erfasst und in der MVA oder MBA energetisch verwertet wurden. Doch auch die heute übliche Erfassung über den gelben Sack ist kaum teurer.

Aufgrund der höheren spezifischen Behandlungskosten verursachen Systeme, in denen die Sortierreste in einer MVA verbrannt werden, im Durchschnitt höhere Kosten als solche mit einer MBA des Restabfalls. Allerdings ist die Entsorgungssituation für heizwertreiche Fraktionen aus MBA derzeit schwierig, da die Qualität der so erzeugten Ersatzbrennstoffe für einen breiten Einsatz in Zement- und Kraftwerken nicht geeignet bzw. attraktiv ist, sodass derzeit erhebliche Mengen dieser Abfallfraktion zwischengelagert werden (Tz. 877) und zunehmend spezialisierte „Ersatzbrennstoffkraftwerke“ für diese Abfälle errichtet werden. Daher könnte sich der Unterschied zwischen den spezifischen Behandlungskosten zugunsten der MVA verschieben. Insgesamt bleibt festzuhalten, dass die Kosten der verschiedenen Systeme und ihre ökonomische vergleichende Wertung sehr stark von lokalen Randbedingungen wie der Siedlungsstruktur und vorhandenen Entsorgungsinfrastrukturen abhängen. Kostenvergleiche bergen im Übrigen das Problem, dass die gegenwärtigen Marktpreise für Behandlungsanlagen zurzeit als verzerrt angesehen werden müssen und Umstellungskosten in der Regel nicht berücksichtigt werden (Verbraucherzentrale Bundesverband 2006).

924. In der Ökobilanz erzielen solche Systeme die höchsten CO_2-Einsparungen, bei denen die energetische Nutzung der Wertstoffe überwiegt, also ohne stoffliche Verwertung von Bioabfall und Verpackungen sowie anderen Kunststoffen (GIEGRICH et al. 2005). Die übrigen Wirkungskategorien der Ökobilanz (Eutrophierung, Ressourcenverbrauch, human- und ökotoxische Wirkung, Versauerung, Photooxidantienbildung, Naturraumbeanspruchung) haben die Autoren auf Einwohnerdurchschnittswerte normiert, aber nicht gewichtet. Im Ergebnis erzielen die Varianten mit hohen Anteilen an stofflicher Verwertung die größten ökologischen Vorteile. Insgesamt sind die Unterschiede zwischen den Systemen vergleichsweise gering gegenüber der Variante Deponierung des unbehandelten Abfalls (GIEGRICH et al. 2005).

Kunststoffe/Verpackungen

925. Neben der heute üblichen getrennten Erfassung von Leichtverpackungen ist eine gemeinsame Erfassung mit dem Restmüll und anschließende Sortierung oder eine gemeinsame Erfassung mit anderen trockenen Wertstoffen denkbar. Geht man bei den Verpackungen davon aus, dass weiterhin bestimmte Quoten für eine werkstoff-

liche Verwertung eingehalten werden müssen, so ist bei einer Sammlung von Verpackungsabfällen zusammen mit dem Restabfall eine weitergehende Sortierung und Aufbereitung von Kunststoffen und Verbunden erforderlich, als sie in heutigen Restabfallbehandlungsanlagen (MVA, MBA) üblich ist. Daneben sind auch andere Systeme, zum Beispiel die in Österreich eingeführte gezielte Sammlung gut verwertbarer Kunststoffflaschen und Erfassung der übrigen Leichtverpackungen über den Restmüll, möglich.

926. In einem Versuch in Rheinland-Pfalz wurde ein Gemisch aus Restmüll und Leichtverpackungen in einer Restmüllbehandlungsanlage im Trockenstabilat-Verfahren behandelt und anschließend verwertbare Verpackungsanteile aussortiert (JUNG 2005). Die Verwertungsquoten der Verpackungsverordnung wurden dabei erreicht, ebenso die in der Regel von der DSD AG geforderten Reinheitsgrade für die Kunststoffe. Jedoch bestehen weiterhin offene Fragen hinsichtlich der tatsächlichen Qualitäten der erzeugten Sortierfraktionen. Aufgrund der höheren Verunreinigungen ist der Aufwand der Prozesswasseraufbereitung höher als bei der Aufbereitung getrennt gesammelter Verpackungsabfälle (CHRISTIANI 2005). Für die untersuchten Gebiete wurden durch die Umstellung auf die gemeinsame Sammlung und Sortierung Kostenvorteile von 4 bis 9 % errechnet, die allerdings durch die Umstellung der Entsorgungsinfrastruktur gegebenenfalls wieder aufgezehrt werden können (WÖBBEKING 2005). KNOCH et al. (2006) dagegen kommen mit einer Modellierung der Aufbereitung eines gemischten Restabfalls zu dem Ergebnis, dass das Ziel einer werkstofflichen Verwertung von Kunststoffen eine getrennte Erfassung dieser Fraktion erfordert, da die Querverschmutzungen aus dem Restmüll die Qualität der Kunststoffe so stark beeinträchtigt, dass sie nicht mehr für eine werkstoffliche, sondern nur noch für eine energetische Verwertung ausreicht. Danach reicht auch eine getrennte Erfassung des Biomülls nicht aus, um diese Querverschmutzungen hinreichend zu reduzieren. Prinzipiell führt die gemeinsame Erfassung und anschließende Trennung zu einer Verlängerung der Prozesskette mit allen daran hängenden Zusatzaufwendungen logistischer, technischer und energetischer Art.

927. Für eine gemeinsame Erfassung von „trockenem“ Restmüll (also bei getrennter Biomüllsammlung) mit Leichtverpackungen und anschließende Sortierung dieses Gemisches in einer erweiterten oder neu gebauten LVP-Sortieranlage haben BILITEWSKI et al. (2004) für eine Großstadt Kostenersparnisse in Höhe von lediglich 1,12 bis 1,27 Euro je Einwohner und Jahr errechnet. Nicht betrachtet wurden dabei Veränderungen der Kosten für die Reststoffbeseitigung, der Zuzahlungen oder Erlöse für aussortierte Wertstoffe sowie unterschiedliche Randbedingungen der Entsorgungsinfrastruktur, die jedoch im Einzelfall das Ergebnis deutlich verändern können.

928. Die Erfassung von Leichtverpackungen gemeinsam mit stoffgleichen Nichtverpackungen aus Kunststoff sowie Elektrokleingeräten mit anschließender Sortierung in einer modernen LVP-Sortieranlage wird seit 2004 in einem Großversuch in Leipzig und in ausgewählten Gebieten Berlins (Januar 2005 bis September 2006) getestet. Für den Verbraucher vereinfacht sich die Erfassung, da nicht mehr nach Verpackung und Nichtverpackung sondern nach Material unterschieden wird. Dies sollte zu einer merklichen Reduzierung von Wertstoffen im Restmüll führen. Ebenso positive Effekte sind zusätzlich aus der Erfassung von Elektrokleingeräten zu erwarten. Insbesondere Kleinstelektronik wie Grußkarten oder Kleinspielzeuge werden vom Verbraucher kaum als schadstoffhaltig eingestuft und dementsprechend mit dem Hausmüll entsorgt. Begleitet wurden die Versuche von umfangreicher Öffentlichkeitsarbeit, um eine Akzeptanz der Tonne zu schaffen und Fehlwürfe zu reduzieren. Nach ersten Ergebnissen konnten in Berlin zusätzlich 6 kg pro Einwohner und Jahr (ALBA 2007) und in Leipzig 8 kg pro Einwohner und Jahr an stoffgleichen Wertstoffen zusätzlich erfasst werden. Für Berlin wurde eine weitere Ausweitung des Systems beschlossen, da bei konstanten Kosten eine höhere Wertstoffmenge erfasst werden konnte (Abgeordnetenhaus von Berlin 2007). Problematisch bei gemeinsamer Erfassung von lizensiertem Verpackungsmaterial und andienungspflichtigen, stoffgleichen Nichtverpackungen und Elektrokleingeräten ist der finanzielle Ausgleich zwischen Kommunen und Dualem System. Da aber auch für die gemeinsame Sammlung von Altpapier aus Verpackung und Druckerzeugnissen eine Lösung gefunden wurde, sollte diese Frage nicht zum Scheitern dieses Sammelprinzips führen.

929. In einem Untersuchungsvorhaben in Nordrhein-Westfalen (GIEGRICH et al. 2005) wurden verschiedene Sammelsysteme bewertet, darunter die gemeinsame Erfassung von LVP mit Restabfall und die gemeinsame Erfassung von Papier, LVP und stoffgleichen Nichtverpackungen in einer trockenen Wertstofftonne sowie die heute verbreitete getrennte Sammlung von LVP. Dazu wurden auch verschiedene Sortierversuche in nordrhein-westfälischen Anlagen ausgewertet. Die Kostenbetrachtung lässt keine generelle ökonomische Überlegenheit eines der drei betrachteten Systeme erkennen, sondern vor allem eine starke Abhängigkeit der Gesamtkosten von der Gebietsstruktur (städtisch/ländlich) und der vorhandenen Restabfallbehandlung (MVA/MBA). Für die trockene Wertstofftonne ergeben sich jedoch überwiegend Mehrkosten von 0,5 bis 3 Euro je Einwohner und Jahr (bei Gesamtkosten zwischen 40 und 60 Euro je Einwohner und Jahr). Auch die ökologische Bewertung kommt zu keiner generellen, eindeutigen Überlegenheit eines der drei Systeme. Eine Systemvariante, die gänzlich auf die werkstoffliche Verwertung von Verpackungen verzichtet, wurde dabei jedoch nicht untersucht.

930. Die 5. Novelle der Verpackungsverordnung verbessert die Möglichkeiten, die gelben Tonnen zu trockenen Wertstofftonnen, beispielsweise als „Gelbe Tonne Plus“,

auszubauen. Die Kommunen können entsprechende Vereinbarungen mit den dualen Systemen treffen. Dann können in den gelben Tonnen, vergleichbar der gemeinsamen Erfassung von Papierverpackungen mit Druckerzeugnissen, nicht nur Verpackungen, sondern auch andere Abfälle aus den gleichen Materialien eingesammelt werden.

Altpapier und Altglas

931. Für Altpapier ist dagegen die getrennte Erfassung vom Restmüll eine wichtige Voraussetzung für eine stoffliche Verwertung. Bei gemischter Sammlung mit dem Restmüll ist nur noch eine energetische Verwertung möglich. Altpapier aus einer Sammlung in einer trockenen Wertstofftonne ist ebenfalls stärker verunreinigt, was den Aufbereitungsaufwand und damit die Sortierkosten deutlich erhöht (Verdoppelung der Sortierkosten, (AF-CELPAP AB CONSULTING 2004, S. 38)) und die Verwertung in hochwertigen Papieren erschwert. Die stoffliche Altpapierverwertung weist in der ökologischen Bewertung deutliche Vorteile gegenüber einer energetischen Verwertung auf, wie eine Auswertung von neun Lebenszyklusanalysen ergeben hat. Eine Auswertung von neun Kosten-Nutzen-Analysen kam demgegenüber zu keinem eindeutigen Ergebnis, wobei Qualität und Transparenz der Analysen, insbesondere im Hinblick auf die berücksichtigten externen Kosten, teilweise ungenügend waren (EEA 2006). Erfahrungen aus den USA mit der Verwertung von Altpapier, das zunächst gemeinsam mit Plastik, Dosen und Glas erfasst wurde, sind negativ. Die Verunreinigung durch Glassplitter, Sand, Kunststoffe usw. betragen circa 17 Gewichtsprozent (gegenüber Werten von 2,5 Gew.-% in Deutschland). Als Konsequenz werden zunehmend Altpapiermengen nach China exportiert und dort zu minderwertigerem Verpackungsmaterial verarbeitet (INGEDE 2007). Die getrennte Erfassung und Verwertung von Altpapier sollte daher beibehalten werden.

932. Die deutsche Behälterglasindustrie verwertete 2006 2,4 Mio. Mg Scherben. Für den Scherbeneinsatz sind sehr hohe Qualitäten der aufbereiteten Scherben erforderlich. Diese können bei gemeinsamer Sammlung mit anderen Wertstoffen nur mit einem höheren Aufbereitungsaufwand erreicht werden.

10.4.2 Empfehlungen

933. Die Diskussion um eine gemeinsame Erfassung bisher getrennt erfasster Abfallfraktionen sollte unter folgenden Randbedingungen fortgeführt werden:

- Altpapier und Glas sind auch künftig separat zu erfassen, um eine hochwertige, werkstoffliche Verwertung sicherzustellen.
- Bioabfall stellt bei entsprechender Sammelqualität eine wertvolle Grundlage für die Gewinnung von Komposten oder Energie dar. Die Sinnhaftigkeit der getrennten

Erfassung hängt von den lokalen Randbedingungen ab und ist individuell zu beurteilen.

- Die getrennte Erfassung von Verpackungen kann durch die zusätzliche Erfassung stoffgleicher Materialien und von Elektrokleingeräten nicht nur den Anteil verwertbarer Materialien im Restabfall reduzieren, sondern auch dessen Schadstoffgehalt reduzieren. Eine Ausweitung wird daher empfohlen.

Insgesamt lässt sich feststellen, dass sowohl die ökologischen als auch die ökonomischen Unterschiede zwischen den verschiedenen Systemen zur Sammlung und Verwertung von Verpackungen – getrennte Sammlung, gemeinsame Erfassung mit dem Restabfall, trockene Wertstofftonne – insgesamt eher gering sind und lokale Einflussfaktoren wie Siedlungsstruktur und vorhandene Restabfallbehandlungsanlagen die Ergebnisse stark beeinflussen. Dabei sind die Kenntnisse über erzielbare Wertstoffqualitäten und Kosten für eine gemischte Sammlung von Verpackungsabfällen mit dem Restabfall und anschließender vollautomatischer Sortierung mangels großtechnischer Erfahrungen noch sehr begrenzt. Es bietet sich daher an, diese Kenntnislücken in weiteren Großversuchen mit unabhängiger wissenschaftlicher Begleitung zu schließen.

934. Da eine gemeinsame Erfassung von Verpackungen mit dem Restmüll einen erheblichen Ausbau an Sortierkapazitäten erfordern würde, ist diese Option lediglich auf lange Sicht realistisch. Um mittelfristig eine höhere Wertstoffausbeute, eine Reduzierung der Schadstoffgehalte, geringere Entsorgungskosten und eine Arbeitsentlastung der Verbraucher zu erreichen, lohnt es, das Konzept der gemeinsamen Erfassung von Verpackungsabfällen, stoffgleichen Materialien und Elektrokleingeräten weiterzuverfolgen. Hier sind die positiven Ergebnisse aus Leipzig, Berlin und Hamburg hinsichtlich ihrer Übertragbarkeit auf unterschiedliche Entsorgungsstrukturen zu überprüfen.

10.5 Auswertung von Erfahrungen mit der Umsetzung von Produktverantwortung (Elektro- und Elektronikgeräte, Altfahrzeuge)

935. Nach Definition der Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD) ist mit Produktverantwortung die Verantwortung der Hersteller für den gesamten Lebenszyklus eines Produktes gemeint. Dies bedeutet, dass die Hersteller auch für die nachkonsumtive Phase der Produkte und damit physisch und/oder finanziell für Rücknahme und Entsorgung verantwortlich sind. Ziele dieses Ansatzes sind die Förderung eines effizienteren Ressourceneinsatzes, Vermeidung von Abfällen und die Optimierung des Produktdesigns (OECD 2001).

Die Produktverantwortung ist ein Instrument der integrierten Produktpolitik, die die Analyse der Umweltauswirkungen während des gesamten Lebensweges einschließlich des Entwurfsprozesses verfolgt. Dieser übergeordnete Ansatz zur Verbesserung der

Umweltverträglichkeit von Produkten wurde 2005 durch die Verabschiedung der Ökodesign- bzw. EuP-Rahmenrichtlinie konkretisiert (Tz. 83). Für ausgewählte energiebetriebene Produkte und Produktgruppen werden entweder anhand von Durchführungsmaßnahmen oder anhand geprüfter Selbstregulierungsinitiativen der Hersteller Anforderungen festgelegt. Diese Anforderungen betreffen sowohl Informationspflichten (z. B. Erstellung eines spezifischen ökologischen Profils für das jeweilige Produkt) als auch Beschränkungen des Energie- und Ressourcenverbrauchs oder von Schadstoffkonzentrationen im Produkt. Die Ergebnisse der Vorstudien für die Festlegung entsprechender Standards werden der Europäischen Kommission ab Anfang 2008 vorgelegt. Die Umsetzung dieser Vorgaben wird in Deutschland durch das Energiebetriebene Produkte-Gesetz (EBPG) sichergestellt, das im Entwurf vorliegt (OEHME et al. 2007).

Abhängig von Umfang und Anspruch der Durchsetzungsmaßnahmen ist mittelfristig mit erheblichen Veränderungen der Produktgestaltung zu rechnen.

10.5.1 Ziele und Instrumente der Produktverantwortung

936. Mit dem Prinzip der Produktverantwortung, wie es im Rahmen der Abfallwirtschaft angewandt wird, werden generell verschiedene Ziele verfolgt:

- Anreiz für die Produkthersteller zum Einsatz weniger umweltschädlicher Inhaltsstoffe,
- Anreiz zur Konstruktion von Produkten, die besser verwertbar sind (recyclinggerechtes Design, Demontagefreundlichkeit, Reduktion der Materialvielfalt im Produkt, Kennzeichnung von Materialien),
- Anreiz zur Vermeidung von Abfällen, zum Beispiel durch Reduktion des Materialgewichtes, Verlängerung der Lebensdauer oder gänzlich neue Strategien der Produktvermarktung (z. B. Leasingkonzepte),
- Lenkung der Abfälle in bestimmte Verwertungspfade,
- verursachergerechte Zuordnung von Entsorgungskosten,
- Aufbau und/oder Weiterentwicklung der Behandlung spezieller Abfälle.

Es wird angenommen, dass durch die Einbeziehung der Entsorgungskosten in den Verkaufspreis für den Produzenten ein erheblicher Anreiz besteht, alle Maßnahmen zur Reduzierung der Kosten zu ergreifen, um sich am Markt behaupten zu können.

In Tabelle 10-8 sind verschiedene Instrumente zur Umsetzung der Produktverantwortung aufgeführt.

Tabelle 10-8

Beispiele für Instrumente zur Umsetzung der Produktverantwortung

Administrative Instrumente	Vorgaben zur Rücknahme oder Sammlung von Altprodukten, Beschränkungen von Stoffen oder Deponieverbote, Sammel-, Wiederverwertungs- oder Recyclingziele, Abfallbehandlungsstandards, Produktstandards
Ökonomische Instrumente	Material- oder Produktabgaben, Subventionen, ausdifferenzierte Abfallgebühren, Pfandsysteme, handelbare Recyclingquoten
Informatorische Instrumente	Berichtspflichten, Kennzeichnung von Produkten oder Komponenten, lokale Vereinbarungen bezüglich Sammelsystemen, Information der Verbraucher über Produktverantwortung bzw. Sammelhinweise, Informationsbereitstellung an Verwertungsunternehmen über Produktinhaltsstoffe
Quelle: TOJO et al. 2006	

Für die Produktströme Verpackungen, Elektro- und Elektronikaltgeräte, Batterien und Altfahrzeuge wurde das Prinzip der Produktverantwortung EU-weit eingeführt (EG-Verpackungsrichtlinie, EG-Richtlinie über Elektro- und Elektronikaltgeräte, EG-Batterierichtlinie, EG-Altfahrzeugrichtlinie). Vorgegeben wurden vor allem Rücknahme- und Verwertungsquoten für Produktströme sowie Stoffverbote oder Schadstoffminderungsziele. Die Einführung der Systeme ist mit einem beträchtlichen Aufwand verbunden. Nach Schätzungen des Zentralverbandes Elektrotechnik- und Elektronikindustrie beispielsweise betragen die Kosten der Rücknahmesysteme für Elektro- und Elektronikschrott zwischen 350 und 500 Mio. Euro für eine Rücknahmemenge von circa 1,1 Mio. Mg Elektroschrott pro Jahr (ZVEI 2007). Bisher wurden keinerlei Daten über Mengen und Qualitäten des tatsächlich erfassten Elektro- und Elektronikschrotts veröffentlicht. Die Preise für die Entsorgung der erfassten Geräte entwickeln sich seit Juni 2006 stark rückläufig. Begründet wird dies mit hohen Rohstofferlösen aber auch mit einem Unterlaufen der Entsorgungsstandards mangels behördlicher Überwachung (EUWID 2007d).

Soll die Produktverantwortung über Rücknahmepflichten der Hersteller umgesetzt werden, so müssen die betroffenen Abfälle in der Regel getrennt erfasst werden, sofern nicht lediglich eine anteilige Zuordnung der Entsorgungskosten zu den Herstellern der Produkte erfolgen soll. Der Aufbau der Rücknahmesysteme kann entweder auf eine individuelle oder eine kollektive Verantwortung der Hersteller zielen.

Der Anreiz, die Produkte schadstoffärmer und leichter verwertbar zu gestalten, fällt bei einer gemeinsamen Erfassung der Abfallprodukte, die unter die Produktverantwortung fallen, mit Restabfällen tendenziell weg, es sei denn, die Kostenanlastung wird nach Kriterien von Schadstoffgehalt und Verwertbarkeit differenziert. Bei den Lizenzgebühren der DSD GmbH für Verpackungen beispielsweise wird nach Verpackungsmaterial und somit nach Aufwand für die Sortierung und Verwertung unterschieden (Der Grüne Punkt - Duales System Deutschland GmbH 2007).

Die Erarbeitung von Standards zur Konkretisierung der Produktverantwortung in anderen Produktkategorien ist für die nahe Zukunft nicht zu erwarten. Für die Materialströme Papier und mineralische Abfälle existieren in Deutschland seit 1994 bzw. 1996 Selbstverpflichtungen der Wirtschaft für Verwertungsquoten, die regelmäßig erreicht werden.

10.5.2 Resultate einzelner Produktverantwortungs-Regelungen

10.5.2.1 Elektro- und Elektronikgeräte

937. Die Richtlinie 2002/95/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 27. Januar 2003 zur Beschränkung der Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe in Elektro- und Elektronikgeräten (RoHS) und die EG-Richtlinie über Elektro- und Elektronikaltgeräte haben im Vorfeld der Implementierung positive Auswirkungen auf die Produktgestaltung im Elektro- und Elektroniksektor gezeigt, wie aus einer Befragung von Herstellern in Schweden und Japan hervorgeht (ROSSEM et al. 2006a). Insbesondere japanische Hersteller haben im Vorgriff auf einheimische und europäische Regelungen Änderungen am Design vorgenommen. Die Stoffverbote in der EU bewirken auch Änderungen im globalen Markt (Tab. 10-9), so werden beispielsweise auch in den USA die unter der RoHS-Richtlinie verbotenen bromierten Flammschutzmittel schrittweise vom Markt genommen (GRAHAM-ROWE 2006), und im globalen Markt setzen sich zunehmend bleifreie Lötmittel durch (ROSSEM et al. 2006a, S. 18).

Tabelle 10-9

Designänderungen japanischer Hersteller von Elektro- und Elektronikgeräten

Art der Weiterentwicklung	Beispiele kommerzieller Anwendung / Zielsetzung (ab 2000)*
Bleifreies Lötzinn	Silberhaltiges Lötzinn: Großcomputer seit 1989 (Hitachi), Stereokopfhörer und tragbare Minidiskspieler ab März 2000 (Matsushita) Silber- und kupferhaltiges Lötzinn: Anwendung in Notebooks, Schmalfilmkameras, Waschmaschinen und Klimaanlagen seit 1999 (Hitachi) Zinn- und kupferbasiert: Anwendung in Videogeräten (Matsushita) Vollständige Umstellung bis Ende 2002 (Fujitsu), bis März 2003 (Matsushita), 50 % Reduzierung gegenüber 1997 für ab 2001 verkaufte Produkte (NEC)
Halogenfreie Flammschutzmittel	Leiterplatten in Personal Computern (PC) (Matsushita, Hitachi) Bauteile in Klimaanlagen, Waschmaschinen und TV-Geräten (Hitachi, Matsushita, Toshiba) Anwendung von silikonbasierten Flammschutzmitteln in PCs, Flüssigkristallmonitoren und Projektoren (NEC) Eliminierung von PBB und PBDE für alle Kunststoffteile zum September 2000 (Sharp), vollständige Eliminierung aller bromierten Flammschutzmittel zu einem späteren Zeitpunkt
Eliminierung/ Verringerung des Einsatzes von PVC	Einführung von PVC-freien Kabeln und Metallblechen und 20 % Reduzierung gegenüber 1997 bis 2002 (NEC) PVC-freie Komponenten in TV-Geräten und Kühlschränken (Hitachi) 50 % Reduzierung gegenüber 1997 bei Kabeln bis 2001 (Ricoh) Ziel der kompletten Eliminierung von PVC bis März 2003 (Sharp)
Ersatz von ozonschädigenden Substanzen	Einsatz von Cyclopentan-Schäumen anstelle von FCKW-haltigen bei allen Kühlgeräten ab März 2005 (Mitsubishi) Anwendung von FCKW-freien Kältemitteln in den meisten Klimaanlagen (Toshiba) Ziel der kompletten Eliminierung ozonschädigender Substanzen ab Dezember 2004 (Toshiba)
Ersatz/ Verringerung von Chrom VI	Anwendung von chromfreien Metallplatten in allen Produkten ab 2001 (Ricoh) Anwendung von chromarmen Metallplatten in PCs und Telefonanlagen (NEC) Eliminierung von Chrom in Tonbändern (Sony)
* Beispiele erheben keinen Anspruch auf Vollständigkeit	
Quelle: ROSSEM et al. 2006a, S. 18	

In China ist seit dem 1. März 2007 eine der RoHS vergleichbare Richtlinie für elektronische Informationsgeräte in Kraft getreten, die in einer ersten Stufe die Kennzeichnungspflicht und in einer zweiten Stufe Verwendungsbeschränkungen und Zertifizierungspflichten enthält. (Measures for Administration of the Pollution Control by

Electronic Information Products). Diese gilt auch für importierte Geräte. Der Zeitpunkt der Implementierung der zweiten Stufe ist allerdings noch offen. Die Kennzeichnungspflicht umfasst Angaben darüber, welcher Stoff (Pb, Hg, Cd, Cr IV sowie Flammhemmer PBB und PBDE) in welcher Menge in welchem Bauteil des Produktes enthalten ist und wie das Produkt entsprechend wiederzuverwerten oder zu entsorgen ist. Nicht betroffen sind Produkte, die ausschließlich für den Export hergestellt werden.

In der Schweiz, Südkorea, Kalifornien, New York City, Argentinien und Australien werden vergleichbare Regelungen erwartet, die bisher im Entwurf vorliegen (SELIN und VANDEVEER 2006; Bundesregierung 2006). Dies lässt mittelfristig eine grundlegende Veränderung von Produkteigenschaften und -auswirkungen weltweit erwarten.

938. In Europa wird die Wirkung der Richtlinie über Elektro- und Elektronikgeräte dadurch eingeschränkt, dass bei der Umsetzung in nationales Recht überwiegend kollektive Rücknahmesysteme gegenüber individuellen Rücknahmesystemen bevorzugt werden, beispielsweise durch die Subventionierung der kollektiven Sammlung über die Kommunen. Zusätzlich sind in den meisten nationalen Gesetzen keine finanziellen Garantien der Produzenten für zukünftige Entsorgungskosten vorgesehen (ROSSEM et al. 2006b). Individuelle Produktverantwortung bedeutet dabei nicht notwendigerweise auch die physische Rücknahme eines Produktes durch den Hersteller, sondern kann auch durch eine differenzierte finanzielle Zuordnung sichergestellt werden. Die Kosten für die Hersteller werden in Deutschland bisher ausschließlich massebezogen festgelegt, sodass kein Anreiz für eine Optimierung der Produkte hinsichtlich Recyclingfreundlichkeit oder Schadstoffreduzierung besteht. Von Innovationen bei der Entwicklung, die auf eine bessere Recyclierbarkeit zielen, profitiert nicht der Hersteller, der in die Entwicklung investiert, sondern die Gesamtheit der Hersteller. Stattdessen wäre eine differenzierte Kostenanlastung, die den tatsächlichen Entsorgungsaufwand berücksichtigt, notwendig.

Prinzipiell stehen für verschiedene Anwendungsbereiche bereits optimierte Alternativen zur Verfügung: Umweltfreundliche Leiterplatten ohne gesundheits- und umweltschädliche Flammschutzmittel, die recyclingfähig und nur unwesentlich teurer sind als Standardbasismaterial (Öko-Institut 2007), so genannte „green computers“, die zu über 90 % verwertbar sind oder LCD-TV-Geräte, die über einen geringen Energieverbrauch, gute Reparatur- und Recyclingfähigkeiten verfügen.

939. Als problematisch erweist sich in der Praxis die Aufteilung der Verantwortung für die Sammlung und die Entsorgung. Die gestückelte Verantwortung für die Sammlung, die Voll-Meldung, die Information eines Herstellers, der einen Transporteur mit der Abholung beauftragt (jedoch nicht unbedingt mit der Neugestellung eines Leercontainers) und die Lieferung an den Erstbehandler führt zu einer Beeinträchtigung der Qualitäten des Sammelmaterials. Sowohl die Beraubung der Altprodukte um wertvolle

Komponenten (wie z. B. Kabel) als auch die Zerstörung durch unsachgemäße Behandlung (z. B. Verpressung von Bildschirmgeräten) wird erst beim Erstbehandler registriert. Eine Rückverfolgung zum Verursacher ist aufgrund der kleinteiligen Zuständigkeiten kaum möglich. Die Qualität der gesammelten Produkte ist für die ersten Glieder der Kette – Sammelstelle und Transporteur – von untergeordneter Bedeutung, Platzmangel, Zeit- und Kostendruck stehen im Vordergrund. In der Jahresumfrage des Bundesverbandes Sekundärrohstoffe und Entsorgung e. V. (bvse 2007) gaben mehr als 88 % der Demontagebetriebe an, dass nach dem Inkrafttreten des Elektro- und Elektronikgerätegesetzes (ElektroG) ein erheblich höherer Zerstörungsgrad der Geräte festzustellen sei als zuvor. Hier sind die Hersteller in der Pflicht, die geeignete Behälter stellen müssen, die eine separate und bruchsichere Sammlung der Bildschirmgeräte innerhalb der Sammelgruppe 3 gewährleisten müssen (ElektroG, § 9, Abs. 5). Die bisherigen Behälterlösungen, die vom Zentralverband für Elektrotechnik- und Elektronikindustrie e. V. (ZVEI), Bundesverband Informationswirtschaft Telekommunikation und neue Medien e.V. (Bitkom) und den Kommunen empfohlen werden, sollten auf ihre Eignung für die Erfüllung dieser Anforderung überprüft und gegebenenfalls ergänzt werden (o. V. 2005).

Weiterhin haben öffentlich-rechtliche Entsorgungsträger, Vertreiber und Hersteller die Sammlung und Rücknahme von Altgeräten so durchzuführen, dass eine spätere Wiederverwendung, Demontage und Verwertung, insbesondere stoffliche Verwertung, nicht behindert werden. Hier sind Maßnahmen zu ergreifen, um die Zerstörung und/oder Entnahme von Wertstoffen aus den Geräten zu verhindern. Laut bvse stellen mehr als 70 % der befragten Mitglieder laufend eine Beraubung der angelieferten Geräte fest (bvse 2007). Die Entnahme der werthaltigen Bestandteile verhindert nicht nur eine Wiederverwendung, sondern beeinträchtigt den wirtschaftlichen Erfolg der Entsorgerbetriebe, die auf die Vermarktung dieser Anteile angewiesen sind.

Die Erfassung von mülltonnengängigen Elektro- und Elektronikaltgeräten, die einen nicht unerheblichen Anteil der Schwermetallbelastung von Hausmüll verursachen, wird nach ersten Erkenntnissen durch das ElektroG nicht verbessert. Sortierversuche in Dresden (2006) zeigen einen ähnlichen Gewichtsanteil von circa 1 % wie Versuche aus den Vorjahren in Berlin, Brandenburg und Sachsen (JANZ und BILITEWSKI 2007). Vielversprechend sind die ersten Ergebnisse der gemeinsamen Erfassung von Elektrokleingeräten mit Verpackungsmaterialien und stoffgleichen Wertstoffen – in Hamburg wurde 1 kg pro Einwohner auf diesem Wege erfasst (Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt Hamburg 2007). Eine Zusammenstellung der Daten, wieviel zusätzlich über die kommunale Sammlung erfasst wurde und ob eine insgesamt größere Menge erfasst werden konnte, steht noch aus. Hier besteht Untersuchungsbedarf, ob auf diesem Wege höhere Erfassungsquoten an Elektrokleingeräten und damit eine Schadstoffentfrachtung des Restmülls erreicht werden können.

940. Die Wiederverwendung von Elektro- und Elektronikgeräten hat Priorität vor deren Verwertung und Beseitigung. Dieser – mit Fokus auf Ressourcenschonung und Abfallvermeidung richtige Ansatz – geht in Deutschland mit einem erheblichen Exportvolumen von Elektro- und Elektronikaltgeräten einher, die mit dem Ziel einer Wiederverwendung oder -verwertung insbesondere nach Asien und Afrika verschifft werden (BUCHERT et al. 2007). Die mit diesem Export verbundenen Risiken einer illegalen Abfallbeseitigung in Entwicklungsländern sollen mit der novellierten EG-Abfallverbringungsverordnung (EG-AbfVerbrV) eingedämmt werden. Zur Umsetzung der Verordnung haben sich die Mitgliedsstaaten bereits im Dezember 2006 Leitlinien für die Verbringung von Elektro- und Elektronikaltgeräten gegeben. Geregelt werden in diesen Leitlinien, wie Geräte von Altgeräten zu unterscheiden sind, und welche Abfälle als gefährlich oder nicht gefährlich einzustufen sind. Die Kontrolle der Einhaltung dieser Leitlinien obliegt den Vollzugsbehörden (Zoll, Wasserschutzpolizei etc.), insbesondere in den Häfen, von denen aus die Exporte nach Afrika und Asien (insbesondere China und Nigeria) starten. Allerdings sind die Leitlinien derzeit unverbindlich, sodass die Einhaltung der Kriterien durch die Vollzugsbehörden kaum gerichtsfest angeordnet werden kann. Die Aufforderung der Bundesregierung an die Europäische Kommission, eine Verrechtlichung der Leitlinien zu prüfen, wird daher ausdrücklich begrüßt.

Untersuchungen des UBA (BUCHERT et al. 2007) sowie der Deutschen Umwelthilfe (ZIEHM 2007) geben Anlass zur Sorge, dass die Vollzugsbehörden nicht in der Lage sind, eine Kontrolle und Einhaltung dieser Leitlinien zu gewährleisten. Insbesondere die Deklaration als Handelsware erfordert eine sorgfältige Überprüfung der daran geknüpften Kriterien (BMU 2007a). Die Relevanz dieser Aufgabe erfordert die Einrichtung zusätzlicher personeller Kapazitäten, da die Kontrolle eines relevanten Anteils der exportierten Mengen kaum mit dem vorhandenen Personalbestand zu leisten ist (allein über Hamburg werden monatlich circa 500 Container mit gebrauchten Elektrogeräten in afrikanische Länder, in denen keine geregelten Entsorgungsstrukturen existieren, verschifft) (BUCHERT et al. 2007). Innerhalb der Empfängerländer ist zumeist nur eine rudimentäre, nicht auf Nachhaltigkeit und Sicherung der Umweltbelange angelegte Recyclingwirtschaft vorhanden. Es ist davon auszugehen, dass der Export von gebrauchten technischen Produkten wie Gebrauchtwagen und Elektro-/Elektronikgeräten nicht zu einer anspruchsvollen Verwertung führt. Die Verantwortung für ein Produkt endet faktisch mit der Übergabe an Länder außerhalb der EU unabhängig von den Auswirkungen nach Ende der Nutzungsphase.

Der Anteil der tatsächlich wieder verwendbaren bzw. reparaturfähigen Geräte schwankt nach Schätzungen zwischen 25 und 75 % – der nicht mehr nutzbare Anteil wird in den Importländern beseitigt. Die Bedingungen dieser Beseitigung entsprechen keinesfalls europäischen Standards (PUCKETT 2005).

941. Belastbare Daten über aus Deutschland in das außereuropäische Ausland exportierte Mengen an gebrauchten Elektro- und Elektronikgeräten lassen sich bisher nicht gewinnen, da in der Außenhandelsstatistik nicht zwischen Neuware und Gebrauchtgütern unterschieden wird. Diese Unterscheidung besteht für den Bereich Fahrzeuge bereits EU-weit.

Zurzeit ist ein Vergleich zwischen den innereuropäisch importierten und produzierten Mengen an Elektro- und Elektronikgeräten mit den gemäß ElektroG bzw. EG-Richtlinie über Elektro- und Elektronikaltgeräte entsorgten Mengen noch nicht möglich, da noch keine Daten vorliegen. Mitte 2008 werden die ersten gesamteuropäischen Angaben über in Verkehr gebrachte und entsorgte Mengen erwartet. Für eine Beurteilung, ob eine Verfolgung der Ziele der Produktverantwortung (s. Abschn. 10.5.1) für die Hersteller überhaupt erstrebenswert ist, sollte der Anteil der innereuropäisch entsorgten Mengen am Gesamtaufkommen bestimmt werden.

Mit dem Export von Altgeräten zur Wiederverwendung in nichteuropäische Staaten werden die Produkte faktisch aus der Verantwortung des Herstellers entlassen. Eine Kontrolle über die tatsächliche Aufarbeitung, den erneuten Einsatz sowie die endgültige Entsorgung ist nicht möglich. Initiativen einzelner Hersteller zur Entwicklung eines Konzepts für fachgerechtes Recycling und Entsorgung von Elektro- und Elektronikgeräten (EMPA 2007) sowie international agierende Organisationen wie StEP (Solving the E-waste Problem) werden daher ausdrücklich begrüßt. Gleichzeitig ist der Aufbau von lokalen Entsorgungsstrukturen in Zusammenarbeit mit den Betroffenen von großer Bedeutung.

10.5.2.2 Altfahrzeuge

942. In Deutschland wurden in den Jahren 2004 bis 2006 jährlich mehr als drei Millionen PKW endgültig stillgelegt. Das Durchschnittsalter der Fahrzeuge bei der Stilllegung lag 2006 bei zwölf Jahren, mehr als 2 Millionen waren bei Stilllegung mindestens zehn Jahre alt (KBA 2007). Gründe für die endgültige Stilllegung von Kraftfahrzeugen sind vor allem die Verschrottung und die Ausfuhr ins Ausland. Abgemeldete Fahrzeuge werden zu Altfahrzeugen, wenn sich der Besitzer ihrer entledigt, entledigen will oder entledigen muss. In diesem Falle besteht eine Überlassungspflicht an eine anerkannte Annahme-, Rücknahmestelle oder einen anerkannten Demontagebetrieb, die über erfasste und behandelte Fahrzeuge Rechenschaft ablegen müssen. 2006 wurden durch diese Betriebe etwa 504 330 Fahrzeuge entsorgt (schriftliche Mitteilung des Statistischen Bundesamtes, 5. Mai 2008).

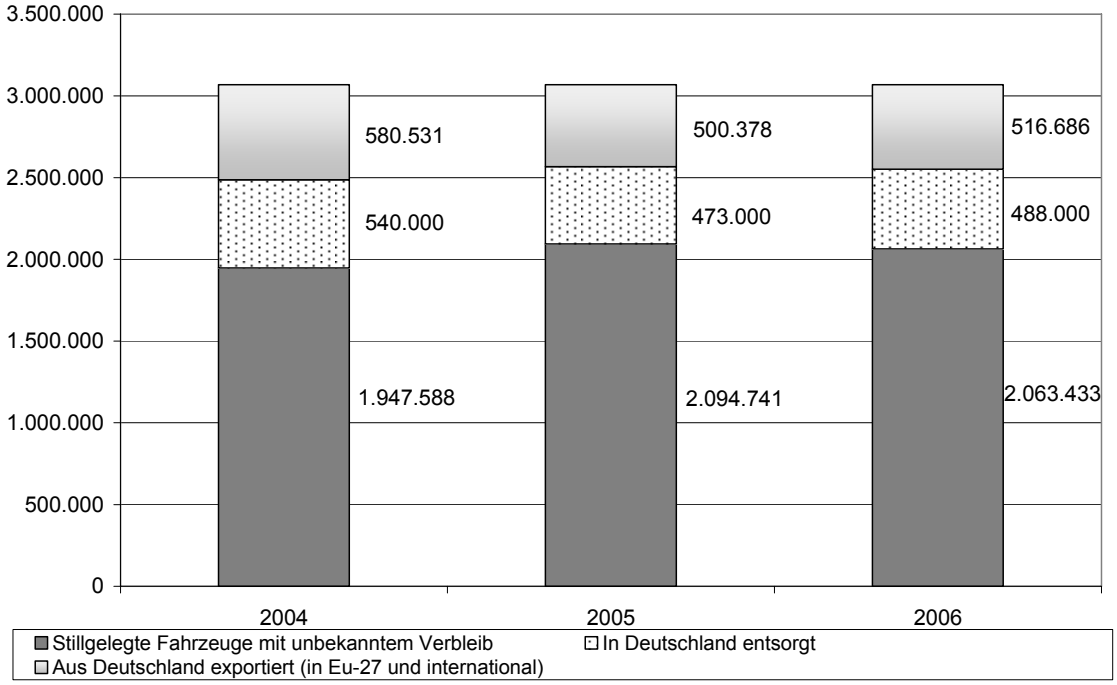
943. Die bis 2007 mögliche „vorübergehenden Stilllegung“ von Fahrzeugen ermöglichte in der Praxis keine Kontrolle des Verbleibs von stillgelegten Fahrzeugen, da weder ein Verwertungsnachweis noch eine formlose Verbleibserklärung vorgelegt werden

musste. Die Anwendung der Berichtspflichten nach EU-Richtlinie 1999/37/EG des Rates vom 29. April 1999 über Zulassungsdokumente für Fahrzeuge verbessert langsam die Informationen über den Verbleib der in Deutschland abgemeldeten Kraftfahrzeuge: 2007 wurden dem Kraftfahrtbundesamt fast 1,7 Millionen Meldungen über die Neuanmeldung ehemals in Deutschland zugelassener Fahrzeuge übergeben, Hauptabnehmer waren danach Polen, Rumänien und Tschechien (KBA 2008a), ein Abgleich mit der Exportstatistik wurde bisher nicht vorgenommen.

Abbildung 10-11 zeigt eine Differenz von etwa 2 Millionen Fahrzeugen, die weder nachweislich aus Deutschland exportiert noch in Deutschland verwertet wurden. Diese Lücke beruht auf verschiedenen Schwächen in der deutschen und europäischen statistischen Erfassung. Die Außenhandelsstatistik erfasst aufgrund der Meldeschwellen nicht alle Exporte (300 000 Euro pro Jahr Außenhandelsumsatz pro Exporteur in EU-Staaten; 1 000 Euro bzw. 1 000 kg pro Warensendung in Nicht-EU-Staaten). Die tatsächliche Zahl der exportieren Gebrauchtwagen, insbesondere in EU-Staaten, liegt erheblich höher.

Abbildung 10-11

Verbleib endgültig stillgelegter Fahrzeuge aus Deutschland



SRU/UG 2008/Abb. 10-11; Datenquelle: Statistisches Bundesamt 2007c; schriftl. Mitteilung v. 5. Mai 2008; KBA 2006

Seit 1. März 2007 gelten nach Fahrzeug-Zulassungsverordnung (FZV) sämtliche Arten von Abmeldungen, auch die bisherigen „vorübergehenden Stilllegungen“ als „Außerbetriebsetzungen“. Dies führt zu einem statistischen Bruch, da über diese Kategorisie-

rung deutlich mehr Fahrzeuge erfasst werden. Gegenüber circa 3 Millionen endgültig stillgelegten Fahrzeugen in den Jahren 2004 bis 2006 werden für 2007 über 8 Millionen Außerbetriebsetzungen gemeldet (KBA 2008b). Eine tiefere statistische Untergliederung, die Aussagen über den Verbleib der außer Betrieb gesetzten Fahrzeuge ermöglicht, ist nicht mehr vorgesehen. Dies ist eine deutliche Verschlechterung der Datenlage gegenüber dem schon zuvor unbefriedigenden Zustand. Die ambitionierten Ziele der Altfahrzeugverordnung, durch die Herstellerverantwortung Optimierungen beim Produktdesign zu erreichen sowie eine umweltgerechte Verwertung nach der Nutzung sicherzustellen, werden durch die mangelnde Kontrolle der Fahrzeugströme unterlaufen.

Ausgehend von der Annahme, dass mittelfristig in den EU-Mitgliedstaaten anspruchsvolle Verwertungstechniken zur Anwendung kommen, muss insbesondere der außereuropäische Verbleib der Gebrauchtfahrzeuge überwacht werden. Von Bedeutung wäre ein Abgleich der innerhalb der EU-27 jährlich abgemeldeten Fahrzeuge mit den offiziellen Außenhandelsstatistiken, da ein Teil der Fahrzeuge über die Häfen bzw. Grenzen anderer Mitgliedstaaten exportiert wird. Nach einer Schätzung der European Automobile Manufacturers Association (ACEA) von 2004 wurden in den EU-15 und Norwegen im Jahr 2004 11,4 Millionen Fahrzeuge abgemeldet, innerhalb dieser Ländergruppe verwertet wurden lediglich 7,6 Mio. Fahrzeuge (REINHARDT 2005).

944. Die Regulierung der Altautoverwertung wurde bereits in den Gutachten 2000 (SRU 2000, Tz. 884) und 2002 (SRU 2002, Tz. 917) vorgestellt und diskutiert. Die Verwertung innerhalb Deutschlands ist seit 2002 in der Altfahrzeugverordnung (AltfahrzeugV) geregelt und wird durch die zertifizierten Demontagebetriebe weitgehend korrekt umgesetzt. 2004 wurde eine Gesamtverwertungsquote von 79,7 % erreicht (KOHLMEYER 2006). Gemäß AltfahrzeugV sind ab 2006 mindestens 85 % des durchschnittlichen Gewichts eines Altfahrzeugs zu verwerten, davon mindestens 80 % werk- oder rohstofflich. Ab 2015 sind die Verwertungsquoten auf 95 % (Verwertung) bzw. 85 % (stoffliche Verwertung) zu steigern. Von Bedeutung für die Erreichung dieser Quoten ist der Metallanteil, da dieser per se als „stofflich verwertet“ angenommen wird. Nach aktuellen Untersuchungen liegt der Anteil bei 76 % bezogen auf ein durchschnittliches Fahrzeuggewicht von 837 kg. Die Gesamtverwertungsquote betrug bei diesem Versuch 87 %, weitere Steigerungen lassen sich durch eine konsequente Aufbereitung und Nutzung der Schredderleichtfraktion (Kunststoff, Glas, Textilien) erreichen. Techniken für die Aufbereitung stehen zur Verfügung, es mangelt aber derzeit an Aufbereitungskapazitäten, da nach wie vor der kostengünstigere Weg der Deponierung für die Fraktion genutzt werden kann (s. Tz. 867).

945. Problematisch ist die Anzahl der Betriebe, die Demontagetätigkeiten ausführen (Werkstattbetriebe, Autohandelsbetriebe), ohne nach AltfahrzeugV genehmigt zu sein.

Diese Konkurrenz führt zu einer mangelnden Auslastung der bestehenden Betriebe, nicht nachvollziehbarem Verschwinden von Fahrzeugen und letztlich zu Wettbewerbsverzerrungen (LIPPL 2005). Gleichzeitig stagniert die Anzahl der in Deutschland entsorgten Fahrzeuge (KOHLMEYER 2006).

946. Der Export von erheblichen Mengen an Gebrauchtfahrzeugen führt in der Realität zu einer Umgehung der Produktverantwortung, da die Entsorgung der Altfahrzeuge außerhalb der Reichweite der Hersteller stattfindet. Prognosen über die Zahl der weltweit verschrotteten Fahrzeuge sagen eine Steigerung von 33 Millionen Fahrzeugen 2004 auf 77 Millionen im Jahr 2030 voraus. Der mit 55 % größte Anteil davon wird auf Entwicklungsländer entfallen (WINFIELD et al. 2007). Der Export hat sehr unterschiedliche Auswirkungen – positiv zu verbuchen sind die Verlängerung der Nutzungsdauer und der Mobilitätseffekt in den Importländern. Negativ ist dagegen zu verbuchen, dass mit den Fahrzeugen erhebliche Rohstoffmengen exportiert werden (s. ausführlich BUCHERT et al. 2007), die zum Teil durch diffusen Austrag (wie Platin aus defekten Katalysatoren) unwiederbringlich verloren gehen. Zusätzlich ist bei Fahrzeugen mit einem durchschnittlichen Alter von mindestens zehn Jahren von erheblichen Luftschadstoffemissionen auszugehen. Einzelne Importländer wie Senegal haben Einfuhrbeschränkungen für Gebrauchtwagen festgelegt, um die Verkehrssicherheit und die Umweltsituation zu verbessern. Diese Regelungen werden allerdings teilweise durch illegale Importe aus Nachbarländern umgangen (FUCHS 2005). Deutsche oder europäische Kriterien für die Mindestqualität von Exportfahrzeugen, die sich zum Beispiel an Fahrtüchtigkeit, Abgasverhalten oder Höchstalter orientieren, sind zurzeit in Bearbeitung. Auf EU-Ebene werden von IMPEL-TFS (Network for the Implementation and Enforcement of Environmental Law/Transfrontier Shipment of Waste), einem informellen Netzwerk der Umweltbehörden der Mitgliedstaaten sowie Repräsentanten der Europäischen Kommission, Leitlinien für die Unterscheidung von Gebrauchtwagen und Altautos erarbeitet (ISARIN 2007).

947. Um die negativen Auswirkungen des Gebrauchtfahrzeugexports außerhalb der EU-27 eindämmen zu können, ist neben der Schaffung einer zuverlässigen Datengrundlage eine enge Kooperation mit den Importländern anzustreben. Dazu zählt die Unterstützung des Aufbaus eines flächendeckenden Importreglements, zum Beispiel hinsichtlich Alter, Fahrtüchtigkeit, Kraftstoffverbrauch, und gleichzeitig eine Anwendung dieses Reglements vor Verlassen des Exportlandes. Zusätzlich ist der Aufbau von Verwertungsstrukturen, die zunächst die größten gesundheitlichen und Umweltrisiken einer unsachgemäßen Entsorgung (z. B. Freisetzung von Kühlmitteln aus Klimaanlagen) eindämmen, in Zusammenarbeit mit den Autoherstellern zu forcieren.

10.5.3 Empfehlungen

948. Im Bereich der Altfahrzeugverwertung konnten die Ziele der Produktverantwortung in Teilen erreicht werden (SRU 2002, Tz. 918). Nach derzeitigem Kenntnisstand bewirken vor allem Stoffverbote zur Schadstoffentfrachtung der Abfälle (RoHS-Richtlinie, Schadstoffverbote in der Altfahrzeugrichtlinie) Änderungen des Produktdesigns. Diese Änderungen beeinflussen auch den globalen Markt für diese Produkte in Richtung einer Anhebung der ökologischen Standards. Inwieweit Rücknahme- und Verwertungspflichten darüber hinausgehend ebenfalls positive Auswirkungen auf das Produktdesign haben, ist derzeit nicht sicher feststellbar.

Die Umsetzungspraxis der Regelungen für Elektro- und Elektronikgeräte in Deutschland zeigt Mängel, die kurz- und mittelfristig zu beheben sind.

Hinsichtlich des Exports von gebrauchten Produkten zur Aufarbeitung und Wiederverwendung bestehen große Zielkonflikte: Für den Export sprechen Technologietransfer, Beschäftigungseffekte und die Verlängerung der Nutzungsdauer der Produkte (d. h. Abfallvermeidung). Gleichzeitig wird die Anreizfunktion der Produktverantwortung verringert, da die Hersteller die Verantwortung für die Entsorgung wegen des Exports nicht übernehmen können. Zusätzlich hat die Ausfuhr negative Auswirkungen in den Importländern durch eine unsachgemäße Entsorgung (Gesundheits- und Umweltgefährdung) und die Behinderung des Aufbaus lokaler Märkte für Neugeräte. Zusätzlich ist der Verlust an Rohstoffen für die Hersteller nicht unerheblich, teilweise kommt es durch diffuse Verteilung (z. B. Edelmetalle aus Katalysatoren) zu einem unwiederbringlichen Verlust.

Die regelmäßige Überprüfung der Umsetzung der bestehenden Export-Regelungen durch ein europäisches Netzwerk (IMPEL-TFS) ist von großer Bedeutung für die Bewertung der Wirksamkeit dieser Regelungen. Dies sollte durch die Europäische Kommission deutlich vertreten werden, da derzeit die Notwendigkeit des Netzwerkes grundsätzlich infrage gestellt wird (ENDS 2007).

Gegenwärtig enden Ziele und Pflichten der Produktverantwortung an den Grenzen der europäischen Mitgliedstaaten. An die Ausfuhr von gebrauchten Geräten und Gebrauchtfahrzeugen sind daher Anforderungen zu stellen, die sicherstellen, dass der Export nicht als eine kostengünstige Variante zur Umgehung der Produktverantwortung genutzt wird. Die Hersteller müssen ihre Verantwortung gegebenenfalls vor Ort wahrnehmen, zum Beispiel durch Unterstützung und Ausbau von Verwertungssystemen in den importierenden Ländern. Gleichzeitig ist eine weitere Nutzung von Gebrauchtprodukten im Ausland im Sinne des freien Warenverkehrs grundsätzlich nicht zu beschränken.

949. Für die einzelnen Produktgruppen besteht Optimierungsbedarf der bestehenden Praxis in Deutschland:

Elektro- und Elektronikschrott:

- Integration der Kriterien Schadstoffgehalt und Verwertbarkeit in die anteiligen Entsorgungskosten der Hersteller,
- Überprüfung der Eignung der bisherigen Erfassung (Behälter) für die Ziele des ElektroG und gegebenenfalls Anpassung (separate Erfassung von Bildschirmgeräten),
- Untersuchung der nach einem Jahr erreichten Qualität der Verwertung, Überprüfung des Zielerreichungsgrads des ElektroG,
- Umsetzung und Kontrolle der Anlaufstellen-Leitlinien für den Export von Gebrauchtgeräten, Ausstattung der Vollzugsbehörden mit ausreichend und geschultem Personal.

Optimierung der Datenlage durch getrennte Erfassung von Neuware und Gebrauchtgeräten in der europäischen Außenhandelsstatistik:

Alt-/Gebrauchtfahrzeuge:

- Statistische Erfassung der aus den EU-27 exportierten Gebrauchtfahrzeuge und Altfahrzeuge nach Anzahl, Wert und Gewicht,
- Aufbau einer deutschen Außenhandelsstatistik, die den Export durch Händler (nach EU-27 und international) nach Stückzahl erfasst, ergänzt um die privat ausgeführten Fahrzeuge (z. B. anhand der Anzahl der Ausfuhrkennzeichen),
- Ausbau des EU-weiten und internationalen Datenaustauschs über die Wiederzulassung vormals in Deutschland zugelassener Fahrzeuge,
- Ableitung von Mindestqualitätskriterien für Exportfahrzeuge (z. B. Fahrtüchtigkeit, Alter, CO_2-Ausstoß) in Anlehnung an die Anlaufstellenleitlinien für den Export von gebrauchten Elektrogeräten,
- Unterstützung des Aufbaus eines flächendeckenden Importreglements in den Empfängerstaaten und gleichzeitig eine Anwendung dieses Reglements vor Verlassen des Exportlandes.

10.6 Novellierung der Abfallrahmenrichtlinie

950. In seinem Gemeinsamen Standpunkt vom 26. Juni 2007 hat der EU-Umweltministerrat zentrale Richtungsentscheidungen für die Novellierung der 1975 erlassenen AbfRRL getroffen (Rat der Europäischen Union 2007; zu den Regelungsvorschlägen von Kommission und Parlament vgl. einerseits PETERSEN 2006; andererseits EUWID

2007b). Der Novellierungsentwurf zeichnet sich insgesamt durch das Ziel einer inkrementellen Weiterentwicklung des existierenden Regelwerkes aus. Zum einen soll die Rechtssicherheit und Vollzugsfähigkeit des Abfallrechts durch Präzisierungen des Abfall-Begriffs und eine trennschärfere Abgrenzung von Abfallverwertung und -beseitigung verbessert werden. Dies gelingt mit dem Entwurf indes nur bedingt (Tz. 951 ff.). Zum anderen verfestigt der Entwurf die Entwicklung des Abfallrechts in Richtung auf ein umfassendes Stoffstrom- und Ressourcenschonungsrecht (vgl. die Zielbestimmungen in Art. 1 des Novellierungsentwurfs). Dieser Ansatz begründet die Gefahr einer Überfrachtung des abfallrechtlichen Regelungsregimes; denn der Einsatz von Ressourcen lässt sich nur sehr begrenzt durch abfallrechtliche Vorgaben steuern. Als erforderlich erweist sich vielmehr die Weiterentwicklung der (auch) abfallwirtschaftlich relevanten Rahmenvorgaben des Anlagen-, Stoff- und Produktrechts. Der Weg einer detaillierten, mit erheblichen Umsetzungsschwierigkeiten verbundenen (Verwertungs-)Steuerung von Abfallströmen durch das Abfallrecht sollte demgegenüber nicht weiter verfolgt werden (SRU 2004, Tz. 681 ff.; vgl. dazu auch: KOCH und REESE 2006). Die Bestrebungen zur Verbesserung insbesondere des Stoff- oder Produktrechts schreiten auf europäischer Ebene aber nur langsam voran (Tz. 937 ff.). Dementsprechend kann der Novellierungsvorschlag zur AbfRRL die Frage, wie die Schnittstellen zwischen dem Abfallrecht und anderen abfallwirtschaftlich relevanten Rechtsmaterien auszugestalten sind, nicht sachgerecht beantworten (Tz. 865). Angesichts der nunmehr vorgesehenen zusätzlichen Ausdifferenzierung der Abfallhierarchie auf der Ebene der Verwertung (Tz. 957 ff.) sowie der expliziten Anerkennung einer erweiterten Herstellerverantwortung (Tz. 960) ist in Zukunft eine Zunahme verwertungspfadbezogener Vorgaben nicht auszuschließen.

Der Ansatz der Novelle, die technischen Standards für Abfallentsorgungstätigkeiten durch die Festlegung spezifischer gemeinschaftlicher Mindestanforderungen stärker zu harmonisieren, ist zu begrüßen (Tz. 961 f.). Die Erarbeitung von Standards zur Begrenzung der Schadstofffrachten in den Abfällen selbst sieht der Entwurf demgegenüber bedauerlicherweise nur punktuell vor (Tz. 962).

Präzisierungen des Abfallbegriffs

951. Der für den Anwendungsbereich des abfallrechtlichen Regelungsregimes zentrale Abfallbegriff wird in dem Novellierungsvorschlag in Anlehnung an die bisherige Rechtsprechung des Europäischen Gerichtshofs präzisiert, teilweise aber auch weiterentwickelt. Zur Abgrenzung zwischen Abfall und Nebenprodukt normiert der Regelungsvorschlag in Art. 3a vier konstitutive Voraussetzungen für das Vorliegen eines Nebenproduktes: (a) die Gewähr der Weiterverwendung des Stoffes/Gegenstandes ist gegeben, (b) ohne dass es einer über „normale“ industrielle Verfahren hinausgehende Weiterverarbeitung bedarf, (c) der Stoff/Gegenstand wird als Bestandteil eines Her-

stellungsprozesses erzeugt sowie (d) seine weitere Verwendung erweist sich insbesondere im Hinblick auf Umwelt- und Gesundheitsstandards als rechtmäßig und führt insgesamt nicht zu schädlichen Umwelt- und Gesundheitsfolgen. Mit der expliziten Zulassung von Weiterverarbeitungsschritten und das Erfordernis der Rechtmäßigkeit der Verwendung geht diese Definition über die bisherigen Entscheidungen des Gerichtshofes hinaus (dazu: Europäische Kommission 2007; WEIDEMANN und NEUN 2006; SOBOTTA 2007). Die Bestrebungen, den Anwendungsbereich des Abfallrechts im Interesse der Rechtssicherheit zu konkretisieren, sind im Grundsatz zu begrüßen. Streitigkeiten über die Abfalleigenschaft werden sich aber auch auf Grundlage des jetzigen Definitionsansatzes nicht vermeiden lassen. Wann ein „normales“ industrielles Verfahren vorliegt, bleibt ebenso interpretationsbedürftig wie die ohnehin schon bestehende Frage nach dem integralen Bestandteil eines Produktionsprozesses. Mit der Anknüpfung an die Rechtmäßigkeit der Weiterverwendung werden die Ebenen der Begriffsbestimmung und der Zulässigkeit einer Handlung in fragwürdiger Weise miteinander vermischt, was in der Praxis zu erheblichen Umsetzungsproblemen führen dürfte. Im Kern liegt dieser Verknüpfung das Bestreben zugrunde, den Anwendungsbereich des Abfallrechts möglichst weit zu stecken. Auf diese Weise sollen letztlich die Defizite eines nur unzureichend ausgeprägten europäischen bzw. internationalen Stoff- und Produktrechts kompensiert werden: Solange die produzierten Gegenstände den bestehenden Anforderungen an eine spezifische Verwendung nicht genügen, werden sie aus dem abfallrechtlichen Regelungsregime nicht entlassen. Dem Abfallrecht bzw. seinen Instrumenten wird also die Aufgabe zugewiesen, Probleme zu lösen, die aus einer unzureichenden Umsetzung stoff- und produktrechtlicher Vorgaben entstehen. Rechtssystematisch ist ein solcher Ansatz zu kritisieren, da er zu einer Überfrachtung des Abfallrechts führt.

952. Ähnliche Probleme sind mit der vorgeschlagenen Regelung des Art. 3c verbunden, der das Ende der Abfalleigenschaft bestimmt. Danach ist ein Gegenstand aus dem abfallrechtlichen Regime entlassen, wenn (a) er ein Verwertungsverfahren durchlaufen hat, (b) gemeinhin für spezifische Zwecke genutzt wird, (c) ein Markt oder eine Nachfrage für diesen existieren, (d) die technischen Anforderungen für die spezifische Verwendung sowie sonstige Normen für die Erzeugnisse erfüllt sind sowie (e) seine Verwendung insgesamt nicht zu negativen Auswirkungen auf die Umwelt oder menschliche Gesundheit führt. Auch hier ist die Begriffsbestimmung von unbestimmten Rechtsbegriffen geprägt („spezifischer Zweck“, „insgesamt negative Auswirkungen“) und beruht auf dem Konzept eines möglichst weitreichenden Anwendungsbereichs des Abfallrechts. Die zu erwartenden Rechtsunsicherheiten werden sich durch die vorgesehene Erarbeitung näherer Kriterien zur Ausfüllung der unbestimmten Rechtsbegriffe nicht vermeiden, aber gleichwohl begrenzen lassen (Art. 3a Abs. 2, Art. 3c Abs. 1 UAbs. 3). Dies wird indes nur gelingen, wenn sich diese Kriterien an den spezifischen

Abfallströmen orientieren. Zumindest bis zum Vorliegen dieser Kriterien sind im Hinblick auf den Abfallbegriff Umsetzungsunterschiede zwischen den Mitgliedstaaten zu erwarten, die auch das Verbringungsrecht erfassen können. Solange es an den Kriterien fehlt, soll nämlich jeder Staat aufgrund der Umstände des Einzelfalls über die Abgrenzung zwischen Abfall und Produkt entscheiden (Art. 3c Abs. 2).

Abgrenzung von Beseitigung und Verwertung sowie ihre Folgen für Müllverbrennungsanlagen

953. Der Novellierungsentwurf bemüht sich um eine Präzisierung der umstrittenen und für die Frage der weiteren Entsorgungspfadsteuerung zentralen Abgrenzung zwischen Abfallverwertung und -beseitigung (Tz. 950). Nach Art. 3j soll es für die Einordnung eines Verfahrens als Verwertungsverfahren insbesondere entscheidend sein, ob die Abfälle in der Hauptsache „andere Materialien ersetzen, die ansonsten in einer bestimmten Funktion eingesetzt worden wären, […] dass sie diese Funktion innerhalb der Anlage oder in der Wirtschaft im weiteren Sinne erfüllen." Damit wird auf die „Substitutions-Rechtsprechung" des Europäischen Gerichtshofes (EuGH) (Rs. C-6/00, C-228/00, C-458/00, (dazu: SRU 2004, Tz. 667)) aufgebaut, diese aber auch weiterentwickelt. So hat der EuGH jedenfalls nicht explizit entschieden, ob eine Verwertung definitorisch immer eine Ressourcensubstitution innerhalb der betreffenden Entsorgungsanlage voraussetzt oder ob diese auch außerhalb erfolgen kann. Der Novellierungsentwurf macht sich den zweiten, inhaltlich weiter gehenden Ansatz zu eigen. Substitutionseffekte, die etwa durch die Einspeisung von Energie in ein Fernwärme- oder Stromnetz entstehen, würden für einen Verwerterstatus von Anlagen demnach zukünftig ausreichen. Dies ist sachgerecht, da die Verengung der Substitutionsbetrachtung auf Prozesse innerhalb von Anlagen einer Rechtfertigung entbehrt. Der Ansatz des Entwurfs würde mit Blick auf Müllverbrennungsanlagen (MVA) dazu führen, dass diese entgegen der bisherigen Rechtsprechung des EuGH (C-228/00, Rn. 41 ff.) grundsätzlich als Verwertungsanlagen anzusehen wären. Aufgrund des Vorrangs der Verwertung vor der Beseitigung (Tz. 957) würden Abfallströme, sofern sie nicht stofflich verwertbar sind, in Richtung MVA gelenkt. Dies erweist sich angesichts der strengen ökologischen Anforderungen der EG-Verbrennungsrichtlinie Nr. 2000/76/EG an die Verbrennung von Abfällen prinzipiell als unbedenklich.

954. Grenzüberschreitende Abfallströme in MVA genießen bei einem Verwertungsstatus dieser Anlagen einen stärkeren Schutz nach der EG-rechtlichen Warenverkehrsfreiheit und sind damit im Ausgangspunkt auch geringeren verbringungsrechtlichen Restriktionen unterworfen. Um die ausschließliche Zuständigkeit ortsnaher öffentlich-rechtlicher Entsorgungsträger für die Entsorgung von Hausmüll gegenüber der veränderten Rechtslage abzusichern, soll der Grundsatz der Entsorgungsautarkie sowie -nähe über den bestehenden Anwendungsbereich für Beseiti-

gungsanlagen hinaus auf Anlagen zur Verwertung von gemischten Siedlungsabfällen ausgedehnt werden (Art. 10 Abs. 1 des Entwurfs). Diese Regelung würde nationale Überlassungspflichten für Hausmüll als Einschränkung der Warenverkehrsfreiheit auf eine explizite, sachlich gerechtfertigte und im Übrigen auch zulässige gemeinschaftsrechtliche Grundlage stellen. Eine liberalisierte Entsorgung von Hausmüll wäre demgegenüber mit einem erheblichen, aus Umweltsicht kritisch zu bewertenden Kontrollverlust über die Abfallströme verbunden. Dieser wäre nicht durch wesentliche Effizienzvorteile gerechtfertigt (SRU 2004, Tz. 670 f.). Die jetzt vorgeschlagene Regelung stellt eine Kohärenz zu den Vorgaben des neuen Abfallverbringungsrechts her. Dieses sieht vor, dass für die Verbringung von Hausmüll die weitreichenden Einwandsmöglichkeiten zur Anwendung kommen, die für Exporte zum Zwecke der Abfallbeseitigung gelten (Art. 3 Abs. 5, Art. 11 Abs. 1 Buchst. i AbfVerbrV). Dies gilt unabhängig von der beabsichtigten Entsorgungsform.

Über Hausmüll hinaus soll die Entsorgungsautarkie entsprechend der AbfVerbrV auch auf Abfälle anderer Erzeuger erstreckt werden, die mit den gemischten Siedlungsabfällen eingesammelt werden. Welche Abfälle unter welchen Voraussetzungen den öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträgern damit zugewiesen werden können, bestimmt der Entwurf jedoch nicht näher. Rechtliche Unsicherheiten hinsichtlich der europarechtlichen Zulässigkeit öffentlich-rechtlicher Überlassungspflichten für hausmüllähnliche Gewerbeabfälle würden damit auch weiterhin ungeklärt bleiben (dazu: SRU 2002, Tz. 806 ff.).

955. Auf Seiten des Importstaates knüpft der Novellierungsentwurf an die Einordnung eines Abfalls als Verwertungsabfall im Falle einer Abfallverbringung einen Einwandsgrund, der über die AbfVerbrV hinausgeht. Danach soll dem Import von Verwertungsabfall das Argument entgegengehalten werden können, dass dieser inländische Abfälle in die Abfallbeseitigung abdrängt oder zu einer Entsorgung inländischer Abfälle führt, die im Widerspruch zu dem nationalen Abfallbewirtschaftungsplan steht (Art. 10 Abs. 2 S. 1). Diese, die Abfallhierarchie (Tz. 957 ff.) flankierende Regelung, ist auf Befürchtungen der neuen EU-Mitgliedstaaten zurückzuführen, dort eventuell existierende günstigere Entsorgungspreise könnten einen Importsog an Abfällen auslösen (WENDENBURG 2007, S. 153). Ob diese Regelung überhaupt praktische Relevanz entfalten wird, erscheint schon deswegen zweifelhaft, weil sich Verdrängungseffekte im Hinblick auf Abfallströme nur sehr begrenzt nachweisen lassen.

956. Die prinzipielle Anerkennung des Verwerterstatus von MVA wird dadurch relativiert, dass der Entwurf den Status von MVA vom Einhalten bestimmter Energieeffizienzwerte abhängig machen will: Gemäß Buchst. R1 des Anhangs 2 sind Anlagen zur Verbrennung von Siedlungsabfall nur dann als Abfallverwerter einzustufen, wenn sie über eine Energieeffizienz von 0,65 (bei Neuanlagen, die nach dem 1. Januar 2009

genehmigt werden) bzw. 0,6 (bei anderen Anlagen) verfügen. Mit diesen Werten sollen aus Gründen des Klima- und Ressourcenschutzes Anreize für Investitionen in effizientere MVA gesetzt werden (PETERSEN 2007, S. 456). Europaweite Anstrengungen zur Verbesserung der Energieeffizienz von MVA sind zu befürworten. Zu bezweifeln ist indessen, dass die definitorische Abgrenzung von Abfallverwertung und Abfallbeseitigung dazu der richtige Ort ist. Darüber hinaus entbehren die Energieeffizienzkriterien hinsichtlich ihrer Höhe und der zu berücksichtigenden Berechnungsparameter einer wissenschaftlichen Ableitung (BECKMANN et al. 2007; BAARS und NOTTRODT 2007; SCHINK 2007, S. 53). Für die Bundesrepublik dürften die Innovationsimpulse dieser Standards nach existierenden Abschätzungen schließlich begrenzt sein. Bereits heute werden schätzungsweise 70 % der bestehenden MVA oberhalb des Schwellenwertes betrieben (PETERSEN 2007). Richtwerte machen in Anbetracht der großen Differenzen hinsichtlich der Randbedingungen überdies nur Sinn, wenn sie einer periodischen Überprüfung und Weiterentwicklung unterliegen. Ein solcher Überprüfungsprozess sollte in der Richtlinie explizit verankert werden.

Ausdifferenzierung der Abfallhierarchie unter instrumenteller Stärkung der Abfallvermeidung

957. Nach der Europäischen Kommission und dem Parlament (Europäische Kommission 2005b; Europäisches Parlament 2006) hat sich nunmehr auch der Rat in seiner Gemeinsamen Stellungnahme für eine weitere Ausdifferenzierung der Abfallhierarchie ausgesprochen. An die Stelle der bisherigen dreistufigen Hierarchie soll zum Zwecke des Umwelt- und Ressourcenschutzes eine fünfstufige Prioritätenreihenfolge mit näherer Abschichtung der Verwertungsstufe treten (Vermeidung, Aufbereitung für die Wiederverwendung, Recycling, andere Formen der Verwertung, Beseitigung). Dieser generellen Festlegung einer Stufenfolge kommt praktische Relevanz zu, da sie für die spätere Fixierung von Entsorgungspfaden vorentscheidend ist. Allerdings lässt sich die Frage nach der umweltverträglichsten Form der Entsorgung nicht pauschal, sondern allenfalls fallgruppenweise beantworten (SRU 2002, Tz. 774; 2004, Tz. 678 ff.; vgl. dazu ebenfalls die unter Tz. 895 ff. dargestellten Probleme bei der Entsorgung von Klärschlämmen und Bioabfällen). Die Abfallhierarchie mit ihrem generellen Vorrang der Verwertung vor der Beseitigung oder der nunmehr vorgesehenen „Verwertungskaskade“ kann demzufolge lediglich einen allgemeinen Orientierungsrahmen für staatliche Maßnahmen bilden. Bereits das Primat der Abfallvermeidung erweist sich ohne Berücksichtigung eventueller Substitutionswirkungen nicht als tragfähig. Dieser Tatsache wird der Richtlinien-entwurf zwar gerecht, da er die Abfallhierarchie nicht als streng einzuhaltende Regel, sondern lediglich als „guiding principle“ definiert. Unter welchen Voraussetzungen von diesem Prinzip abgewichen werden kann, definiert die Richtlinie hingegen nicht eindeutig, wodurch das Prinzip an Steuerungswirkung verliert. Während

Art. 7a Abs. 2 UAbs. 1 im Hinblick auf die Abweichung von der Abfallhierarchie noch den deutlichen und relativ begrenzten Vorbehalt eines bestmöglichen Umweltschutzes konstituiert, wird die Hierarchie im Folgenden zusätzlich durch eine Auflistung weiterer, teils überlappender und nicht umweltspezifischer Entscheidungskriterien relativiert. Genannt werden die Aspekte der Vorsorge und Nachhaltigkeit, technischen Machbarkeit, wirtschaftlichen Durchführbarkeit, Ressourcenschutz, Gesamtauswirkungen auf Umwelt, Gesundheit, wirtschaftliche und soziale Folgen.

958. Auf instrumenteller Ebene ist eine Stärkung der Abfallvermeidungsmaßnahmen vorgesehen. Die Mitgliedstaaten werden angehalten, Abfallvermeidungsprogramme aufzustellen (Art. 26a des Entwurfs). Angesichts des zu erwartenden Anstiegs der Abfallmengen in Europa (Europäische Kommission 2003) erweisen sich stärkere Bestrebungen auf der ersten Stufe der Abfallhierarchie als notwendig, um Umweltprobleme, die typischerweise mit der Entsorgung von Abfällen einhergehen, an der Quelle zu verringern. Ob das jetzt vorgesehene Konzept von Vermeidungsprogrammen jedoch einen relevanten Betrag zur Abfallvermeidung leisten kann, ist zu bezweifeln. Zum einen definiert der jetzige Novellierungsvorschlag im Gegensatz zu den Vorstellungen des Europäischen Parlaments (Europäisches Parlament 2006) weder messbare Abfallvermeidungsziele selbst, noch verpflichtet er die Mitgliedstaaten explizit, solche festzulegen. Darüber hinaus werden an die Programmerstellung nur sehr weiche Vorgaben für konkrete Maßnahmen geknüpft. Der Richtlinienentwurf erwähnt in Anhang 4 lediglich Beispiele für Abfallvermeidungsmaßnahmen, die in den nationalen Programmen Aufnahme finden können. Trotz verschiedener erwägenswerter Ansätze (Förderung von Ökodesign, Schulung der Behörden hinsichtlich der Möglichkeiten zur Formulierung von Abfallvermeidungsauflagen bei Genehmigungen, umweltfreundliche Beschaffung) bleiben diese insgesamt eher unspezifisch. Dies ist bedauerlich, da die bisherigen mitgliedstaatlichen und EU-weiten Vermeidungsziele auch an einer mangelnden Instrumentierung gescheitert sind (Europäische Kommission 2003, S. 19). Als essenziell für den Erfolg von Abfallvermeidungsmaßnahmen ist jedenfalls eine Anknüpfung an die Abfallverursacherpolitiken abzusehen. Gerade Fragen der Produktgestaltung setzen zu einem Zeitpunkt an einen Gegenstand/Stoff an, in dem dieser noch keine Abfalleigenschaft aufweist und somit nicht unter das Abfallregime fällt. Das Abfallrecht allein erweist sich insoweit kaum als geeignetes Steuerungsinstrument.

959. Die im Entwurf vorgesehene Verpflichtung, Abfallvermeidungsmaßnahmen zu beschreiben, zu überwachen und ihre Zweckmäßigkeit zu bewerten, könnte idealerweise allerdings einen Lernprozess im Hinblick auf wirksame Abfallvermeidung auslösen. Von diesem Prozess wären auch Impulse für andere Sektorpolitiken denkbar. Ein europaweiter Lernprozess setzt als notwendige Erfolgsbedingung eine Vergleichbarkeit der nationalen Abfallbewirtschaftungsprogramme – gegebenenfalls unter Differenzierung der Mitgliedstaaten nach bestimmten sozio-ökonomischen Rahmenbedin-

gungen – voraus. Die Leitlinien, die die Kommission für die Ausarbeitung der nationalen Programme vorlegen soll (Art. 26a Abs. 3b), sollten diese Vergleichbarkeit sicherstellen. Ein System zum Informationsaustausch über „Best Practice“-Beispiele im Bereich der Abfallvermeidung, wie es in den Regelungsvorschlägen des Parlamentes vorgesehen war (Europäisches Parlament 2006), würde den Lernprozess zusätzlich unterstützen.

Erweiterte Produktverantwortung

960. In inhaltlicher Hinsicht zu begrüßen ist die Anerkennung eines allgemeinen Grundsatzes der Produktverantwortung (Art. 4a). Er bringt in Konkretisierung des Verursacherprinzips den Gedanken der Verantwortung des Herstellers für den gesamten Lebenszyklus seines Produktes zum Ausdruck. Als problematisch erweist sich die Regelung allerdings im Hinblick auf ihren Adressaten und ihre rechtssystematische Verortung. Nach dem Wortlaut des Entwurfs soll sich der Grundsatz unmittelbar nur auf die Mitgliedstaaten beziehen. Aus Gründen des einheitlichen Binnenmarktes erweist es sich unterdessen als sachgerecht, europaweit harmonisierte Produktverantwortungsregelungen festzulegen. Insofern wäre eine Verankerung der Produktverantwortung als ein Prinzip des europäischen Abfallrechts wünschenswert, das auch an die Gemeinschaftsorgane adressiert ist. Davon unabhängig wirft die (alleinige) Verortung des Prinzips im Abfallrecht im Hinblick auf die abzudeckenden Sachbereiche Schwierigkeiten auf. Das Abfallrecht ist funktional nicht darauf ausgerichtet, den gesamten Lebenszyklus eines Produkts zu umfassen. Dementsprechend kann es insoweit kaum eine umfassende Steuerungswirkung entfalten (Tz. 950). Schließlich erweist sich das Prinzip der Produktverantwortung im Hinblick auf die Vielfalt möglicher Ausprägungen und Implementierungen als stark ausfüllungsbedürftig und stellt damit hohe Anforderungen an die Umweltpolitik (Tz. 936).

Weiterentwicklung von Umweltstandards

961. Zu begrüßen ist das Ziel des Novellierungsentwurfs, die unterschiedlichen Zulassungserfordernisse weitgehend anzugleichen, die nach der geltenden AbfallRRL für Anlagen und Unternehmungen zur Abfallbeseitigung und zur Abfallverwertung existieren. In Bezug auf die materiell-rechtlichen Zulassungsanforderungen räumt Art. 25a des Entwurfes der Kommission das Recht ein, technische Mindestanforderungen für Verwertungs- und Beseitigungstätigkeiten zu formulieren. Dies eröffnet die Möglichkeit einer weiter gehenden Harmonisierung von Umweltstandards, die einem innergemeinschaftlichen Niveaugefälle entgegenwirkt. Besonders begrüßenswert ist dabei, dass die Mindestanforderungen den Stand der Technik im Sinne der Richtlinie über die Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU) berücksichtigen müssen (zum ursprünglichen Ansatz der Kommission, den Anwendungs-

bereich der IVU-Richtlinie auszuweiten: Europäische Kommission 2003). Dies soll allerdings nicht für Verwertungstätigkeiten gelten, die von den Mitgliedstaaten von der Genehmigungspflicht ausgenommen werden. Auch im Falle der genehmigungsfreien Eigenbeseitigung von Abfällen wird der Bezug auf die besten verfügbaren Techniken inhaltlich abgeschwächt („sollte Rechnung getragen werden"). Gleichwohl wäre ebenfalls in diesen Fällen eine Anbindung der Anlagen/Unternehmungen an den BAT (best available techniques) jedoch gerechtfertigt.

962. Über den Bereich der gefährlichen Abfälle hinaus etabliert der Novellierungsvorschlag des Rates keine Pflicht, Standards zur Begrenzung von Schadstofffrachten zu formulieren, die bereits an dem Produkt oder dem Abfall selbst ansetzen. Auch soweit es um die Kriterien geht, anhand derer das Ende der Abfalleigenschaft bestimmt werden soll (Tz. 952), sollen nur „erforderlichenfalls" Grenzwerte für Schadstoffe festgesetzt werden. Neben anlagen- und tätigkeitsbezogenen Regelungen zur Verwertung/Beseitigung sind nähere Standards zur Begrenzung der Schadstofffrachten indes unverzichtbar, um die dem Abfall immanenten stoffbezogenen Risiken sachgerecht abdecken zu können.

Fazit

963. Die vorliegenden Novellierungsvorschläge zur AbfRRL führen den bisherigen regulativen Ansatz des existierenden Abfallrechts in Richtung auf ein umfassendes Stoffstrom- und Ressourcennutzungsrecht sowie eine rechtliche Feinsteuerung der Abfallströme weiter. Damit wird die Gefahr einer Überfrachtung des abfallrechtlichen Regelungsregimes verstärkt. Zwar kann das Abfallrecht einen wichtigen Beitrag leisten, um das Ziel einer möglichst schonenden Ressourcennutzung zu erreichen. Der Ressourcenverbrauch und -einsatz lässt sich aber gleichwohl nicht primär über das Abfallrecht steuern. Vielmehr bedarf es einer konsequenten Weiterentwicklung des europäischen Stoff- und Produktrechts und einer sachgerechten Ausgestaltung der Schnittstellen zwischen den verschiedenen Rechtsmaterien. Im Rahmen derartig aufeinander abgestimmter Regelungsbereiche kommt dem Abfallrecht lediglich die Funktion eines transitorischen Rechts zu, das weiterverwertbare Ressourcen im Stoffkreislauf hält und nicht mehr nutzbare Stoffe dauerhaft schadlos aus dem Kreislauf ausscheidet.

11 Landwirtschaft

Botschaften

In der Vergangenheit wurden keine ausreichenden Fortschritte bei der Reduzierung der negativen Umweltauswirkungen durch die Landwirtschaft erreicht. Die Entwicklungen auf den Weltagrarmärkten, gekoppelt mit dem Boom der Bioenergie, verstärken den Trend zu einer Intensivierung. Bestehende Probleme wie Belastung durch Dünge- oder Pflanzenschutzmittel und Flächenkonkurrenzen insbesondere mit dem Naturschutz werden hierdurch voraussichtlich weiter verschärft.

Die Ausgestaltung der EU-Agrarpolitik seit 2004 hat die in sie gesetzten Erwartungen bezüglich der Umweltentlastungen nicht in ausreichendem Maße erfüllt (vgl. SRU 2004a). Eine konsequente Integration von Umweltzielen müsste sich vor allem in einer entsprechenden Finanzmittelverteilung auf EU-, Bundes- und Länderebene ausdrücken. Außerdem ist es erforderlich, die Mittel mit einem möglichst hohen Effekt für die Umwelt einzusetzen. Anstatt die ländliche Entwicklung einschließlich der Agrarumweltmaßnahmen (2. Säule) konsequent zu stärken, haben der Europäische Rat und die Bundesländer die in der EU-Haushaltperiode 2007 bis 2013 verfügbaren Mittel zum Teil drastisch gekürzt. In Deutschland stehen deshalb in der 2. Säule im Durchschnitt circa 23 % weniger Mittel gegenüber der vorangegangen Förderperiode zur Verfügung. Die verbleibenden Mittel werden von vielen Bundesländern zudem weder auf die Agrarumweltmaßnahmen konzentriert noch gezielt mit höchster Umwelteffektivität ausgegeben. Die finanziellen Einschnitte und die mangelnde Umweltorientierung der Agrarpolitik stehen in keinem Verhältnis zu den gewachsenen Aufgaben, die unter anderem die Umsetzung von NATURA 2000 und der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) und Anpassungen an den Klimawandel umfassen. Im europäischen Vergleich ist die deutsche Agrarpolitik insgesamt lediglich Mittelmaß bezüglich ihrer Bemühungen um die Integration von Umweltbelangen.

Die Chancen stehen gut, diese unbefriedigende Situation zu verbessern. Es ist davon auszugehen, dass die Überprüfung der Ausgaben für die EU-Agrarpolitik 2008/2009 die Zahlungen aus der 1. Säule infrage stellen wird. Angesichts hoher Weltmarktpreise für landwirtschaftliche Erzeugnisse sinkt die Legitimierbarkeit der Direktzahlungen drastisch. Die derzeitigen Akteursstrukturen in der Europäischen Agrarpolitik könnten zudem umfassende Reformen der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) begünstigen, die Umweltzielen eine hohe Bedeutung beimessen. Deutschland kommt in diesem Zusammenhang eine Schlüsselfunktion in der EU zu. Um Reformblockaden in der deutschen Politik zu vermeiden, befürwortet der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) eine Umorientierung im Rahmen des Gesamtkonzeptes einer ökologisch und wohlfahrtstaatlich flankierten Liberalisierung.

Im Einzelnen werden folgende Schritte vorgeschlagen:

- Die Bundesregierung sollte sich dafür einsetzen, über die Empfehlungen des „Health Check“ (Zwischenbilanz der EU-Agrarreform) hinaus das Ungleichgewicht zwischen 1. und 2. Säule weiter abzubauen. Ab 2013 sollte die erste Säule weitgehend aufgegeben werden und die heutige 2. Säule konsequent zu einer Politik für den ländlichen Raum ausgebaut werden. Ein deutlicher Schwerpunkt sollte dabei auf der Honorierung von Umwelt- und Naturschutzleistungen durch Landnutzer liegen. Direktzahlungen für die Einhaltung von Verursacherpflichten im Rahmen der guten fachlichen Praxis sind nur dann sinnvoll und vertretbar, wenn diese unter Weltmarktbedingungen nicht ohne Entschädigung abverlangt werden können oder deren Effektivität nicht situationsabhängig ist.
- Parallel dazu sollten erste Ansätze in verschiedenen Bundesländern gestärkt werden, die auf eine Effizienzverbesserung von Agrarumweltmaßnahmen (AUM) abzielen. Diese sollten auf Bedarfsflächen gelenkt, Leistungen ausgeschrieben und Zahlungen am erzielten Ergebnis orientiert werden.
- Die Einhaltung der guten fachlichen Praxis und der Cross Compliance-Auflagen sowie die Erbringung von Naturschutzleistungen sollten durch die Förderung der Umweltberatung der Landwirte verbessert werden.
- Zur Reduzierung der Stickstoffeinträge ist die Einführung einer Stickstoffüberschussabgabe notwendig.
- Um den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln zu verringern, wird die Vorgabe eines quantitativen Minderungsziels sowie die Einführung eines risikobasierten Abgabensystems empfohlen.
- Stoffeinträge in Gewässer und andere empfindliche Lebensräume sollten durch die Anlage von Pufferstreifen unter Nutzung einer reformierten obligatorischen Flächenstilllegung wirksam vermindert werden.
- Bei der Tierhaltung in der Landwirtschaft ist es erforderlich, den prophylaktischen Einsatz von Antibiotika auf das unabdingbar gebotene Mindestmaß zu reduzieren.

Die Landwirtschaft in Deutschland ist mit einem Anteil von rund 13 % ein erheblicher Emittent von Treibhausgasen (THG). In erster Linie sollten deshalb zusätzliche Emissionen vermieden und Potenziale zur THG-Minderung und Speicherung in der Landwirtschaft verstärkt genutzt und gefördert werden. Dabei werden in der Regel Synergien mit dem Naturschutz entstehen. Der ökologische Landbau sollte für seine vielfältigen, flächendeckend umweltrelevanten Leistungen in Form einer Umstellungsprämie und einer Grundförderung honoriert werden.

11.1 Einleitung

964. In den vorausgegangenen Kapiteln wurde die zentrale Bedeutung einer umweltschonenden Landwirtschaft für einen leistungsfähigen Naturhaushalt und insbesondere die Biodiversität, die Böden und den Wasserhaushalt bereits betont. Gleichzeitig stellt sich heraus, dass Umweltreformen im Agrarsektor nur langsam vorankommen und derzeit sogar Rückschritte zu verzeichnen sind. Ob es gelingt, die Landwirtschaft umweltschonend zu gestalten, hängt von der engen Verzahnung zwischen Umwelt- und Agrarpolitik ab. Je anspruchsloser die Verursacherpflichten durch das Umweltrecht gesetzt sind oder vollzogen werden, um so besser müssen Anreizinstrumente wie die Agrarumweltprogramme mit öffentlichen Finanzen und Verwaltungskapazitäten ausgestattet werden, um Umwelt- und Naturschutz auf freiwilliger Basis finanzieren zu können. Umgekehrt ziehen anspruchsvolle rechtliche Pflichten einen geringeren Finanzeinsatz, aber einen hohen Kontrollaufwand und Akzeptanzdefizite nach sich. Deshalb sind die rechtlichen Regelungen und die Haushaltsansätze im Agrarumweltbereich die entscheidenden Indikatoren für eine gelungene Integration der Umweltziele in die Agrarpolitik. Die folgenden Ausführungen schließen an vorliegende Vorschläge des SRU an (s. insb. SRU 2004a; aber auch SRU 2002a; 2007a) und untersuchen

- die neuesten Entwicklungen der Landwirtschaft bezüglich ihrer Umweltauswirkungen;
- in welchem Ausmaß die bisherigen Rechtsinstrumente und deren Vollzug (gute fachliche Praxis (gfP), Cross Compliance (CC)) Umweltbelastungen reduzieren;
- ob die Agrarpolitik seit 2007 und insbesondere die Ausgestaltung und Finanzierung von Umweltleistungen den Handlungserfordernissen genügt;
- welche speziellen Maßnahmen zur Reduzierung stofflicher Einträge (Stickstoff (N) und Pflanzenschutzmittel, Tierarzneimittel) angezeigt erscheinen;
- ob der ökologische Landbau als Alternative zur konventionellen Bewirtschaftung besonders förderwürdig ist und
- wie mit der „grünen“ Gentechnik umgegangen werden sollte.

Politische Möglichkeiten und Grenzen für Reformansätze im Agrarsektor werden analysiert und daraus strategische Empfehlungen zur Ausgestaltung einer umweltorientierten Agrarreform gezogen.

Soweit Daten vorlagen, wurde die Agrar(umwelt)politik des Bundes bzw. der Länder in einen europäischen Kontext gestellt.

11.2 Umweltauswirkungen der Landwirtschaft

965. Zu den positiven Umweltauswirkungen der Landwirtschaft zählt – bei naturschonender Bewirtschaftung – der Erhalt einer arten- und strukturreichen Kulturlandschaft mit Funktionen für den Naturhaushalt und die Naherholung. Stärker in den Vordergrund treten jedoch die durch Landwirtschaft hervorgerufenen Beeinträchtigungen des Naturhaushaltes (EEA 2006, S. 18) und der Biodiversität. Die Erhaltung von nutzungsabhängigen Umweltqualitäten und die Bewältigung der Umweltprobleme der Landwirtschaft haben sich zu einer der größten Herausforderungen für den Umwelt- und Naturschutz entwickelt (SRU 2004a, Tz. 225 ff.). Trotz dieses Wissens sind die Erfolge des Umweltschutzes in diesem Sektor deutlich geringer als in anderen Bereichen wie zum Beispiel bei der Gewässer- oder Luftreinhaltung.

966. Die Freisetzung von Stickstoffverbindungen begünstigt die Versauerung von Böden sowie die Eutrophierung von Gewässern und beschleunigt den Klimawandel. Der Einsatz von chemischem Stickstoffdünger allein für Futteranbau und Grünland belief sich in Deutschland auf 1 247 000 t/a (für 2001), entsprechend einem Anteil von 62 % am Gesamtstickstoffaufkommen in Deutschland. Die Stickstoffeinträge in Fließgewässer (rund 690 000 t im Jahr 2000) stammen nur zu 19 % aus punktförmigen Quellen, der größere Anteil erfolgt über diffuse Einträge (62 %) überwiegend aus der Landwirtschaft (UBA 2007a). Die Stickstoffeinträge der Landwirtschaft in Fließgewässer entsprechen insgesamt circa 30 % der in Deutschland aufgebrachten mineralischen Stickstoffdünger. Besonders problematisch sind Gebiete mit hohem Viehbesatz. Die Stickstoffüberschüsse der Gesamtbilanz für Deutschland gingen zwar zwischen 1990 und 2004 um 8 % von 115,6 auf 103,9 kg pro Hektar und Jahr landwirtschaftlich genutzter Fläche zurück (UBA 2007a). Durch die verstärkte Nachfrage nach Bioenergiepflanzen besteht jedoch ein Risiko, das durch Bewirtschaftung von zuvor stillgelegten Flächen und die Ausbreitung von intensiv genutzten Kulturen der Trend wieder umgekehrt wird (vgl. SRU 2007a, Tz. 27). Die nach wie vor bei weitem zu hohen Einträge von Nährstoffen in die Ökosysteme (s. Tz. 335) zeigen deutlich, dass entweder die Bewirtschaftung im Rahmen der gesetzlichen Bestimmungen der gfP oder – wahrscheinlicher – deren Vollzug durch Umweltberatung und Kontrollen bisher nicht ausgereicht haben, um die Nährstoffeinträge in die Ökosysteme zufriedenstellend zu reduzieren. Auch die gfP sollte so ausgestaltet werden, dass Austräge weitestgehend reduziert werden. So lässt die Neufassung der Düngeverordnung (DüV) in tierhaltenden Betrieben sehr hohe N-Überschüsse zu. Begrenzt wird nur ein Netto-Überschuss unter Anrechnung „unvermeidbarer Verluste“.

967. Durch die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in der Landwirtschaft werden seit Jahrzehnten Pflanzenschutzmittelwirkstoffe in die Umwelt eingetragen. Sie können Boden und Wasser belasten, die biologische Vielfalt beeinflussen (s. a. SRU 2004a,

Tz. 338 ff.) und werden seit Jahren mit gleichbleibender Häufigkeit im Grund- und Oberflächenwasser gefunden. Dabei werden häufig erhöhte Wirkstoffkonzentrationen im Grundwasser und Überschreitungen der Grenzwerte für Trinkwasser gemessen (s. Kap. 8.6). Zur Reduktion der Umweltauswirkungen sollten derartige Einträge weitestgehend vermieden werden.

968. Der Einsatz von Tierarzneimitteln in der Landwirtschaft ist mit Risiken für die Umwelt und der Gesundheit verbunden. Es gibt Hinweise, dass der Einsatz von Antibiotika in der Landwirtschaft zur Ausbreitung von Resistenzen beim Menschen beiträgt. Außerdem gelangen die Arzneimittel über die Ausscheidungsprodukte der Tiere, entweder direkt bei der Weidehaltung oder indirekt über die Ausbringung von Gülle oder Festmist, in die Böden. Inwieweit die Bodenbiozönose durch die Antibiotikaeinträge beeinträchtigt wird, kann bei heutigem Kenntnisstand noch nicht abschließend bewertet werden. Nachweislich hat aber der Einsatz von Antiparasitika in der Landwirtschaft lokal einen negativen Einfluss auf dungabbauende Insekten, was den Prozess der Nährstoffregenerierung beeinträchtigen könnte (SRU 2007b).

969. Erheblich ist ebenfalls der Beitrag der Landwirtschaft zur Emission von THG, die zum Klimawandel beitragen. Insbesondere die Veränderung von Landnutzungen (z. B. ein verstärkter Umbruch von Grünland) und eine überproportionierte Stickstoffdüngung kann zusätzliche klimarelevante Gase freisetzen (Tz. 230).

11.3 Rechtliche Regelungen für eine umweltschonende Landwirtschaft: Gute fachliche Praxis und Cross Compliance

970. Eine umweltschonende Landwirtschaft kann durch rechtliche Regelungen sowie einen entsprechenden Vollzug und/oder durch ökonomische Anreize herbeigeführt werden. Dabei bestimmt das Anspruchsniveau der rechtlichen Regelungen darüber, in welchem Umfang zum Ausgleich Finanzmittel für Umweltleistungen notwendig werden. Dieses Verhältnis hat sich in Deutschland und der EU durch die Einführung der CC-Regelung seit der Agrarreform 2003 verändert.

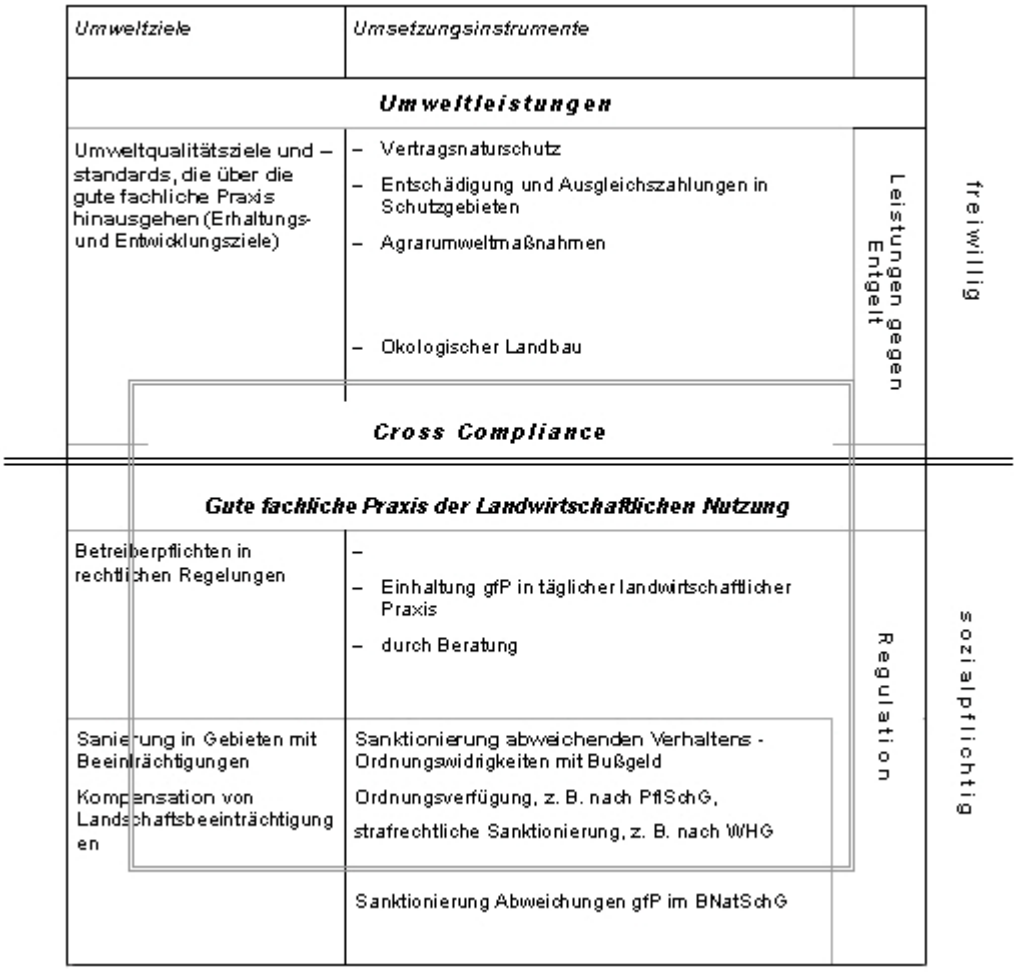
Gute fachliche Praxis und deren Verhältnis zu den Agrarumweltmaßnahmen

971. Die für die Landwirtschaft relevanten rechtlichen Regelungen finden sich in verschiedenen Gesetzen und Verordnungen (Natur- und Gewässerschutzrecht, Düngemittelrecht, Pflanzenschutzmittelrecht u. a.) (SRU 2002a). Durch diese wird die gfP als das von Landwirten bei ihrer Landnutzung zwingend und ohne Entschädigung einzuhaltende ökologische und sicherheitstechnische Schutzniveau definiert (SRU 2002a, Kap. 5.2.7), (s. Abb. 11-1). Die Standards der gfP entstammen der Umweltgesetz-

gebung auf europäischer bzw. nationaler Ebene. Dem Prinzip der Subsidiarität folgend, kann der nationale Gesetzgeber dabei schärfere Regelungen für die gfP festlegen als die EU. Viele Regelungen der gfP sind in Gesetzen und Verordnungen unbestimmt formuliert. Um das angestrebte Umweltziel zu erreichen, bedarf es deshalb der fachlichen Konkretisierung (PLACHTER et al. 2005) sowie der Beratung und Kontrolle. Sowohl Umweltberatung als auch Kontrolle der gfP sind in Deutschland bisher offensichtlich nicht ausreichend – gemessen an den Pflanzenschutzmittel- oder Düngemittelfunden in der Umwelt, die auf einen Einsatz außerhalb der gfP schließen lassen (s. Kap. 8.6).

Abbildung 11-1

Prinzip der Position der guten fachlichen Praxis im Verhältnis zu Umweltleistungen



SRU/UG 2008/Abb. 11-1

Das Anspruchsniveau der gfP in Deutschland umfasst im Grundsatz handlungs- und verursacherbezogene Regelungen, die überall anzuwenden sind. Standortspezifische Probleme, wie ein besonderes Risiko der Grundwasserverunreinigung, werden nur ansatzweise und unzureichend durch die gfP geregelt (vgl. Tz. 454; SRU 2002a,

Tz. 359). Durch das Niveau der gfP wird gleichzeitig definiert, was als über die gfP-Mindestpflichten hinausgehende zusätzliche Leistung der Landwirtschaft angesehen und damit honoriert werden kann (s. Abb. 11-1). Die novellierte ELER-Verordnung (ELER-VO) über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums hat die Finanzierung von AUM überdies auf Fälle der Übernahme von Verpflichtungen begrenzt, die über die obligatorischen Grundanforderungen der CC (Tz. 972 f.) hinausgehen. AUM werden in Deutschland von den Bundesländern und größtenteils über die EU kofinanziert, teilweise vom Bund (über die GAK (Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes")) mitfinanziert oder aber rein länderfinanziert angeboten (s. Kap. 11.4). In den schutzwürdigsten und empfindlichsten Räumen wird die Umwelterhaltung teilweise durch Schutzgebietsausweisungen sichergestellt. Dies kann wiederum mit Agrarumweltmaßnahmen kombiniert werden. Das Budget für Agrarumweltmaßnahmen müsste so ausgestattet sein, dass

- ausreichende Entschädigungen für in Schutzverordnungen vorgeschriebene (über die Sozialpflichtigkeit des Eigentums und den Status Quo hinausgehende) Maßnahmen gezahlt werden können (vgl. SRU 2002b, Tz. 339 sowie di FABIO 1995, S.127) und darüber hinaus
- für Landwirte ausreichende Anreize bestehen, standortabhängige Umweltanforderungen, die nicht durch die gfP geregelt oder in Schutzgebietsverordnungen vorgeschriebenen sind, freiwillig und gegen Bezahlung zu erfüllen (z. B. gesellschaftlich erwünschte Serviceleistungen im Umweltbereich).

Dies ist gegenwärtig nicht der Fall (s. Kap. 11.4).

Cross Compliance

972. Mit Einführung der CC wurde die Zahlung finanzieller Subventionen aus der 1. Säule des GAP von der Einhaltung verschiedener Mindestanforderungen aus dem Bereich des Umwelt- und Tierschutzes sowie der Lebensmittelsicherheit abhängig gemacht (Verordnung 1782/2003 mit gemeinsamen Regeln für Direktzahlungen). Diese Konditionierung der Beihilfezahlungen stellt ein umweltpolitisches Steuerungsinstrument dar, das für die Landwirte einen negativen finanziellen Anreiz zur Umsetzung einschlägiger fachrechtlicher Normen erzeugen soll. Bei diesen Vorgaben handelt es sich zum einen um die „Grundanforderungen an die Betriebsführung", die aus verschiedenen EG-rechtlichen Verordnungen und Richtlinien in den genannten Regelungsbereichen abgeleitet werden. Zum anderen soll die CC Vorgaben für einen „guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand" (GLÖZ) sowie für den Erhalt des Dauergrünlandes absichern. Der auf sämtlichen prämienberechtigten Flächen einzuhaltende europarechtliche Mindeststandard des GLÖZ ist von den Mitgliedstaaten näher zu präzisieren. In Deutschland ist dies für die Förderflächen durch das Direktzahlun-

gen-Verpflichtungengesetz (DirektzahlVerpflG) sowie die darauf gestützte Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung (DirektzahlVerpflV) geschehen.

Auf der europäischen Ebene wurden mit der CC somit Fach- und Förderrecht eng miteinander verknüpft (NITSCH und OSTERBURG 2007). In Deutschland wurde erwartet, dass die CC-Regelung einen besseren Vollzug des umweltbezogenen Fachrechts gewährleisten und beispielsweise die Gefahr des Grünlandumbruchs aufgrund wegfallender Milchquoten und Tierprämien entschärfen würde (SRU 2004a, Tz. 263).

Mit der Bindung der Direktzahlungen an die CC-Auflagen sollten die Agrarsubventionen überdies besser gerechtfertigt werden (s. Konzept der multifunktionalen Landwirtschaft der EU in SRU 2004a, Tz. 244). Die Einhaltung von Umweltauflagen ist nun Voraussetzung für den Erhalt von öffentlichen Mitteln. Die CC-Auflagen gehen teilweise über das vom deutschen Gesetzgeber festgelegte Niveau der entschädigungslos einzuhaltenden Mindestauflagen der Landwirtschaft hinaus, teilweise bleiben sie jedoch auch dahinter zurück.

973. Für die CC-Auflagen ist eine jährliche Kontrollrate von mindestens 1 % der teilnehmenden landwirtschaftlichen Betriebe vorgeschrieben. Diese Kontrolldichte liegt – aus nicht nachvollziehbaren Gründen – weit unter der 5 %igen Kontrollrate von Betrieben, die freiwillig an Agrarumweltprogrammen teilnehmen. Darüber hinaus erfolgen Kontrollen in der Regel nach Voranmeldung und beschränken sich in der Regel auf die schriftliche Dokumentation. Die Ergebnisse einer derartigen Stichprobe sind deshalb nur sehr bedingt aussagekräftig. Der Stichprobe zufolge hat CC in Deutschland und anderen europäischen Ländern offenbar zu einem besseren Vollzug des umweltbezogenen Fachrechts geführt (SILCOCK und SWALES 2007; s. a. Kap. 5). Im Jahr 2005 wurden zwar in 22 % der kontrollierten Betriebe in Deutschland Verstöße gegen die Einhaltung der CC-Auflagen festgestellt, diese betrafen aber überwiegend den Bereich der Tierkennzeichnung. Gegen Umweltauflagen, insbesondere die Nitratrichtlinie (Nitrat-RL), verstießen nur 1,8 % der kontrollierten Betriebe (Deutscher Bundestag 2007; ähnlich in England, s. NITSCH und OSTERBURG 2007). In 17 Mitgliedstaaten fand die Europäische Kommission für das Jahr 2005 insgesamt 71 % der Regelverstöße im Rahmen der Tierkennzeichnung und -registrierung, 13 % im Bereich des GLÖZ und 10 % der Direktzahlungsempfänger verstießen gegen die Nitrat-RL (Europäische Kommission 2007a).

Teilweise können in anderen EU-Mitgliedstaaten Standards auf regionaler Ebene variieren (NITSCH und OSTERBURG 2007). Zum Beispiel werden in Österreich Konkretisierungen für die Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Flächen in Fauna-Flora-Habitat- (FFH-) und Vogelschutzgebieten von den Bundesländern festgelegt. In Italien können die Regionen die auf nationaler Ebene definierten Anforderungen für regionale Bedingungen weiter präzisieren. In Dänemark gelten besondere Auflagen in bestimmten

Regionen in NATURA 2000-Gebieten. Zudem gilt dort flächendeckend die Verpflichtung zur Einrichtung von unkultivierten und ungedüngten Pufferstreifen entlang natürlicher Oberflächengewässer (s. die umfassende vergleichende Analyse von NITSCH und OSTERBURG 2007).

Bezüglich der Erhaltung von Dauergrünland hat Deutschland – wie die meisten EU-Staaten – die EU-Vorgaben übernommen. Ab einer nachgewiesenen Abnahme um mehr als 5 % müssen die Länder den weiteren Umbruch von Grünland genehmigen lassen, ab einer Umbruchrate von 8 % können und erst ab einer Abnahme um mehr als 10 % müssen Wiederherstellungsmaßnahmen ergriffen werden ((EG) Nr. 796/2004). Diese Vorgaben konnten eine Grünlandabnahme bisher nicht verhindern. Ferner wird die ökologische Qualität des Grünlands nicht berücksichtigt, sodass für den Naturschutz wertvolles Grünland nicht prioritär erhalten wird. Der Erhaltungszustand der europaweit gefährdeten Grünlandtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie (FFH-RL) wurde auch deswegen im nationalen Bericht Deutschlands zur FFH-RL überwiegend als „ungünstig“ (unzureichend oder schlecht) eingestuft (vgl. BfN 2007). Allein zwischen 2005 und 2006 gingen in Deutschland 47 000 ha Grünland verloren (Deutscher Bundestag 2007). In Österreich hingegen ist der Grünlandumbruch generell genehmigungspflichtig (SRU 2007a, Tz. 67; DVL und NABU 2005, S. 33). In Deutschland kann das besonders erhaltenswerte Grünland, das bis heute nur partiell über § 5 Abs. 4 5. Spiegelstrich Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) geschützt ist, aus der flächendeckenden Biotopkartierung der Landschaftsplanung entnommen werden.

974. Ob CC auch zukünftig Teil der Agrarpolitik sein wird, hängt davon ab, ob und in welchem Ausmaß Direktzahlungen ein Ansatz der europäischen Landwirtschaftspolitik sein werden. Die CC-Auflagen stellen Mindestpflichten dar, die nach dem Verursacherprinzip nicht honorierungsfähig sind. Grundsätzlich ist eine Koppelung zwischen Direktzahlungen und flächendeckend einzuhaltenden Mindestauflagen nur vertretbar, wenn diese über die Anforderungen der gfP hinausgehen. Ansonsten sind diese Zahlungen nur solange und in dem Ausmaß vertretbar, in dem in der EU bzw. Deutschland generell erhöhte Verursacherpflichten im Vergleich zu Konkurrenten auf dem Weltmarkt bestehen. Bei einem insgesamt begrenzten Budget sollten aber Maßnahmen, die nur auf empfindlichen Flächen bzw. standortspezifisch notwendig sind, schon unter Effizienzgesichtspunkten nicht als flächendeckende Mindestauflagen abverlangt werden. Auch der Kontrollaufwand erhöht sich, wenn die Grundmenge der Betriebe, auf denen die Einhaltung anspruchsvoller, flächenspezifischer Maßnahmen zu kontrollieren ist, nahezu alle landwirtschaftlichen Betriebe umfasst, anstatt einer überwiegend freiwillig teilnehmenden Teilmenge.

Solange CC beibehalten wird, sollten die Bedingungen so spezifiziert und die Kontrolle so konsequent durchgeführt werden, dass die Ziele auch tatsächlich erreicht werden

(vgl. SRU 2004a, Tz. 269). Dies gilt insbesondere für den Schutz des Grünlandes, der für den Naturschutz und insbesondere den Gewässer- und Bodenschutz eine hohe Bedeutung hat. Generell sollten die Auflagen der gfP und die CC einander angeglichen werden, um nicht ein doppeltes Kontrollsystem erforderlich zu machen. Dabei ist das derzeitige Niveau der Bestimmungen mindestens beizubehalten bzw. in bestimmten Punkten zu ergänzen (vgl. SRU 2002a, Tz. 359; 2007b, Tz. 56).

Im Einzelnen wird empfohlen, in die nationale Ausgestaltung der CC-Regelung (DirektzahlVerpflG/DirektzahlVerpflV) folgende Auflagen aufzunehmen (vgl. auch SRU 2007a):

- die Bundesländer sollten die auf nationaler Ebene definierten Anforderungen für regionale Bedingungen weiter präzisieren, beispielsweise für die standort- und flächenspezifischen Auswirkungen der Biomassenutzung (SRU 2007a, Kap. 4) oder für Flächen des Biotopverbundes,
- ein grundsätzliches Umbruchverbot für Grünland oder die Einführung eines Maßstabs „Erhaltung des Grünlandanteils auf Betriebsebene“, wobei das derzeitige Niveau der Bestimmungen mindestens erhalten bleiben sowie ein absolutes Umbruchverbot für altes Grünland und wertvolle Grünlandbiotope bestehen muss,
- die verbindliche Festlegung einer mindestens dreigliedrigen Fruchtfolge mit Vorgaben zum jährlichen Anbauverhältnis. Darüber hinaus sollte das Anforderungsprofil der CC erweitert werden durch:
  - die Aufnahme von weiteren Schutzverpflichtungen der FFH-RL und Vogelschutzrichtlinie (Vogelschutz-RL). Bislang sind explizit nur einige Artikel der FFH-RL genannt, Art. 12 (Artenschutz der Anhang IV-Arten) ist zum Beispiel nicht erwähnt, sowie
  - eine Kompensation der bisherigen ökologischen Funktionen der obligatorischen Flächenstilllegung.

Das bisherige Instrument der obligatorischen Flächenstilllegung, das für 2008 von der Kommission ausgesetzt wurde, war zwar nie dazu gedacht, ökologische Effekte hervorzubringen. Dennoch hatte es eine Reihe positiver Nebeneffekte, insbesondere für die Gewässerqualität und für die Arten der Agrarlandschaft, deren nun drohendes Entfallen kompensiert werden muss. Effizienter als eine Wiedereinführung in ihrer bisherigen Form wäre allerdings eine Stilllegung auf 5 % der Ackerfläche, die aber prioritär in Pufferstreifen an Gewässern und Biotopen gelenkt werden sollte (s. Abschn. 11.5.2). Die Stilllegung sollte weiterhin obligatorisch sein, da ansonsten in intensiv genutzten Gebieten, wo die oben genannten Puffer- und Ausgleichsfunktionen besonders dringlich sind, freiwillig kaum Flächen stillgelegt würden.

11.4 Integration von Umweltaspekten in die Agrarpolitik in der laufenden Förderperiode

975. Die Förderung der Landwirtschaft durch europäische und nationale Finanzmittel ist von entscheidender Bedeutung für Art und Ausmaß der Umweltwirkungen der Landwirtschaft. Von der Verteilung der öffentlichen Mittel hängt es ab, ob den Landwirten ausreichende Anreize gesetzt werden, Umweltschäden zu vermeiden und Umweltleistungen zu erbringen. Direktzahlungen aus der 1. Säule der EU-Agrarpolitik (Markt- und Preispolitik) an die landwirtschaftlichen Betriebe verfolgen primär das Ziel einer Einkommenssicherung. Sie wurden 1992 als Kompensation für den Rückgang der Stützung der Produktionspreise eingeführt. Die Umweltrelevanz dieser Zahlungen kann nicht eindeutig bewertet werden (SRU 2002a; 2004a). Allerdings bewirken sie indirekt, dass für viele Landwirte das Anbieten von Umweltleistungen wenig interessant ist, da sie am Gesamteinkommen nur einen geringen Anteil haben. Wenn Landwirte Umweltleistungen erbringen wollen, die über die gesetzlich fixierten Mindestverpflichtungen (s. Kap. 11.3) hinausgehen, können sie aus der 2. Säule der Agrarpolitik (Entwicklung des ländlichen Raums) dafür honoriert werden.

11.4.1 Finanzierung der Agrar-Umweltpolitik

EU-Agrarfinanzierung

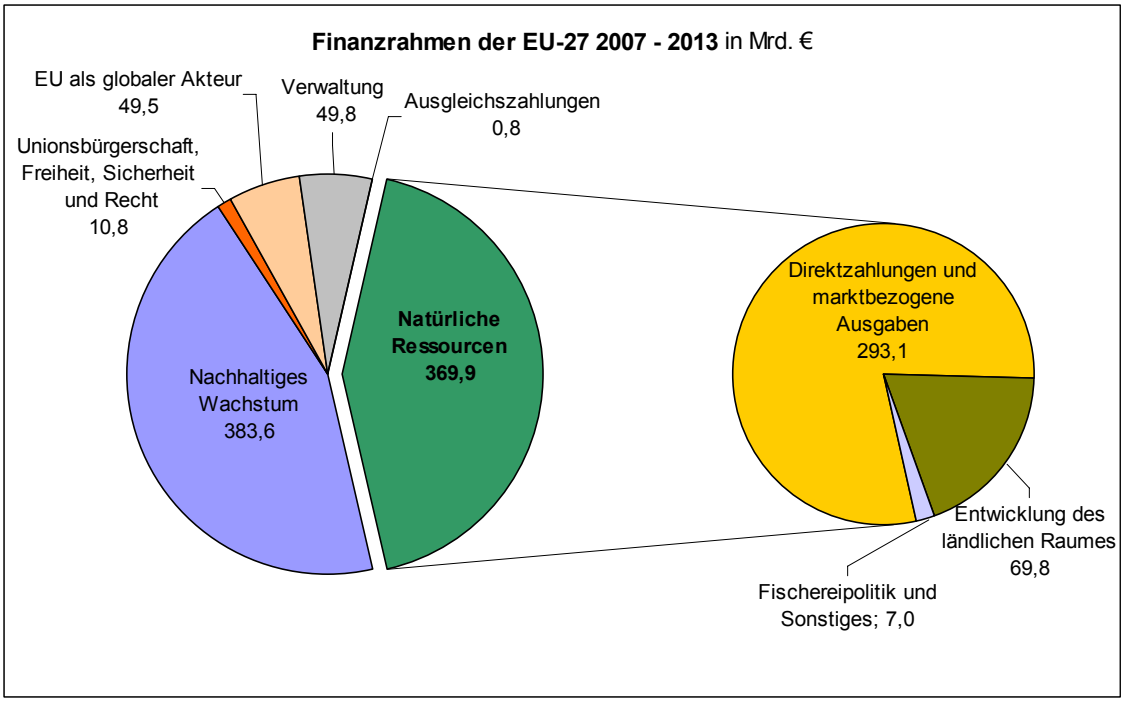
976. Die GAP-Reform im Jahr 2003 führte zu einer Verlagerung von produktbezogenen Zahlungen hin zu einer entkoppelten Unterstützung durch produktionsunabhängige betriebs- bzw. flächenbezogene Prämien (Ausgestaltung in Deutschland s. SRU 2004a, Tz. 248 f.; GAY et al. 2005, S. 22). Weitere wichtige Änderungen betrafen die Einführung einer verpflichtenden Modulation (Umwidmung von mindestens 5 % der Mittel aus der 1. Säule in die 2. Säule) sowie die Möglichkeit, bis zu 10 % der Mittel der 1. Säule für umweltfreundliche Bewirtschaftungsmethoden („besondere Formen landwirtschaftlicher Tätigkeit“, sog. national envelope) zu verwenden.

Der Haushaltsanteil der 2. Säule für ländliche Entwicklung (ELER-VO) ist von besonderer Relevanz für den Umwelt- und Naturschutz, da aus diesem unter anderem die Mittel für Agrarumweltmaßnahmen (AUM) finanziert werden. Nicht nur Umweltmaßnahmen können gefördert sondern zum Beispiel auch Synergien mit anderen Bereichen wie der Vermarktung oder dem Tourismus entwickelt werden (vgl. Tz. 1000).

Im Rahmen der letzten Haushaltsbeschlüsse der EU (s. Abb. 11-2) wurde der Vorschlag der Kommission für die Ausstattung der 2. Säule durch die Beschlüsse der Staats- und Regierungschefs um fast ein Viertel unterschritten, während an der 1. Säule kaum gekürzt wurde.

Abbildung 11-2

Finanzrahmen der EU-27 für die Haushaltsperiode 2007 bis 2013



Quelle: Europäische Kommission 2006a

Für das Haushaltsjahr 2007 bedeutete dies, dass circa 43 Mrd. Euro für die sogenannte 1. Säule der GAP bereitgestellt wurden gegenüber 10 Mrd. Euro für die 2. Säule (Europäische Kommission 2007b). Diese eindeutige finanzielle Priorität zugunsten der Einkommenspolitik hatte zur Konsequenz, dass zum Beispiel in Deutschland 23 % (in Preisen von 2004) weniger EU-Mittel für die ländliche Entwicklung zur Verfügung stehen als in der vergangenen Periode von 2000 bis 2006 (DVL 2006). Angesichts steigender Agrarpreise schwächt dies die Anreize für die Teilnahme an den AUM.

Hemmend auf eine umfangreiche Ausgestaltung der Umweltmaßnahmen wirkt sich aus, dass Zahlungen aus der 2. Säule von den Mitgliedstaaten kofinanziert werden müssen. Die nationalen Anteile für den Förderschwerpunkt „Verbesserung der Umwelt und der Landschaft“ betragen mindestens 20 % in Regionen mit dem größten Entwicklungsrückstand (Konvergenzziel der europäischen Strukturfonds) bzw. mindestens 45 % in den übrigen Gebieten (Art. 70 der ELER-VO). Die Direktzahlungen der 1. Säule hingegen werden ohne nationale Kofinanzierung komplett aus dem EU-Haushalt finanziert. Auf der Nachfrageseite ist zudem ein Akzeptanzverlust durch den Wegfall der Anreizkomponente bei den AUM festzustellen.

Stellenwert der Förderpolitik der 1. und 2. Säule im europäischen Vergleich 2007 bis 2013

977. Die EU-Mitgliedstaaten können die Verteilung der Mittel zwischen der 1. und der 2. Säule in einem bestimmten Umfang ausgestalten und haben in der gegenwärtigen Förderperiode von dieser Möglichkeit sehr unterschiedlich Gebrauch gemacht: Während Länder wie Österreich oder Finnland großen Wert auf die 2. Säule legen, liegt die eindeutige Priorität in Deutschland, Frankreich, Großbritannien und den Niederlanden auf der 1. Säule. So beträgt zum Bespiel der Anteil der betrieblichen Erträge aus AUM in Österreich und Finnland im Durchschnitt 9,6 % bzw. 7,5 %; in Kombination mit der Ausgleichszulage sogar 12,9 % bzw. 15,9 %. In Deutschland hingegen ist der Anteil mit 2,4 % (1,6 % AUM, 0,8 % Ausgleichzulage) wesentlich geringer. Dies gilt ebenso für Großbritannien (2,3 %) und Frankreich (2,0 %) (BMELV 2007a, S. 96 ff.).

Für Deutschland sieht der Finanzrahmen der EU für die neue Förderperiode Gesamtmittel in Höhe von 48,4 Mrd. Euro vor, wovon 40,3 Mrd. Euro (83 %) in die 1. Säule und 8,1 Mrd. Euro (17 %) in die 2. Säule fließen (Grundlage VO (EG) 1782/2003 ; Agra Informa 2007; Europäische Kommission o. J.).

Damit liegt Deutschland ziemlich genau im Schnitt der EU-15. Der Anteil der 1. Säule ist in Dänemark, Großbritannien, den Niederlanden, Frankreich und Belgien noch höher (zwischen 91 und 95 %). Deutlich andere Prioritäten legen Länder wie Finnland, Österreich und Portugal, bei denen der Anteil der 2. Säule zwischen 34 und 50 % des Gesamtbudgets liegt (Council for the Rural Area 2008).

Umgerechnet auf die landwirtschaftliche Nutzfläche (LN) erhalten die Landwirte in Deutschland im Durchschnitt Gesamtzahlungen von 396 €/ha LN (BMELV 2007a, S. 93), was leicht über dem Durchschnitt in der EU von 369 €/ha LN liegt. Obwohl durch die Entkopplung der Zahlungen seitens der EU erste Ansätze zur Entlastung der "blue box"-Zahlungen nach WTO-Regime (WTO – World Trade Organisation) geleistet wurden, sind Zahlungen in dieser Höhe weit vom Ziel einer Liberalisierung der Agrarmärkte entfernt.

Bezüglich des in der 2. Säule jeweils verfügbaren Gesamtetats liegt Deutschland für den Zeitraum von 2007 bis 2013 mit jährlich circa 68 €/ha landwirtschaftlich genutzter Fläche (LF) genau im europäischen Durchschnitt (EU-25) von ebenfalls 68 €/ha LF. Demgegenüber steht das Beispiel Österreichs mit circa 165 €/ha LF (43 % des Gesamtetats), während in Großbritannien und Frankreich nur circa 16 bzw. 31 €/ha LF zur Verfügung stehen (Europäische Kommission 2007c).

Insgesamt stehen in Deutschland für die Förderperiode von 2007 bis 2013 etwas mehr als 13,2 Mrd. Euro öffentliche Mittel (EU-Mittel und nationale Kofinanzierung) für die Entwicklung des ländlichen Raumes zur Verfügung, was rund 1,9 Mrd. €/a entspricht.

Bei der Beschreibung der deutschen Position im europäischen Vergleich sollten allerdings die Unterschiede zwischen den Bundesländern, insbesondere bei einer Analyse der Ausgestaltung der 2. Säule nicht unberücksichtigt bleiben. Im Folgenden wird verdeutlicht, dass auch hier – mit Ausnahme einiger Bundesländer – keine Priorität auf die umweltrelevanten Maßnahmen gelegt wird (vgl. Abschn. 11.4.2 und Tab. 11-1).

978. Insgesamt zeigen die bei der Finanzverteilung gewählten Prioritäten deutlich, dass die deutsche Agrarpolitik eher an einer Bewahrung der historischen EU-Förderpolitik orientiert ist, anstatt die Multifunktionalität der Landwirtschaft sowie eine verstärkte Berücksichtigung der Entwicklung des ländlichen Raumes und von Umweltbelangen in den Vordergrund zu stellen.

11.4.2 Ausgestaltung der Finanzierung der 2. Säule in Deutschland und den Bundesländern

979. Innerhalb des im Vergleich zur 1. Säule insgesamt kleinen Budgets der 2. Säule können die Bundesländer eindeutige Prioritäten auf den Umweltbereich legen. Dieses muss im Rahmen der ELER-VO geschehen, wenn EU-Mittel fließen sollen. Die Verordnung soll ein einheitliches Verfahren für die Programmplanung, für das Finanzmanagement und die Kontrollen vorgeben. Inhaltlich werden drei Schwerpunkte für die ländliche Entwicklung formuliert: die Verbesserung der Wettbewerbsfähigkeit der Land- und Forstwirtschaft (Schwerpunkt 1); die Verbesserung der Umwelt und der Landschaft (Schwerpunkt 2) sowie die Lebensqualität im ländlichen Raum und Diversifizierung der ländlichen Wirtschaft (Schwerpunkt 3). Hinzu kommt als „horizontaler“ Schwerpunkt 4 der Bereich LEADER (Liaison entre actions de développement de l'économie rurale – Verbindung zwischen Aktionen zur Entwicklung der ländlichen Wirtschaft). Diese vierte Achse hat keinen direkten Bezug zu einem einzelnen Ziel, sie soll vielmehr übergreifend alle drei Ziele unterstützen.

Die Verordnung gibt Mindestanteile für die einzelnen Schwerpunkte vor. Demnach müssen für den Schwerpunkt 2 (Umwelt und Landschaft) mindestens 25 % der Gesamtausgaben für die 2. Säule aufgewendet werden (maximale EU-Kofinanzierung 55 % bzw. 80 % in Konvergenzregionen); auf die Schwerpunkte 1 und 3 jeweils mindestens 10 % (maximale EU-Kofinanzierung 50 % bzw. 75 % in Konvergenzregionen) sowie auf den übergreifenden Schwerpunkt 4 mindestens 5 %. Die Verteilung der restlichen 50 % der Mittel liegt im Ermessen der Mitgliedstaaten. Diese Vorgaben der EU zeigen deren Willen, Umweltziele bzw. -standards in den Mitgliedstaaten mindestens zu halten bzw. zu verbessern. Der von der EU angestrebte anteilige Mindestsatz für den Schwerpunkt Umwelt und Landschaft entspricht dem Anteil, der im EU-Durchschnitt auch im vergangenen Förderzeitraum für Agrarumweltmaßnahmen ausgegeben wurde. Dieser belief sich ebenfalls auf circa 25 % der Mittel für ländliche Entwicklung

bzw. 5 % des gesamten EU-Agrarhaushaltes (Agra Informa 2007; Europäische Kommission o. J.).

980. Für den Umwelt- und Naturschutz ist Schwerpunkt 2 der ELER-VO von besonderer Bedeutung, darüber hinaus finden sich aber auch in den anderen Schwerpunkten Inhalte zur Finanzierung von naturschutzrelevanten Maßnahmen. Speziell für Förderungen im Naturschutz bieten einige Artikel der ELER-VO Möglichkeiten, die genutzt werden können.

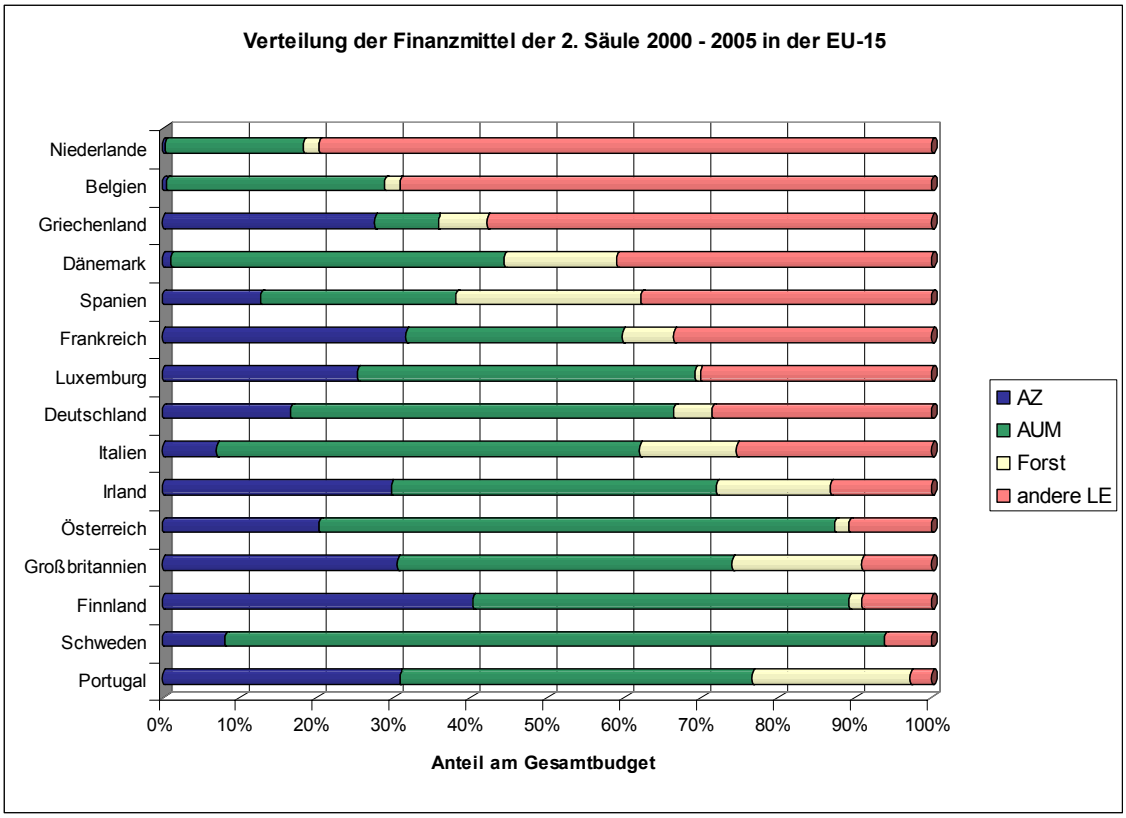
Die im Rahmen der Schwerpunkte 2 und 3 verfügbaren Maßnahmen sollen einen Beitrag zur Umsetzung des Netzes NATURA 2000 in der Land- und Forstwirtschaft, zu den Zielen der WRRL, zu den Zielen des Kyoto-Protokolls zur Begrenzung des Klimawandels (Europäische Kommission 2005a, S. 11) sowie zur Verpflichtung von Göteborg, den Rückgang der biologischen Vielfalt bis 2010 umzukehren, leisten.

Deutschlands Ausgestaltung der 2. Säule im europäischen Vergleich 2000 bis 2006

981. Bereits in der vergangenen Förderperiode hatte Deutschland seine Möglichkeiten, klare Umweltakzente bei der Verteilung der Mittel der 2. Säule zu setzen, nicht überzeugend genutzt – allerdings gab es auch in dieser Hinsicht sehr große Unterschiede bei den Einzeletats der Bundesländer (SRU 2004a). Im Europäischen Vergleich lag der Anteil aller umweltrelevanten Maßnahmen (Ausgleichszulage, AUM und Maßnahmen der Forst) am Gesamtetat der 2. Säule in Deutschland mit 71,4 % etwas unter dem EU-15-Schnitt von 75,2 %. Zudem hatten sich andere Länder wie Italien, Österreich und Schweden mit einer Budgetierung allein der AUM mit Anteilen von über 55 % bis 85 % sehr viel klarer zu einer Umweltorientierung der 2. Säule bekannt. (vgl. Abb. 11-3).

Abbildung 11-3

Verteilung der Finanzmittel in der 2. Säule (Entwicklung des ländlichen Raumes) im Jahr 2003 in den EU-Mitgliedstaaten (EU-15)



AZ = Ausgleichszulage für benachteiligte Gebiete; AUM = Agrarumweltmaßnahmen;
Forst = forstwirtschaftliche Maßnahmen; andere LE = andere Maßnahmen der ländlichen Entwicklung (Steigerung der Wettbewerbsfähigkeit, Produktvermarktung etc.)

Quelle: Europäische Kommission 2006c

Die AUM-Prämien variierten in den einzelnen Mitgliedstaaten stark, beliefen sich aber in dieser Förderperiode im europäischen Durchschnitt auf 89 €/ha der vertraglich gebundenen Fläche und Jahr, in Deutschland auf 79 €/ha (GAY et al. 2005, S. 17; Europäische Kommission 2003, S. 7).

982. Der Anteil der mit AUM belegten landwirtschaftlichen Nutzfläche zeigt ebenfalls, dass die Mitgliedstaaten verschiedene Zielsetzungen bei der Verteilung verfolgen. In Luxemburg, Finnland, Schweden und Österreich waren mehr als 80 % LF mit einem erheblich über dem Durchschnitt der EU-15 liegenden Prämienanspruch pro Hektar gemeldet. In Spanien, den Niederlanden und Griechenland waren hingegen weniger als 10 % LF vertraglich gebunden. Mit 25 % der landwirtschaftlichen Flächen liegt Deutschland wieder dicht am EU-15-Durchschnitt von 24 %.

Finanzierung der Agrarumweltmaßnahmen in der neuen Förderperiode von 2007 bis 2013

983. In der neuen Förderperiode von 2007 bis 2013 ist die Situation für AUM sogar noch deutlich ungünstiger geworden. In Deutschland werden lediglich 17 €/ha der gesamten LF/a aus dem 2. Schwerpunkt für Agrarumweltmaßnahmen ausgegeben gegenüber 51 €/ha für andere Maßnahmen der ländlichen Entwicklung (von HAAREN und BILLS 2007).

984. Insgesamt stehen in Deutschland für AUM lediglich circa 4 % der Gesamtzahlungen an die Landwirtschaft aus EU-, Bundes- und Landesmitteln bereit. Dieser Anteil ist deutlich zu klein, um Umwelt- und Naturschutz für die Landwirte zu einem relevanten Betriebszweig zu machen. Der Anteil der Mittel für den Schwerpunkt 2 (Verbesserung der Umwelt und der Landschaft) beträgt im Bundesdurchschnitt 42 % der Gesamtmittel der 2. Säule. Damit liegt Deutschland im EU-15-Vergleich im Mittelfeld. Der Anteil von Schwerpunkt 2 an der 2. Säule beträgt zum Beispiel in Finnland 82 %, in Österreich 73 %, in Dänemark 61 % und selbst in Frankreich noch 52 % (Council for the Rural Area 2008).

Die Unterschiede zwischen den Bundesländern haben sich gegenüber der vergangenen Förderperiode nicht angeglichen. In der Gesamtbetrachtung ist ein deutliches Nord-Süd-Gefälle zu erkennen. In Schleswig-Holstein, Hamburg, Niedersachsen, Bremen und Mecklenburg-Vorpommern sowie in Sachsen liegt der Anteil des 2. Schwerpunktes nahe dem Mindestanteil, den von der EU geforderten 25 % der ELER-Mittel. Deutlich anders hingegen ist die Gewichtung zum Beispiel in Nordrhein-Westfalen, Hessen, Bayern und Baden-Württemberg. Hier liegt der Anteil des Umweltschwerpunktes bei jeweils mindestens der Hälfte bis nahezu zwei Drittel der Gesamtmittel (vgl. Tab. 11-1).

Die Höhe der AUM-Prämien gleichen nur noch bedingt die mit den Bewirtschaftungsauflagen einhergehenden zusätzlichen Kosten und Einkommensverluste aus, die durch die Teilnahme an AUM entstehen. Vor diesem Hintergrund hat der Bund-Länder-Planungsausschuss für Agrarstruktur und Küstenschutz (PLANAK) im Dezember 2007 beschlossen, die Förderbeiträge für sämtliche AUM zu überprüfen, um durch eine Anpassung die Einkommensverluste für Landwirte möglichst vollständig auszugleichen.

Tabelle 11-1

Verteilung der ELER-Mittel in Deutschland 2007 – 2013 auf die Programmschwerpunkte (in % der verfügbaren Mittel)

Bundesland	Schwerpunkt 1	**Schwerpunkt 2**	Schwerpunkt 3	Schwerpunkt 4
Baden-Württemberg	17 %	**66 %**	13 %	5 %
Bayern	22 %	**62 %**	11 %	5 %
Berlin und Brandenburg	36 %	**32 %**	27 %	5 %
Hamburg	47 %	**24 %**	25 %	5 %
Hessen	28 %	**54 %**	9 %	10 %
Mecklenburg-Vorpommern	27 %	**24 %**	42 %	6 %
Niedersachsen und Bremen	44 %	**24 %**	25 %	7 %
Nordrhein-Westfalen	28 %	**54 %**	15 %	4 %
Rheinland-Pfalz	38 %	**43 %**	11 %	8 %
Saarland	17 %	**37 %**	31 %	15 %
Sachsen	22 %	**32 %**	40 %	5 %
Sachsen-Anhalt	31 %	**28 %**	36 %	5 %
Schleswig-Holstein	32 %	**29 %**	27 %	12 %
Thüringen	28 %	**44 %**	23 %	5 %
Schwerpunkt 2 = Verbesserung der Umwelt.				
Quelle: BMELV 2006, Council for the Rural Area 2008				

Die Bandbreite der Finanzierungsanteile ergibt sich aus der vorläufigen Finanzplanung bis 2013 sowie der Tatsache, dass die Mittel abgerufen werden müssen und dies Schwankungen unterliegt.

11.4.3 Zielorientierung der Agrarumweltmaßnahmen

985. Die ungünstige Situation der AUM in Deutschland wird neben dem im Verhältnis sehr geringen verfügbaren Finanzvolumen zusätzlich dadurch verschärft, dass bisher nicht ausreichend darauf geachtet wird, die Mittel so einzusetzen, dass die höchste Umweltwirkung je verwendetem Euro erzielt wird. Die wenigen vorliegenden Analysen und Evaluationen der bisherigen Programme belegen dies deutlich. Überwiegend wurden die Programme flächendeckend angeboten und auf Maßnahmenvorgaben und nicht auf zu erzielende Ergebnisse ausgerichtet. Die neue Förderperiode hat trotz des Rückgangs der verfügbaren Mittel in Deutschland nur in Einzelfällen zu effizienteren Maßnahmen geführt.

Erfahrungen aus der vergangenen Förderperiode

986. Ingesamt ist die Datenlage zur Bewertung der bisherigen Agrarumweltprogramme in Europa ebenso wie in Deutschland unbefriedigend. Die umfassendste Metaevaluation auf europäischer Ebene (Oréade-Brèche 2005) weist Schwächen auf, die allerdings primär auf mangelnde Datenbereitstellung durch EU-Mitgliedstaaten zurückzuführen sind. Die Ergebnisse sind daher nur eingeschränkt aussagekräftig. Deutlich wurde jedoch, dass positive Umwelteffekte insbesondere dann erzielt wurden, wenn klare und konkrete Umweltzielvorgaben existierten (Oréade-Brèche 2005; OSTERBURG 2005). Effizienzüberlegungen spielten nur bei wenigen Programmen eine Rolle. Die Effizienzdefizite sind auf zwei Ursachen zurückzuführen. Einerseits werden weniger anspruchsvollere Maßnahmen durch die Landwirte sowie eine einkommensorientierte Programmierung durch die Länder präferiert. Andererseits führten auch weitgehende Nutzungsänderungen zu enttäuschenden Gesamterfolgen, da die Agrarumweltprogramme nicht ausreichend auf den tatsächlichen Handlungsbedarf im Raum ausgerichtet waren. Auch in Deutschland waren die Evaluationsansätze unzureichend (DEGENFELDER et al. 2005, S. 127). Aufgrund der engen Orientierung an Finanzdaten lieferten die Monitoringsysteme nur wenig Unterstützung für die Bewertung von Maßnahmen. Ein wichtiger Grund hierfür ist die unzureichende Konkretisierung der Ziele. Darüber hinaus erschwert die unklare Prioritätensetzung zwischen Einkommenszielen und Umweltbelangen eine umfassende Evaluierung der Agrarumweltpolitik (DEGENFELDER et al. 2005, S. 126). Nach den Halbzeitbewertungen wurden im Rahmen von sogenannten „Updates der Halbzeitbewertungen“ evaluationsmethodische Weiterentwicklungen vorgenommen und vor Beginn der neuen Programmplanung umfassende Empfehlungen formuliert. Für die ex-post-Bewertung stand in vielen Bundesländern das InVeKOS-GIS zur Verfügung, das eine Verschneidung der Förderflächen mit förderbedürftigen Flächen und somit eine bessere Beurteilung der Treffgenauigkeit der Maßnahmen ermöglichte.

Durch AUM bewirkte Nutzungsänderungen

987. Generell wurden in der EU in der vergangenen Förderperiode von den Landwirten solche AUM bevorzugt, die keine wesentlichen Änderungen der derzeitigen Bewirtschaftungsformen erforderten. Die meisten der umgesetzten Maßnahmen wie Reduzierung von Stoffeinträgen oder der Anbau bodenbedeckender Pflanzen waren zudem nicht an bestimmte Regionen, Flächenkulissen oder ökologische Bedingungen geknüpft. Dadurch erreichten Bodenschutzmaßnahmen auch auf höherwertigen Böden eine hohe Akzeptanz, da sie sich auch in intensiv genutzten Regionen leicht umsetzen lassen (OSTERBURG 2005, S. 191). Insgesamt konzentrierten sich die Extensivierungsmaßnahmen aber auf die benachteiligten Gebiete, Regionen mit geringeren Viehbesatzdichten sowie Betriebe mit bereits extensiven Produktionsbedingungen, wo

Aufwand und Kosten der Einhaltung der Programmbestimmungen geringer waren, sodass die auf durchschnittliche landwirtschaftliche Rahmenbedingungen kalkulierte Pauschalprämie einen größeren Anreiz darstellt (OSTERBURG 2005, S. 200). Dies führte dazu, dass zum Beispiel überschussreduzierende Maßnahmen nur dort betrieben wurden, wo der N-Überschuss ohnehin gering war. Insgesamt ist somit eine fehlende Umwelteffizienz der Maßnahmen zu bemängeln.

Im Gegensatz zu den allgemeinen Extensivierungsmaßnahmen hatte nur ein geringer Anteil der abgeschlossenen Verträge den Erhalt der Biodiversität zum Ziel, was in der Regel mit anspruchsvolleren Maßnahmen verbunden war. Dies ist bemerkenswert, da 40 % der Gesamtzahl der programmierten Einzelmaßnahmen auf Biodiversität ausgerichtet waren (vgl. Abb. 9 in Oréade-Brèche 2005). Allerdings verfügten diese Programme häufig nur über bescheidene finanzielle Budgets. Das Programm für den Ackerwildkrautschutz in Niedersachsen war zum Beispiel in der vergangenen Förderperiode 2000 bis 2006 nur mit insgesamt 2,8 Mio. Euro (ca. 400 000 €/a) ausgestattet (WICKE 2007). Naturschutzmaßnahmen führten überdies offenbar bei Landwirten wie Behörden zu höheren Administrationskosten pro Hektar, denn die vertraglich gebundene Fläche war in der Regel kleiner als bei weniger ambitionierten Extensivierungsmaßnahmen oder Maßnahmen des ökologischen Landbaus. Dies könnte zu einer zusätzlichen Reduzierung der Attraktivität von Naturschutzmaßnahmen führen.

Insgesamt haben die teilnehmenden landwirtschaftlichen Betriebe zwar die Intensität der Landnutzung und die Produktion pro Hektar verglichen mit Nicht-Teilnehmern reduziert (SEEDORF 2007). Allerdings gingen die teilnehmenden Betriebe in der Regel schon von einem geringeren Intensitätslevel aus. Betriebe, die eine Umstellung auf den ökologischen Landbau durchführten, wiesen verglichen mit an anderen Programmen teilnehmenden Betrieben einen deutlichen Trend zur stärkeren Extensivierung auf (OSTERBURG 2005, S. 200).

Ökologische Wirkungen der durchgeführten Agrarumweltmaßnahmen auf die Biodiversität

988. Auch in den Gebieten, in denen AUM durchgeführt wurden, konnte der Verlust von Lebensräumen nicht entsprechend den Zielen der europäischen Biodiversitätsstrategie verhindert werden (s. insb. Oréade-Brèche 2005). Allerdings wurden mit Blick auf die Arten auch positive Effekte erzielt. 54 % der Artengruppen zeigten auf den Testflächen eine Bestandszunahme. Bei 23 % zeigte sich keine Veränderung (trotz der Anwendung von AUM), bei 17 % der Artengruppen nahmen einige Arten zu, während die Bestände anderer zurückgingen (Oréade-Brèche 2005). Auf 6 % der Testflächen nahm der Artenreichtum ab. Die Untersuchungen von KLEIJN et. al (2006) auf 202 Flächen in fünf europäischen Ländern zeigten, dass AUM marginal bis moderat posi-

tive Effekte auf das Vorkommen von häufigeren Arten hatten. Rote-Liste-Arten profitierten hingegen selten von den AUM (KLEIJN et. al 2006).

Erfolgreich bei der Erhaltung der lokalen Biodiversität waren insbesondere Programme, die auf spezifische Biotoptypen (z. B. Feuchtgebiete in Schweden oder die späte Mahd von Grünland in Belgien) oder bestimmte Arten (z. B. Vogelarten in UK) (KLEIJN und SUTHERLAND 2003; Europäische Kommission 2005b) ausgerichtet waren. Die Analyse von Oréade-Brèche (2005) sowie verschiedene deutsche Studien (DEGENFELDER et al. 2005 z. B. für Brandenburg) belegen den bedeutenden Einfluss standortspezifischer Eigenschaften (Lebensraum, Bodenbeschaffenheit etc.) auf die erzielten Wirkungen der Maßnahmen. Als besonders schwer erweist es sich, die botanische Vielfalt auf vorher sehr intensiv bewirtschafteten Flächen zu erhöhen. Im Gegensatz dazu reagieren die Insekten schneller auf Veränderungen in der Landnutzung aufgrund von AUM (Oréade-Brèche 2005, S. 28). Eine wichtige Voraussetzung für eine erfolgreiche Förderung von Arten und Biotopen scheint zu sein, dass die Maßnahmen langfristig angelegt sind (> 15 Jahre) und die Landwirte aktiv einbezogen werden (SCHUMACHER 2007; MICHELS 2007). Eine hohe Volatilität der Mittel für AUM wirkt sich dagegen negativ aus, da die Landwirte sich nicht auf die Zahlungen verlassen können und von einer Teilnahme abgeschreckt werden.

Selbst wenn AUM nicht immer erfolgreich in Bezug auf den Erhalt gefährdeter Arten waren, gibt es Belege dafür, dass bestimmte Landnutzungsformen eindeutig positive Effekte auf die Biodiversität im Allgemeinen hatten. Dies betraf insbesondere die Schaffung oder den Erhalt von Landschaftsstrukturelementen als Teil des Biotopverbundes (Feldränder, Pufferstreifen entlang von Flüssen, stillgelegte Sukzessionsflächen etc.) sowie Grünlandbewirtschaftung oder die Entwicklung extensiven Grünlandes. Positive Auswirkungen des Ökolandbaus oder der Beweidung von Grenzertragsflächen wurden nur von wenigen Studien bestätigt (Oréade-Brèche 2005, S. 50; OSTERBURG 2002). Allerdings werden die Effekte des Ökolandbaus und von Extensivierungsmaßnahmen durch eine Studie in Brandenburg differenziert. Auf leichten Böden, die ein hohes biotisches Potenzial aufweisen, erzielten diese Maßnahmen gute Ergebnisse (DEGENFELDER et al. 2005).

Insgesamt werden in allen Studien nur die Effekte auf den individuellen Standorten, an denen die AUM durchgeführt wurden, nachgewiesen. Dieser Beitrag auf spezifischen Flächen kann nur eine sehr geringe Bedeutung für die Entwicklung von Populationen oder für deutliche Effekte auf der Landschaftsebene haben, wenn der Anteil der extensivierten Flächen insgesamt nur gering ist, wie dies in Deutschland der Regelfall ist (DEGENFELDER et al. 2005). Weitere Untersuchungen über Ausstrahlungseffekte von besonders hochwertigen erhaltenen oder verbesserten Lebensräumen auf die Umgebung sind ebenso notwendig wie solche über die Wirkung einer generellen Minderung

der Nutzungsintensität in benachbarten oder verbindenden Räumen. Überwiegend gute und häufig auch gut dokumentierte Wirkungen werden dagegen in Flächen des Vertragsnaturschutzes erzielt. Die entsprechenden Maßnahmen sind in der Regel mit Gebietskulissen versehen und konzentrieren sich auf Flächen mit Handlungsbedarf.

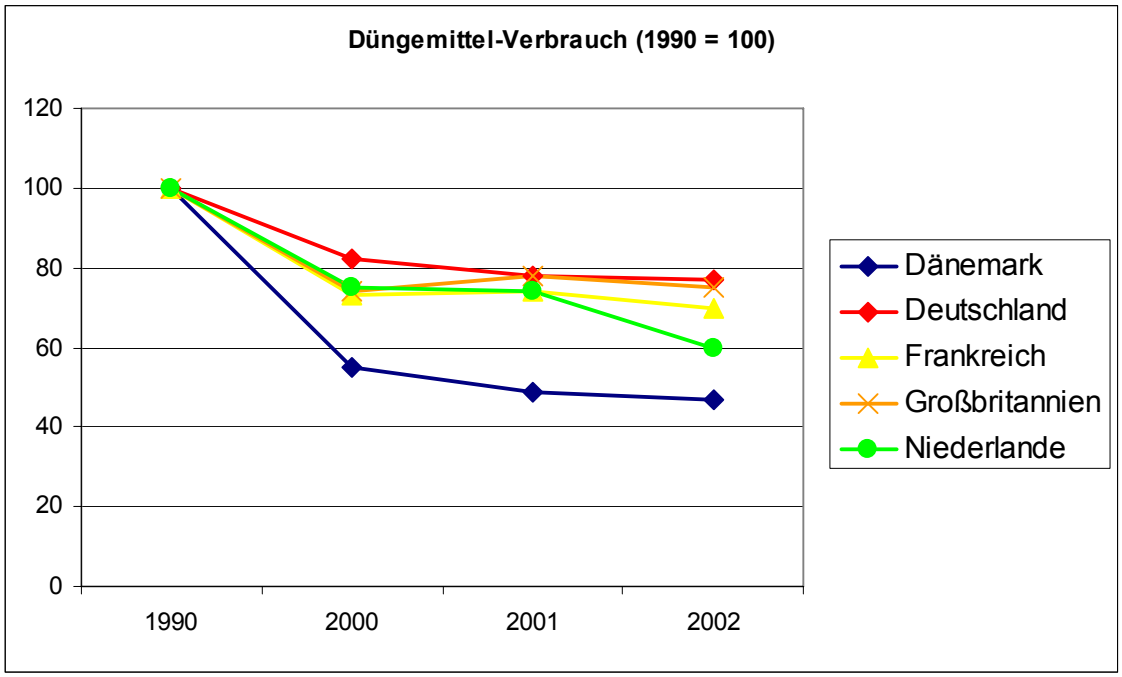
Ökologische Wirkungen der durchgeführten Agrarumweltmaßnahmen auf die Gewässer

989. In Hinblick auf Gewässer und den Wasserhaushalt belegen die Studien prinzipiell, dass AUM die Dünge- und Pflanzenschutzmitteleinträge effektiv reduzierten (OSTERBURG und RUNGE 2007; Oréade-Brèche 2005, S. 62; für das Land Brandenburg ZALF 2005). Auf europäischen Testflächen wurden die Einträge in Gewässer deutlich durch (gedrillte) Brachen und Grünstreifen reduziert. Auch die Umwandlung von Acker- in Grünland und das Pflanzen von Winterfrüchten stellte sich als positiv heraus.

Allerdings wurden die Programme hauptsächlich auf Wasserschutzgebiete ausgerichtet. In anderen Gebieten – insbesondere in landwirtschaftlichen Gunstregionen – war die freiwillige Beteiligung eher gering (DEGENFELDER et al. 2005, S. 127). Einige Studien kamen sogar zu dem Ergebnis, dass die N-Bilanzen zwischen teilnehmenden und nicht teilnehmenden Betrieben nicht signifikant voneinander abwichen, mit der Ausnahme des Ökolandbaus, der eine negative Bilanz aufwies (DEGENFELDER et al. 2005). Die Ausgaben für Stickstoff und Dünger gingen in Deutschland sowohl bei den an AUM teilnehmenden Betrieben als auch bei der Kontrollgruppe zurück – allerdings war der Rückgang bei teilnehmenden Betrieben höher (OSTERBURG 2005). Insgesamt scheint der Einsatz von AUM als Mittel zur Reduzierung der N-Austräge von landwirtschaftlichen Flächen bisher keinesfalls auszureichen. Der generelle leichte Rückgang des Düngemittelverbrauchs in Deutschland ist in der Vergangenheit zum Teil auf die Wiedervereinigung zurückzuführen. Im Vergleich zu anderen europäischen Staaten wie insbesondere Dänemark (mit einer N-Steuer) oder den Niederlanden (mit einer N-Überschussabgabe) nimmt sich die erzielte Reduktion jedoch sehr bescheiden aus (s. Abb. 11-4).

Abbildung 11-4

Mineraldünger-Absatz (1990 = 100)



Quelle: FAO 2006

990. Auch die gegenwärtigen N-Einträge aus diffusen Quellen in die deutschen Gewässer zeigen, wie begrenzt die örtlich erzielten Effekte vor dem Hintergrund der Eutrophierung von Nord- und Ostsee sind (EEA 2006; SRU 2004b; Ministry of the Environment 2002; LÄÄNE et al. 2002). In der EU bestehende Qualitätsstandards für Oberflächengewässer und Grundwasserkörper wurden nicht in Standards oder Benchmarks für die Agrarumweltprogramme überführt.

991. Insgesamt zeigen die Evaluationen, dass die ausschlaggebenden Faktoren für den Erfolg von AUM auch bezüglich des Gewässerschutzes offenbar der Anteil der Flächen, die Kohärenz der Maßnahmen sowie die Berücksichtigung standortspezifischer Bedingungen sind (DEGENFELDER et al. 2005). Darum ist eine Standortanalyse bzw. der Rückgriff auf die Ziele und Maßnahmen der Landschaftsplanung vor der Einführung von Maßnahmen zu empfehlen, um diese so besser an regionale und standortabhängige Spezifika anzupassen (vgl. DEGENFELDER et al. 2005, S. 62). Für eine umfassende Reduzierung von Nährstoffausträgen sollten zudem andere Instrumente wie eine N-Überschussabgabe eingesetzt werden (Tz. 1006 f.).

Ökologische Wirkungen der durchgeführten Agrarumweltmaßnahmen auf den Boden

992. Die AUM zur Verringerung der Bodenerosion waren insgesamt erfolgreich. Als wirksame Maßnahmen erwiesen sich die Umwandlung in Grünland, Flächenstilllegung,

Grünstreifen, Mulchsaat, Bodenbedeckung während kritischer Zeiten und die Anlage von Landschaftsstrukturelementen (Oréade-Brèche 2005). Auf konkrete Benchmarks oder Standards zur Zielerreichung, wie sie zum Beispiel in den USA eingesetzt werden, wurde aber verzichtet. Da die Maßnahmen zudem horizontal ohne Lenkung auf die am stärksten gefährdeten Bereiche angeboten werden, war ihre Effizienz gering (DEGENFELDER et al. 2005, S. 127).

Ökologische Wirkungen der durchgeführten Agrarumweltmaßnahmen auf das Landschaftsbild

993. Die Auswirkungen von AUM auf das Landschaftsbild wurden für die EU zwar als positiv beurteilt, allerdings ist dies lediglich in Bezug auf eine Verlangsamung des ansonsten fortschreitenden Angleichungsprozesses der Landschaft insgesamt zu sehen (vgl. Oréade-Brèche 2005). Von Vorteil scheinen die Einrichtung und Erhaltung eines Biotopverbundes, die Diversifizierung der Fruchtfolge, die Grünlandmahd, die Umwandlung von Acker in Grünland sowie eine weitere Extensivierung zu sein. Allerdings konnten die angebotenen AUM nicht in ausreichendem Maße den generellen Trends zur Vergrößerung der Ackerschläge und der „Standardisierung“ von Landschaften entgegenwirken. Dies könnte zu zunehmenden Konflikten zwischen Landwirten und der übrigen ländlichen Bevölkerung führen, die landschaftliche Veränderungen offenbar stärker wahrnimmt als andere (abstrakte) Umweltprobleme (DEGENFELDER et al. 2005, S. 128).

Aktuelle Förderperiode 2007 bis 2013

994. Das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) hat die für die AUM grundlegende Strategie entwickelt sowie einige AUM definiert, die über die GAK zusätzlich zur EU-Finanzierung kofinanziert werden.

Die Verantwortung für Planung, Umsetzung und Kontrolle der AUM liegt in der Verantwortung der Bundesländer. Die Länder müssen auch die GAK-Maßnahmen in die Länderprogramme integrieren, wenn diese umgesetzt werden sollen. Naturschutzmaßnahmen werden nicht vom Bund kofinanziert. Die Förderungsgrundsätze zum Beispiel im Rahmenplan der GAK 2007 bis 2010 sehen vor, dass Aufgaben, die primär der Erhaltung der Kulturlandschaft, der Landschaftspflege, der Erholungsfunktion und dem Tierschutz dienen, allein aus Ländermitteln finanziert werden sollen.

995. Bei der Neugestaltung der AUM haben einige Bundesländer die Einzelergebnisse der Evaluation berücksichtigt. Niedersachsen – vorher ein typisches Beispiel für eine in Bezug auf den Großteil der eingesetzten Mittel wenig zielorientierte Förderpolitik – führte für die neue Förderperiode von 2007 bis 2013 eine strengere Abgrenzung bei der förderfähigen Gebietskulisse ein. Darüber hinaus werden, neben der leistungs-

bezogenen Zahlung für AUM, erfolgsorientierte AUM angeboten (NNA 2006). In diesen Förderprogrammen werden die Zahlungen für den Vertragsnehmer auf Grundlage der Vorkommen von Indikatorarten auf seinen Flächen errechnet. Steht den Landwirten zukünftig eine ausreichende Informationsgrundlage (z. B. auf der Basis von Landschaftsplänen) über den Biotopwert und das Entwicklungspotenzial ihrer Ackerflächen zur Verfügung, sollten diese selbst in der Lage sein, entsprechend geeignete Flächen auszuwählen, auf denen sie am erfolgreichsten Biodiversität „produzieren“ können. In der Konsequenz lässt dies eine sehr effektive Zielorientierung der AUM erwarten (von HAAREN und BATHKE 2007). Das Land Baden-Württemberg hat bereits seit einigen Jahren Erfahrung mit der erfolgsorientierten Honorierung beim Erhalt von artenreichem Grünland und bei der Reduktion von N-Einträgen in Wasserschutzgebiete. Landwirte erhalten 165 €/ha, wenn sie eine N-Bilanz von weniger als 45 kg/ha nach der Ernte erreichen. Allerdings berücksichtigt die Ausgestaltung der Programme weder die standortabhängigen Belange für AUM, noch die Potenziale zur Verbesserung der Effizienz durch eine bessere Anpassung an die Standortbedingungen. Eine Simulation für das Land Baden-Württemberg zeigte, dass der Ansatz von N-Zielgrößen auf Grundlage der Bodeneigenschaften nicht nur zu einer Reduktion des Düngemitteleinsatzes um 25 %, sondern auch zu leicht höheren Nettoerträgen bei den Produzenten führten (abhängig vom Düngerpreis) (LINK et al. 2006). Auch in Thüringen werden fast alle AUM zielorientiert mit Gebietskulissen sowie ergebnisorientierte Maßnahmen für Pflanzen- und Wiesenbrüterarten angeboten. Insgesamt sind diese neuen Ansätze vielversprechend, jedoch noch Einzelerscheinungen.

Die effizientere Ausrichtung der AUM am räumlich konkreten Handlungsbedarf hätte in der laufenden Haushaltsperiode eine viel höhere Bedeutung erhalten müssen, da die Mittel zurückgegangen sind und prioritär auch dazu hätten verwendet werden müssen, um EU-Verpflichtungen wie zum Beispiel das europäische Schutzgebietsnetz NATURA 2000 oder die WRRL umzusetzen. Neuer Finanzierungsbedarf könnte auch daraus entstehen, dass die Entkoppelung möglicherweise zur Aufgabe der Beweidung in Landschaften führen wird, die unter Naturschutzgesichtspunkten offengehalten werden sollten. Falls die Preise für die Marktfrüchte wie prognostiziert (z. B. Agra Europe 2007) weiter steigen sollten, wird sich die Problematik der Finanzierung freiwilliger AUM noch weiter verschärfen.

11.4.4 Zusammenfassung und Empfehlungen für die Weiterentwicklung der Agrarumweltpolitik

996. Mit dem bisherigen Instrumentenmix aus Rechts- und Förderinstrumenten konnten in Deutschland nur unzureichende Teilerfolge für die Umweltorientierung der Landwirtschaft erreicht werden, da die Ausgestaltung oder der Vollzug nicht ausreichend effektiv waren. Gründe hierfür liegen darin, dass

- ökonomische Anreize nicht mit ausreichendem Nachdruck auf Umweltschutzziele ausgerichtet wurden: nur 4 % der Zahlungen an die deutschen Landwirte sind in der neuen Föderperiode 2007 bis 2013 im Durchschnitt für AUM vorgesehen,
- bei dem Mitteleinsatz für AUM in Deutschland ein starkes Nord-Südgefälle besteht, das nicht durch den unterschiedlichen ökologischen Handlungsbedarf zu begründen ist,
- das Budget für AUM bisher nur zu einem geringen Anteil für effektive umweltziel- und bedarfsorientierte Maßnahmen ausgegeben wurde und – trotz kleiner Fortschritte in einigen Bundesländern – weiterhin nicht effektiver ausgegeben wird, wodurch Einkommenseffekte häufig Umwelteffekte übersteigen,
- es im Landwirtschaftsektor, unter anderem aufgrund der Vielzahl der Akteure Schwierigkeiten bereitet, rechtliche Vorgaben zu vollziehen,
- Evaluationen der Effektivität von AUM methodisch und von der Datenbasis her nicht ausreichen, um eine fundierte Programmweiterentwicklung darauf zu gründen. Die Effizienz des Mitteleinsatzes sowie die Kosten für Verwaltung und Kontrollen werden gar nicht untersucht; insgesamt ist die Haushaltstransparenz im Landwirtschaftsbereich sehr gering,
- die Landwirte unzureichend über die konkreten Ziele von AUM informiert bzw. bei der Durchführung nicht beraten werden sowie
- der Anreiz zur Teilnahme an AUM aufgrund zu geringer Zahlungen unzureichend ist.

Eine Verringerung der gesamten N-Überschüsse in der Landwirtschaft kann offenbar mit AUM allein nicht wirksam oder nur ineffizient erreicht werden.

997. Im europäischen Vergleich liegt Deutschland mit seiner Agrarumweltpolitik lediglich im Mittelfeld und nicht in der Spitzengruppe, wie man es für ein Industrieland mit hohen ökologischen Ausgleichs- und Rekreationserfordernissen erwartet hätte. Andere Länder wie Österreich, Portugal oder Finnland setzten durch ihre Fördermittelpolitik sehr viel deutlichere Akzente auf eine Integration des Umweltschutzes in die Landwirtschaft.

Konsequente Modulation

998. Die Bundesregierung sollte die anstehende Überprüfung der EU-Agrarpolitik in den Jahren 2008 bis 2009 dazu nutzen, einen Politikwandel auf europäischer Ebene sowie im eigenen Land einzuleiten, der darauf abzielt, bereits 2010 und spätestens ab 2013 die finanzielle Basis für eine integrierte Agrarumweltpolitik entscheidend zu

verbessern. Außerdem sollten die unter der gegenwärtigen GAP bestehenden Spielräume besser genutzt werden.

Dazu sollte die Übertragung der Mittel der 1. in die 2. Säule durch Modulation vorangetrieben werden. Ab 2013 sollte die 1. Säule weitgehend aufgegeben werden und die heutige 2. Säule konsequent zu einer breit angelegten Politik für den ländlichen Raum ausgebaut werden. Ein deutlicher Schwerpunkt sollte darin auf der Honorierung von Umwelt- und Naturschutzleistungen der Landwirtschaft liegen. Eine Grundzahlung an die Betriebe wäre dann nur noch sinnvoll, wenn ein Ausgleich für solche ökologischen und sozialen Grundleistungen der Landwirtschaft notwendig sein sollte, die der Landwirtschaft unter Weltmarktbedingungen nicht ohne Entschädigung abverlangt werden können und deren Effektivität nicht situationsabhängig ist. Kurzfristig ist eine Neugestaltung der Flächenstilllegung und die Konsolidierung von CC und gfP notwendig.

999. Die obligatorische Flächenstilllegung sollte nach ihrer derzeitigen Aussetzung umgehend in neuer Gestalt mit einem Flächenanteil von 5 % vor allem in Form von Pufferflächen zu Gewässern und Habitaten bzw. als sonstige Ausgleichsfläche in der Flur realisiert werden. Die Stilllegungsflächen werden dazu auf den Betrieben als Uferrandstreifen oder, wenn keine Gewässer vorhanden sind, als Blühstreifen oder Pufferzonen zu Landschaftselementen angeordnet. Sie können auch zum Biotopverbund beitragen und als Quelle für energetisch nutzbare Biomasse dienen. Eine Verbindung mit den nach dem derzeitigen BNatSchG in § 5 vorgesehenen Mindestanteilen an Landschaftselementen auf landwirtschaftlichen Betrieben wäre sinnvoll. Eine effektive Umweltberatung der Landwirte (im Rahmen der CC-Beratung nach ELER-VO) könnte diese bei der Platzierung der Stillegungsflächen unterstützen.

Zumindest auf nationaler Ebene bietet es große Vorteile, die gfP und CC identisch zu gestalten, um den Vollzug sowie eine über 2013 hinausreichende Geltung dieser Mindestverursacherpflichten zu erleichtern. Das neue Umweltgesetzbuch (UGB) bietet dazu derzeit die Chance. Neben anderen Maßnahmen müsste unter Klimaschutzgesichtspunkten vor allem ein generelles Umbruchverbot für Dauergrünland bzw. Verbot für den Umbruch von Grünlandtypen mit besonders hoher THG-Speicherung (altes Grünland, Moor- und Auengrünland) die bisherigen Auflagen ergänzen. (dazu weitere bzw. alternative Möglichkeiten s. Tz. 430 ff.). Weiter gehende und vor allem situationsspezifische Umweltauflagen sollten nicht von allen Betrieben verlangt werden.

Ausreichende Finanzierung von Agrarumweltmaßnahmen und starke Einschränkung der flächendeckend angebotenen Förderung

1000. In der 2. Säule sollte die Förderung der Wettbewerbsfähigkeit der Betriebe in Deutschland – insbesondere vor dem Hintergrund der aktuellen Weltmarktentwicklungen – kurzfristig stark zurückgefahren werden. Wenn mittelfristig die 1. Säule abgebaut

wird, kann ein veränderter Förderschwerpunkt für die Initiierung zukunftsfähiger Entwicklungen von Wirtschafts- und Gewerbebetrieben im ländlichen Raum geschaffen werden. Es sollten ausreichend Mittel auf den 2. Schwerpunkt (Umwelt) konzentriert werden, um den Umweltaufgaben gerecht zu werden. Mit dem 3. und 4. Schwerpunkt können vor allem auch solche Maßnahmen gefördert werden, die den Ausgleichsbedarf für Umweltmaßnahmen durch Verbindung mit Feldern wie zum Beispiel Hochpreisvermarktung oder Tourismus verringern bzw. die Einkünfte der teilnehmenden Landwirte erhöhen und Arbeitskräfte im nachgeordneten Bereich schaffen. Im 2. Schwerpunkt sollten lediglich einige Maßnahmen flächendeckend angeboten werden, die sich weitgehend unabhängig von ihrem Standort als effektiv erwiesen haben. Solche Maßnahmen sind zum Beispiel die Schaffung von Landschaftsstrukturelementen, von Pufferstreifen entlang von Gewässern oder Umwandlung von Acker in Grünland. Auch für diese Maßnahmen gilt zwar, dass die ausschlaggebenden Faktoren für den Erfolg von AUM in Anteil und Größe der Flächen, der Kohärenz der Maßnahmen sowie der Berücksichtigung standortspezifischer Bedingungen liegen. Ebenso wie im Falle einer generellen (niedrigen) Grundförderung des ökologischen Landbaus lässt sich aber die flächendeckende Förderung bestimmter Maßnahmen mit ihrer Wirksamkeit und Multifunktionalität nur solange rechtfertigen, wie nur sehr wenig über die Transaktionskosten einer gezielten Förderung im Vergleich zu flächendeckenden Angeboten bekannt ist. Ohne Bindung an eine Gebietskulisse kann außerdem die Aufstellung von Naturschutzmanagementplänen für ganze Betriebe gefördert werden (nach dem Vorbild des „Whole farm Management approach“ in UK, OSTERBURG 2005; 2007), denn für positive Umwelteffekte insbesondere auf die Biodiversität ist es vielfach günstig, wenn nicht auf Schlag-, sondern auf Landschaftsebene agiert wird. In diesem Sinne würden sich auch kollektive Teilnahmen von benachbarten Landwirten positiv auswirken (von HAAREN et al. 2008). Der Verzicht auf eine Gebietskulisse ist auch im Falle der ergebnisorientierten Honorierung von Umweltleistungen, wie derzeit bereits in Baden-Württemberg und Niedersachsen praktiziert wird, möglich (BRABAND et al. 2003; OSTERBURG und NITSCH 2005). Die Landwirte suchen die Erfolg versprechenden Standorte bei diesem Modell anhand von geeigneten Informationen (z. B. aus der Landschaftsplanung) selbst aus (von HAAREN und BATHKE 2007). Zu der Frage der Höhe und Verteilung der Kofinanzierung durch die EU hat sich der SRU 2004 eingehend geäußert (SRU 2004a, Kap. 4). Diese Einschätzungen haben nach wie vor Gültigkeit. Die Gebiete und Belange von europäischer Bedeutung (insb. nach FFH-RL) sollten unabhängig von den derzeit maßgeblichen Länderprioritäten der Mittelverteilung zu 100 % aus dem EU-Haushalt finanziert werden.

Verbesserte Zielorientierung der Agrarumweltmaßnahmen

1001. Generell sollte die Ausgestaltung zukünftiger AUM die von der Europäischen Kommission beim Health Check benannten drei wesentlichen Herausforderungen (Klimaschutz, Biodiversität und nachhaltiges Wassermanagement) berücksichtigen. Insgesamt sollte der Grundsatz der Lenkung der AUM in Gebiete mit Handlungsbedarf gestärkt und langfristige sowie dynamische, interaktive Formen der Organisation wie zum Beispiel ergebnisorientierte Ansätze in Baden-Württemberg oder Niedersachsen (vgl. KEIENBURG et al. 2006) oder Bieterverfahren gestärkt werden. Solche (auch farmspezifische Analysen) sind in den USA seit langem gängig und werden erfolgreich eingesetzt, sodass US-amerikanische Erfahrungen genutzt werden könnten (s. von HAAREN und BILLS 2007; von RUSCHKOWSKI et al. 2008). Bei der Abgrenzung der Gebietskulissen für diese Verfahren auf der Grundlage der Landschaftsplanung sollte die Multifunktionalität der Ziele und Maßnahmen berücksichtigt werden. Sektorale, nur auf ein Umweltmedium (z. B. Wasser, OSTERBURG und RUNGE 2007) bezogene Ansätze lassen Effizienzpotenziale ungenutzt. Insbesondere im Fall von Bieterverfahren kann sich der Preis für Umweltleistungen der Landwirte im Verfahren ergeben. Ansonsten müssten die Preise der Umweltleistungen nicht nur in erster Linie die Kosten der Maßnahmen widerspiegeln wie bisher, sondern eine Marktkomponente enthalten, um gegenüber den steigenden Deckungsbeiträgen der landwirtschaftlichen Erzeugung konkurrenzfähig zu bleiben (zur Einbeziehung von Akzeptanz und regionsspezifischen Kosten s. von HAAREN und BRENKEN 1998).

Die Unterstützung der Hochpreisvermarktung von Landschaftspflegeprodukten kann die Kosten generell senken und einen zusätzlichen Anreiz für die Erzeuger darstellen (z. B. von HAAREN et al. 2007).

Qualitativ anspruchsvolle Evaluationen und Beratung zur Verbesserung der Wirksamkeit von Agrarumweltmaßnahmen

1002. Internationale Erfahrungen und Evaluationen zu erfolgreichen Modellen können verwendet werden, um die Effektivität und Effizienz der Agrarumweltprogramme zu verbessern. Zur Verbesserung der Maßnahmenumsetzung sowie des Vollzuges der gfP durch die Landwirte müssen ausreichende Fördermittel für eine Umweltberatung der Landwirte bereitgestellt werden. Durch Öffentlichkeitsarbeit können die Umweltleistungen der Landwirte aufgrund AUM zusätzlich besser im Bewusstsein der Bevölkerung verankert und die Motivation der Landwirte zur Teilnahme an AUM gestärkt werden. Die Umweltleistungen der Landwirtschaft sollten zu diesem Zweck einen größeren Stellenwert im Agrarpolitischen Bericht der Bundesregierung erhalten. Für eine verbesserte Transparenz der Entwicklungen sollte zudem die Entscheidung der Bun-

desregierung, den Agrarpolitischen Bericht künftig nur noch alle vier Jahre herauszugeben, überdacht werden.

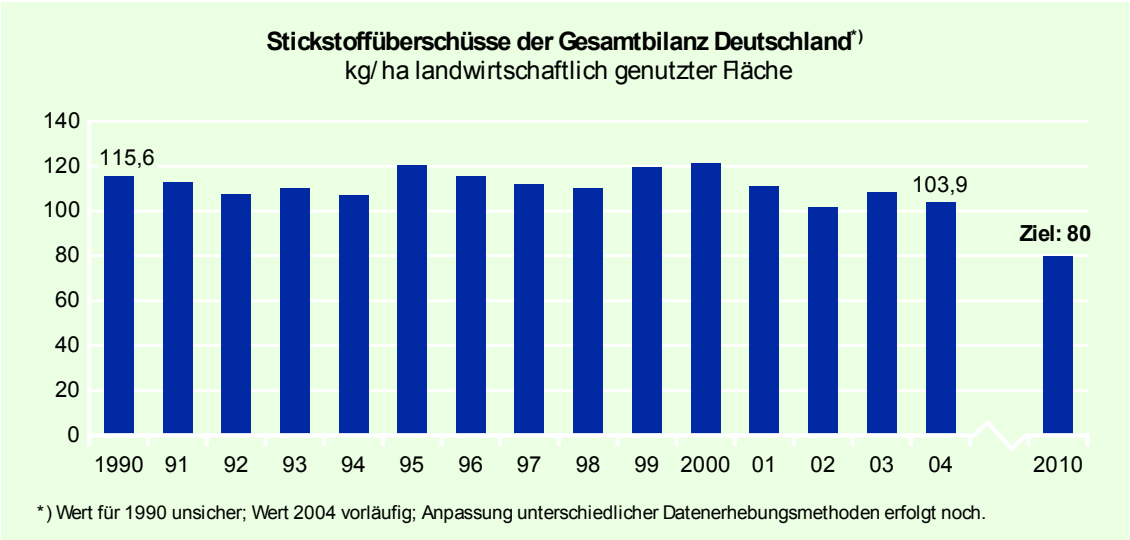
11.5 Weitere Maßnahmen zur Reduzierung stofflicher Belastungen

11.5.1 Maßnahmen zur Verminderung der Nährstoffbelastungen durch die Landwirtschaft

1003. Die Anwendung von Düngemitteln in der Landwirtschaft ist seit vielen Jahren die Hauptquelle für Nährstoffeinträge in die Umwelt und damit für die Eutrophierung der Ökosysteme und die Nitratbelastung der Gewässer. Beispielsweise lag der Bilanzüberschuss für Stickstoff im Jahr 2004 bei durchschnittlich 103,9 kg/ha landwirtschaftlich genutzter Fläche (UBA 2007a). Ziel der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung ist eine Reduktion des Gesamtbilanz-Überschusses auf 80 kg/ha bis 2010 (Bundesregierung 2002, S. 114). In der N-Bilanz werden Zufuhr (aus Mineraldüngung, Klärschlamm, Kompost, Futter und aus der Luft) und Abfuhr (über pflanzliche und tierische Erzeugnisse für den Markt) im Sektor Landwirtschaft erhoben und nach dem Prinzip der „Hoftor-Bilanz“ Zu- und Abfuhr saldiert. Der sich daraus ergebende N-Überschuss wird in kg pro Hektar und Jahr angegeben (s. Abb. 11-5) und unterliegt witterungsbedingt jedes Jahr Schwankungen. Über den Zeitraum von 1990 bis 2004 ergibt sich ein gemittelter Gesamtrückgang um circa 5 kg Stickstoff. Dieser Trend ist jedoch nicht ausreichend, um das Reduktionsziel zu erreichen.

Abbildung 11-5

Stickstoffüberschüsse der Gesamtbilanz Deutschland



Quelle: Statistisches Bundesamt 2007

1004. Die Ursachen für die Überschüsse liegen vor allem in der flächenunabhängigen Tierhaltung mit Zukauf von Futtermitteln (SCHULER und BENNING 2006) sowie in ackerbaulichen Intensivkulturen (Mais, Sonderkulturen). Weiterhin gewinnt die zunehmende Ausbringung von Gärresten aus Biogasanlagen an Bedeutung (s. SRU 2007a, Tz. 28). Im Vergleich zu herkömmlichem Kompost können Gärprodukte einen sehr viel höheren prozentualen Anteil an löslichem Stickstoff aufweisen (Kompost: 4,4 %; Gärprodukt fest: 20,4 %; Gärprodukt flüssig: 82,9 %) (KEHRES 2007; vgl. SRU 2007a). Die Ausbringung von Gärresten bringt dementsprechend eine höhere sofortige Pflanzenverfügbarkeit des Stickstoffs mit sich als herkömmliche Dünger. Dies muss bei der Düngeplanung berücksichtigt werden. Prinzipiell sollte bei der Bewertung von Gärprodukten zwischen festen und flüssigen Gärreststoffen unterschieden werden, da sie aufgrund der unterschiedlichen Ausgangsprodukte deutliche Unterschiede in der Düngewirkung und im Schadstoffgehalt aufweisen (KÖRDEL et al. 2007).

Der Gesamtdüngemitteleinsatz ist in Deutschland nach einer Zunahme bis zum Ende der 1990er-Jahre gegenwärtig wieder etwas rückläufig, liegt aber noch immer über dem Niveau der frühen 1990er-Jahre (UBA 2007b). Eine Abnahme des N-Überschusses gründet sich in der Zunahme der N-Effizienz (dem Verhältnis von N-Zufuhr zur Abfuhr) (BACH und FREDE 2005).

11.5.1.1 Novellierte Düngeverordnung

1005. Eine besondere Bedeutung für die Verminderung der Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft und somit auch der Umsetzung der WRRL kommt der Düngeverordnung (DüV) zu. Diese wurde im Jahr 2006 novelliert, die letzte Änderung an der Verordnung trat am 27. Februar 2007 in Kraft. Die novellierte Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der gfP beim Düngen dient unter anderem der – erst durch ein Urteil des Europäischen Gerichtshofes (EuGH vom 14. März 2002, C-161/00) erzwungenen – vollständigen Umsetzung der Nitrat-RL in deutsches Recht. Ziel der Verordnung ist die Verminderung der stofflichen Risiken durch die Anwendung von Düngemitteln und anderen Boden- bzw. Pflanzenhilfsmitteln auch außerhalb landwirtschaftlich genutzter Flächen. Die wesentlichen Inhalte der Verordnung betreffen:

- die Vorgabe, den Düngebedarf vor jeder Düngung sachgerecht zu ermitteln,
- die umgehende Einarbeitung von ausgebrachter Gülle, Jauche, Geflügelkot oder sonstigen organischen flüssigen Düngemitteln auf unbestellten Ackerflächen,
- die Beschränkung der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft auf Acker- und Grünland auf einen Gehalt an Gesamtstickstoff im Durchschnitt der landwirtschaftlich genutzten Fläche eines Betriebes auf 170 kg/ha, für Grünland und Feldgras auf Antrag und unter Einhaltung bestimmter Auflagen bis zu 230 kg/ha,

- ein Ausbringungsverbot von Düngemitteln mit wesentlichem Gehalt an verfügbarem Stickstoff bzw. Stickstoff oder Phosphat in den Wintermonaten (für Ackerland vom 1. November bis zum 31. Januar und für Grünland vom 15. November bis zum 31. Januar) und auf wassergesättigten, überschwemmten, schneebedeckten (durchgängig mehr als 5 cm) oder gefrorenen Böden,
- ein Verbot der Ausbringung der genannten Düngemittel nach der letzten Ernte der Hauptfrucht auf Ackerland abgesehen von zwei festgelegten Ausnahmen,
- die Verpflichtung zur Durchführung einer Bodenutersuchung hinsichtlich des Phosphatgehaltes auf jedem Schlag über einen Hektar mindestens alle sechs Jahre,
- die Vorgabe, jährlich einen betrieblichen Nährstoffvergleich in Form einer Flächenbilanz oder als aggregierte Schlagbilanz zu erstellen. Dieser ist auf Anforderung der zuständigen Behörde vorzulegen. Derzeit besteht die Regelannahme der Einhaltung der gfP bei einem N-Überschuss von 90 kg/ha, welcher bis 2011 auf 60 kg/ha abgesenkt wird und einem Phosphatüberschuss von 20 kg/ha.
- die Verhinderung des Abschwemmens von Nährstoffen unter anderem durch einen generellen Mindestabstand zum Gewässer von 3 m bzw. 1 m, wenn eine genaue Platzierung des Düngers möglich ist. Bei einer Hangneigung von mehr als 10 % der Ackerfläche ist die Düngung bis zu einem Abstand von 3 m zum Gewässer generell verboten, für die verbleibende Fläche bis zu einem Abstand von 20 m müssen Maßnahmen zur Verhinderung der Abschwemmung ergriffen werden.

Weitere Vorgaben in der Verordnung regeln die Aufzeichnungspflicht, weitergehende Anwendungsbeschränkungen und die Festlegung von Ordnungswidrigkeiten.

Die Novelle der DüV ist in einigen Punkten als eine Verschärfung gegenüber der Version vom 26. Januar 1996 zu bewerten. Das betrifft insbesondere die Verpflichtung zur sachgerechten Düngung, die festgelegten Mindestabstände zu Gewässern, eine – wenn auch geringe – Ausweitung des Zeitraumes, in dem keine Dünger ausgebracht werden dürfen und die Begrenzung des Einsatzes von Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft auf Grünland auf 170 kg Stickstoff pro Hektar. Ausbringungsobergrenzen wirken, wenn man Wirtschaftsdüngerexporte ausklammert, in der Praxis wie Viehbesatzobergrenzen (OSTERBURG 2007). Negativ zu beurteilen ist, dass für Grünland die N-Obergrenze durch eine Ausnahmeregelung, die bis zu 230 kg Stickstoff unter bestimmten Bedingungen zulässt, wieder aufgeweicht wurde. Diese Ausnahme muss allerdings von der Europäischen Kommission genehmigt werden und ist mit strengen Auflagen für die Landwirte verbunden. Deutschland hat für sich inzwischen eine bis Ende 2009 befristete Ausnahme erwirkt. Außerdem wurden in der novellierten Fassung die anzurechnenden Lagerungsverluste von Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft von

10 % für Gülle und Jauche sowie 25 % für Festmist auf 15 bis 45 % bzw. 30 bis 40 % angehoben. Die neuen Werte sind eine Anpassung an durchgeführte Berechnungen zu realen Lagerungsverlusten bei Wirtschaftsdüngern (BAUMGÄRTEL et al. 2003). Gleichzeitig bedeuten diese höheren Verlustwerte für einen Tierhaltungsbetrieb eine Anhebung der Viehbesatzbegrenzung auf über 200 kg Stickstoff pro Hektar aus tierischen Ausscheidungen (OSTERBURG 2007). Dadurch wurde im Vergleich zur alten DüV für Ackerland die faktische Viehbesatzbegrenzung angehoben, während sie für Grünland allenfalls minimal abgesenkt wurde.

Es bleibt offen, inwieweit diese beiden Neuerungen in der DüV dem Ziel eines weiter gehenden Schutzes der Gewässer vor Nitrat- bzw. Nährstoffeinträgen und somit auch der Umsetzung der WRRL zuwider laufen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die höchsten N-Überschüsse für Tierhaltungsbetriebe ermittelt wurden und gerade in Regionen mit hoher Dichte des Viehbestandes bzw. von Veredelungs- oder Milcherzeugungsbetrieben die Wasserqualität hinsichtlich der Nährstoffeinträge weiterhin besonders problematisch ist. Aus diesem Grunde müssen hier dringend Maßnahmen ergriffen werden, um die Stoffeinträge zu mindern (SRU 2004a; TAUBE et al. 2007; BAD o. J.). Die in der Nitrat-RL bzw. der neuen DüV festgelegten Ausbringungsobergrenzen entsprechen etwa 2,2 bis 2,7 Großvieheinheiten pro Hektar, was zu einem Austrag an Nährstoffen führt, die an vielen Standorten und von vielen Früchten nicht mehr optimal verwertet werden können und somit zu Belastungen der Böden und sonstigen Ökosystemen führen. Deshalb sollte eine weitere Absenkung der Ausbringungsmengen angestrebt werden (s. a. SRU 2004a, Tz. 314).

Die in der novellierten DüV zulässigen N-Überschüsse klingen nur im ersten Moment ambitioniert, da zu diesen Werten für eine Flächenbilanz noch der NH_3-Verlust und die N-Deposition addiert werden müssen. Dies entspräche dann beispielsweise für einen Futterbaubetrieb mit einer Tierhaltung von 1,4 Großvieheinheiten (GV) je Hektar einem N-Überschuss von etwa 115 kg/ha (Bezugebene: Fläche) und 140 kg/ha (Bezugsebene: Betrieb) (GUTSER 2006). Damit läge der Wert real deutlich oberhalb des von der Bundesregierung für das Jahr 2010 angestrebten Gesamtbilanz-Überschusses von 80 kg/ha.

Ein weiterer Kritikpunkt ist die Art, wie in Zukunft Bilanzierungen zu erstellen sind. Bis zum Inkrafttreten der Novelle war eine Hoftor- bzw. Betriebsbilanz gefordert, inzwischen aber eine Flächenbilanz.

Nährstoffbilanzierung in der Landwirtschaft

Die Nährstoffbilanzierung dient der Ermittlung der Nährstoffeffizienz bzw. von Nährstoffverlusten innerhalb eines landwirtschaftlichen Betriebes oder auf einer bewirtschafteten Fläche. Gegenübergestellt werden die Nährstoffein- und -austräge einer klar definierten Bezugsebene über einen bestimmten Zeitraum. Prinzipiell wird unterschieden zwischen einer Flächen- und einer Hoftor-/Betriebsbilanz. Bei der Flächenbilanz wird die Zufuhr an Nährstoffen in Form von Mineraldünger, organischem Dünger (Wirtschaftsdünger), Saatgut und der symbiontischen N-Bindung auf eine Fläche der Abfuhr in Form von Ernteprodukten gegenübergestellt. In die Betriebsbilanz fließen sämtliche Nährstoffe, die in einen Betrieb eingeführt werden wie Dünger, Saatgut, Futtermittel, Vieh und die symbiotische N-Bindung und die Abfuhr in Form von pflanzlichen und tierischen Produkten sowie organischem Dünger mit ein. Die Differenz der beiden Größen bzw. das Saldo stellt unter anderem einen Indikator für die Umweltbelastung mit Nährstoffen dar (s. a. GUTSER 2006).

Die Hoftorbilanz hat gerade für die verantwortlichen Institutionen aufgrund ihrer relativen Unkompliziertheit den großen Vorteil der leichten Überwachbarkeit. Die Flächenbilanz insbesondere von Betrieben, in denen Tierveredelung oder auch Milchviehhaltung stattfindet, gestaltet sich dagegen komplizierter. Zur Berechnung der Bilanzen werden in der DüV entsprechende Leitwerte für die N-Fixierung je Frucht und N-Ausscheidung von Nutztieren genannt. Dagegen kann der Ertrag an Futtermitteln eines Betriebes nur abgeschätzt werden. Beide Punkte führen zu erheblichen Unsicherheiten, die eine Kontrolle bzw. Bewertung der Bilanzen erschweren und Unklarheiten in den Bilanzierungen Vorschub leisten (s. a. SRU 2004a, Tz. 306). Vor allem im tierhaltenden Betrieb ist die Aussagesicherheit eingeschränkt, wenn der Bilanzansatz ohne Stallbilanz gerechnet wird und somit keine unmittelbare Kontrolle möglich ist, ob der normativ ermittelte Wirtschaftsdüngeranfall zu den betrieblich angegebenen Futtererträgen passt. Gleichzeitig ist der Verwaltungsaufwand für die Behörden und die Landwirte höher (GUTSER 2006). Aus diesen Gründen konstatiert auch der Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, dass die Flächenbilanz für eine außerbetriebliche Ergebnisverwendung ungeeignet ist und eine Hoftor-Flächenbilanz mit vergleichbarem Aufwand zuverlässigere Ergebnisse liefert (VDLUFA 2007). Begrüßenswert wäre daher eine Kombination der Hoftor- mit der Flächenbilanz, um die Nährstoffwege nachvollziehbar zu dokumentieren. Die Erstellung einer Schlagbilanz ist insbesondere für die Selbstkontrolle der Landwirte und für die landwirtschaftliche Beratung sinnvoll.

Bisher fehlt eine systematische Überprüfung der Wirkung der DüV. Um eine Bewertung der DüV-Novelle vornehmen zu können, wäre es dringend erforderlich, diese zeitnah einer Wirkungsanalyse zu unterziehen, insbesondere auch um frühzeitig – soweit not-

wendig – weiter gehende Planungen zur Minderung der Nährstoffeinträge und somit auch zur Umsetzung der WRRL angehen zu können (OSTERBURG 2007).

11.5.1.2 Stickstoffüberschussabgabe im Lichte der niederländischen Erfahrungen

1006. In seinem Umweltgutachten 2004 hatte der SRU angeregt, die Möglichkeiten der Umsetzung einer N-Überschussabgabe in Deutschland zu prüfen (SRU 2004a, Tz. 326). Grundlage dieser Empfehlung waren eine Reihe von Vorteilen dieses Instruments gegenüber den gegenwärtigen Bemühungen um die Einhaltung von Ausbringungsstandards und den Vorschlägen einer Abgabe auf Mineraldünger. Konzeptionell vereint die N-Überschussabgabe einen Ansatz der Regulierung an der eigentlichen Quelle der Nährstoffbelastung von Böden und Wasser, den N-Überschüssen, sowie die Effizienzvorteile einer Abgabenlösung gegenüber ordnungsrechtlichen Instrumenten. Diese grundsätzliche Einschätzung teilt der SRU nach wie vor. Im Lichte der inzwischen in der Literatur dokumentierten Erfahrungen mit der Umsetzung der N-Überschussabgabe in den Niederladen (Mineral Accounting System – MINAS) sind jedoch neue Aspekte bei der Beurteilung dieses Instruments hinzugetreten (MALLIA und WRIGHT 2004; OENEMA und BERENTSEN 2005).

Ein fundamentales Problem der Anwendung einer N-Überschussabgabe liegt in der potenziellen Inkompatibilität mit den Auflagen der Nitrat-RL, nach der die jährliche Ausbringung einer Dungmenge mit einem N-Gehalt von mehr als 170 kg/ha auf landwirtschaftliche Fläche nicht zulässig ist. Die hohen, erst in den letzten Jahren stärker reduzierten abgabenfreien Sockelbeträge ermöglichten Nährstoffüberschüsse, die über die Auflagen der Nitrat-RL zuweilen deutlich hinausgingen. Da die N-Überschussabgabe keine absoluten Grenzwerte setzt, können Überschreitungen des EU-Grenzwertes nur mit ausreichend hohen Abgabesätzen ausgeschlossen werden. Dementsprechend stellte der EuGH in seinem Urteil vom 2. Oktober 2003 fest, dass die Niederlande die Nitrat-RL durch sein Düngemittelrecht nicht umgesetzt haben. Die Niederlande waren daher verpflichtet, ihre düngemittelrechtlichen Regelungen auf Grundlage der Entscheidung des EuGH anzupassen, um die Grenzwerte der Nitrat-RL einzuhalten. Neben einer Erhöhung der Abgabensätze wurde gefordert, das Stichjahr für die Reduzierung der abgabenfreien Nährstoffmenge von 2008 auf 2003 vorzuziehen. Trotz mehrerer Anpassungen der Abgabenfreibeträge der Nährstoffbilanzen und der Abgabensätze konnte die niederländische Regierung dem im Rahmen des MINAS-Systems nicht nachkommen.

Zudem zeigte sich, dass das niederländische MINAS-System in der intensiven Schweine- und Geflügelzucht zu erheblichen Anwendungsproblemen führt (MALLIA und WRIGHT 2004, S. 69 ff.). Da diese Produktionssysteme nahezu alle Futtermittel

importieren und sich nur durch eine geringe bewirtschaftete Fläche auszeichnen, führten die sich in der Umsetzung von MINAS abzeichnenden Mess- und Analyseungenauigkeiten in vielen Fällen zu unberechtigt hohen Abgabenverpflichtungen der Landwirte. Bereits geringe Abweichungen der Nährstoffanteile in der Güllefracht der Höfe aufgrund der flächenspezifischen Bemessungsgrundlage verursachten bereits spürbare Belastungen, deren Rechtfertigung häufig unklar und schwer nachzuvollziehen war. Tatsächlich erreichten die Mess- und Analysefehler oft relativ hohe Dimensionen, sodass die Abgabenlast häufig unangemessen hoch war. Hielten sich diese Probleme zu Beginn der Implementierungsphase aufgrund der hohen Abgabefreibeträge der Nährstoffsalden und der relativ geringen Steuersätze noch in Grenzen, führten die auf Betreiben der Europäischen Kommission notwendigen Korrekturen zu einem erheblichen Anstieg der Abgabenlast und damit zu enormen politischen Widerständen, die sich sowohl in Einwendungen gegen die Abgaben als auch durch rechtswidrige Praktiken der Datenerfassung und Gülleentsorgung äußerten. Gleichermaßen schätzte auch das niederländische National Institute for Public Health and Environment in zwei Monitoring-Berichten zusammenfassend ein, dass MINAS zwar in den Bereichen Milchviehhaltung und Ackerbau Effektivität und Effizienz bei hinreichend anspruchsvollen Abgabensätzen und Abgabenfreibeträgen vereint, sich aber für wenig flächenintensive Produktionsweisen wie der Schweine- und Geflügelzucht nicht eignet (RIVM 2002; 2004).

Diese Erfahrungen sind für die Bewertung der N-Überschussabgabe von hoher Relevanz. So resultiert aus der Anwendung großzügiger Abgabenfreibeträge eine wesentliche Einschränkung der Lenkungswirkung der N-Überschussabgabe. Da die Wirkung zusätzlicher Nährstoffverluste von der bereits vorhandenen Hintergrundbelastung und dem Charakter der gefährdeten Gewässer bestimmt wird, kann nicht davon ausgegangen werden, dass Nährstoffverluste unterhalb eines Sockelbetrags nur vernachlässigbare Umweltschäden verursachen. Daher ist die Anwendung eines Abgabensatzes grundsätzlich für jede Einheit des Bilanzüberschusses geboten. Zur Vermeidung unnötiger Belastungen käme die Anwendung einer Progressionsstufe des Abgabensatzes infrage. Hierdurch wäre sicherzustellen, dass die in der DüV geltenden, für die Einhaltung der gfP maßgeblichen N-Überschüsse nicht deutlich überschritten werden. Regionale Belastungsunterschiede der Nährstoffeinträge sollten in einer Differenzierung der Abgabensätze Berücksichtigung finden.

Besondere Aufmerksamkeit erfordert die Bestimmung und Kontrolle der Bilanzüberschüsse als Bemessungsgrundlage. Hierbei gilt es insbesondere durch Messprobleme verursachte ungerechtfertigte Abgabenbelastungen und damit verbundene, illegale Ausweichaktivitäten der Landwirte zu verhindern. Dieses Problem lässt sich mit hinreichender Genauigkeit durch die Anwendung von Schätzwerten (Nährstoffausscheidun-

gen nach DüV) zur Berechnung der Nährstoffsalden aus den Daten der Hoftor-Flächenbilanz vermeiden (s. Tz. 1005).

1007. Die Vielschichtigkeit der Vollzugsprobleme verschiedener Instrumente der Nährstoffpolitik erfordert die Berücksichtigung der Potenziale eines innovativen Instrumentenmix. Neben ordnungsrechtlichen Auflagen und preislichen Instrumenten wie der N-Überschussabgabe werden daher auch neuartige Ansätze einer flexiblen Mengenregulierung wie etwa des Handels mit Wasserqualitätsrechten diskutiert (EPA 2007). Derartige fluss- bzw. wassereinzugsgebietsbezogene Handelssysteme erlauben die Berücksichtigung aller maßgeblichen Nährstoffquellen, da die Betreiber von Punktquellen und Verursacher diffuser Einträge den Nachweis spezifischer Minderungen von Nährstoffeinträgen auch durch den Erwerb von Vermeidungszertifikaten anderer Emittenten erbringen können. Auf diese Weise lassen sich zusätzliche kostengünstige Vermeidungsmaßnahmen in der Landwirtschaft aktivieren, sodass zukünftige Verbesserungen der Wasserqualität geringere wirtschaftliche Belastung nach sich ziehen und damit eine bessere politische Durchsetzbarkeit versprechen. Zudem kann der Handel mit Wasserqualitätsrechten die öffentlichen Haushalte entlasten, da die privaten Transaktionen Anreize zur Umsetzung besonders kosteneffizienter Maßnahmen setzen, was die Notwendigkeit finanzieller Kompensation aus den Mitteln der Landwirtschaftsförderung (CC, Agrarumweltprogramme) reduziert. Erfolg versprechende Vorarbeiten der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft weisen auf die prinzipielle Anwendbarkeit hierzu notwendiger standardisierter Maßnahmenpakete hin. Hierzu zählt unter anderem die Beurteilung der Wirksamkeit von Maßnahmen zur Verminderung von Nährstoffeinträgen nach Maßgabe klar abgrenzbarer Ausgangsbedingungen in unterschiedlichen Boden-Klima-Räumen, Betriebsformen und Flächennutzungskategorien (OSTERBURG und RUNGE 2007). Eine vergleichende Evaluation der verschiedenen Instrumentenoptionen sollte daher auch den Handel mit Wasserqualitätsrechten einschließen, um die Potenziale und Synergieeffekte einer stärker integrativen Nährstoffpolitik auszuloten.

11.5.2 Einsatz von Pflanzenschutzmitteln

1008. Die Zulassung und die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln unterliegt einer umfassenden Regulierung (s. Kap. 8.6). Eine Zulassung darf nur erfolgen, wenn die vorgeschriebene Anwendung erwarten lässt, dass kein unannehmbarer Schaden für Mensch und Umwelt entsteht. Allerdings ist bekannt, dass die bestimmungsgemäße (d. h. entsprechend der Zulassungsauflagen) und sachgerechte Anwendung nur ungenügend umgesetzt wird (Tz. 761). Auch die Funde im Grundwasser und die Überschreitungen der Rückstandshöchstmengen für einheimisches Obst und Gemüse (Tz. 748 f.) weisen darauf hin, dass die gfP nicht eingehalten wird. Die Umsetzung der bestimmungsgemäßen und sachgerechten Anwendung wird nur mangelhaft kontrolliert

und es fehlen Anreize zur reduzierten Verwendung von Pflanzenschutzmitteln. Der Inlandsabsatz an Pflanzenschutzmittelwirkstoffen ist in Deutschland seit über zehn Jahren weitgehend konstant (Tz. 747).

Im Oktober 2004 veröffentlichte das Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft ein „Reduktionsprogramm chemischer Pflanzenschutz“ (BMVEL 2004). Darin werden verstärkte Bemühungen gefordert, Risiken durch die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln weiter zu reduzieren, die Anwendungsmengen strikt auf das notwendige Maß zu begrenzen und die Anwendungen transparenter zu machen. Im März 2005 hatten die Agrarminister der Länder mit Blick auf das Reduktionsprogramm mitgeteilt, dass der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln in zehn Jahren um 15 % vermindert werden könnte (AMK 2005). Im Reduktionsprogramm wurden allerdings keine quantitativen Minderungsziele formuliert. Ohne derartige Ziele und ohne konkrete indikationsspezifische Maßnahmen und Handlungsanweisungen (festgelegt in der gfP) wird das Programm aber weitgehend wirkungslos bleiben.

Auch in der im Juli 2006 von der Europäischen Kommission veröffentlichten Thematischen Strategie zur nachhaltigen Nutzung von Pflanzenschutzmitteln (Europäische Kommission 2006b) fehlen Vorschläge für ein quantitatives Minderungsziel oder eine Abgabe für Pflanzenschutzmittel. Nach Ansicht der Europäischen Kommission fehlen hierfür noch Informationen, etwa über eine Referenz für ein Minderungsziel (Baseline consumption) oder Informationen zur differenzierten Betrachtung der Pflanzenschutzmittel bzw. Unterscheidung der Pflanzenschutzmittelwirkstoffe in verschiedene Risikokategorien. Dies wäre notwendig, um bei einer Pflanzenschutzmittelabgabe eine Risikoreduktion und nicht einfach nur eine Mengenreduktion zu erreichen. Die Kommission sieht aber die Möglichkeit, dass auf lange Sicht durch die in der Pflanzenschutzmittelstrategie vorgeschlagenen Vorgaben zur Datensammlung und Indikatorenentwicklung die zur Festlegung eines geeigneten Reduktionszieles notwendigen Daten erbracht werden könnten (Europäische Kommission 2006b). Im Übrigen schlägt die Europäische Kommission vor, auf Ebene der Mitgliedstaaten jeweils für sie angepasste Abgabensysteme zu konzipieren. Zur Stärkung der Akzeptanz einer Abgabe auf Pflanzenschutzmittel sollte diese zu Zwecken der nachhaltigen Nutzung von Pflanzenschutzmitteln verwendet werden und nicht im Staatsbudget „verschwinden“.

1009. Es ist bedauerlich, dass die Europäische Kommission weder konkrete Vorschläge für ein quantitatives Minderungsziel noch für eine Abgabenregelung vorgelegt hat. Zwar ist es wichtig, die Ziele und Abgaben an den Eigenschaften der Wirkstoffe zu orientieren. Eine pauschale Minderungsvorgabe und eine nicht nach dem Risiko differenzierende Besteuerung bergen die Gefahr, dass schwach wirksame Pflanzenschutzmittel durch geringere Mengen hochwirksamer Pflanzenschutzmittel substituiert werden. Es gibt aber bereits heute eine Vielzahl von Indikatoren, die geeignet wären

Minderungsziele festzulegen, zum Beispiel die Anwendungsintensität (s. u.), Mindestrückstände (Höchstmengen) in Lebensmitteln und der Anteil des ökologischen Landbaus oder der Integrierten Landwirtschaft (Europäisches Parlament 2003). Auch im Hinblick auf eine Abgabe auf Pflanzenschutzmittel gibt es Indikatoren, die das unterschiedliche Risiko der Wirkstoffe quantifizieren können (Tz. 750 f.). Wenn diese Indikatorensysteme auch noch nicht in allen Mitgliedstaaten angewendet werden und teils noch nicht ausgereift sind, so wären doch Vorgaben der Europäischen Kommission für ein quantitatives Minderungsziel und für die Einführung einer EU-weiten risikobasierten Abgabe auf Pflanzenschutzmittel ein wichtiger Impuls zur Reduzierung des Eintrags von Pflanzenschutzmitteln gewesen.

11.5.2.1 Festlegung quantitativer Minderungsziele

Erhebung des tatsächlichen Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln (Behandlungsindex)

1010. Als Behandlungsindex wird die Menge der ausgebrachten Pflanzenschutzmittel – bezogen auf die zugelassene Aufwandmenge und die Anbaufläche der Kultur – bezeichnet. Wird beispielsweise nur die Hälfte der Weizenanbaufläche mit Pflanzenschutzmitteln behandelt und zudem die zugelassene Pflanzenschutzmittelmenge um 30 % reduziert, ergibt sich ein Behandlungsindex von 0,5 x 0,7 = 0,35. Dieser Teilindex, der für jede Einzelanwendung eines Pflanzenschutzmittels auf der betrachteten Anbaufläche berechnet wird, ergibt mit den Teilindizes aller anderen Einzelanwendungen in der Summe den Behandlungsindex (ROßBERG 2007). Der Behandlungsindex ist damit ein Indikator für die Intensität der Pflanzenschutzmittelanwendung. Ein Vorteil dieser Methode ist, dass der Wechsel zum Beispiel von einem älteren Pflanzenschutzmittel zu einem neueren mit geringerer Aufwandmenge nicht dadurch automatisch zur Verringerung des Behandlungsindexes führt, da die Menge des ausgebrachten Pflanzenschutzmittels auf die jeweils zugelassene Menge bezogen wird, die bei einem neueren Mittel geringer sein wird.

Zur Ermittlung des Behandlungsindex wurden in Deutschland von 2000 bis 2005 erste Erhebungen im Acker-, Hopfen-, Obst-, Wein- und Gemüseanbau durchgeführt. Die Erhebungen wurden von der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (BBA) im Rahmen eines Stichprobenverfahrens teils in enger Zusammenarbeit mit den entsprechenden Anbauverbänden durchgeführt. In den anonymen Erhebungen wurde abgefragt, welche Pflanzenschutzmittelmengen die jeweiligen Betriebe auf ihre Anbauflächen ausgebracht hatten. Daraus wurde der Behandlungsindex ermittelt und für bestimmte Kulturen und für bestimmte Boden-Klima-Regionen gemittelt. Die Erhebungen sollen regelmäßig wiederholt werden, um die Indizes mittelfristig zu stabilisieren (z. B.

um unterschiedliche klimatische Bedingungen einzelner Jahre herauszumitteln) und einen Trend beschreiben zu können (BBA 2006).

Die Behandlungsindizes variieren zwischen den Anbaukulturen (ROßBERG 2007), können aber auch innerhalb einer Anbaukultur je nach Anbaugebiet unterschiedlich sein (ROßBERG o. J.). Die Unterschiede beruhen vorwiegend auf den verschiedenen klimatischen Gegebenheiten und dem unterschiedlichen Auftreten von Krankheiten und Schädlingen. Eine Streuung beim Behandlungsindex innerhalb eines Anbaugebietes deutet aber auf Anwendungen hin, die über das notwendige Maß hinausgehen. Der Behandlungsindex enthält allerdings keine Aussage darüber, ob geringere Pflanzenschutzmittelanwendungen zu Ertragseinbußen geführt haben oder nicht. Um Betriebe davon zu überzeugen, dass eine reduzierte Aufwandmenge nicht notwendigerweise einen niedrigeren Ertrag bedeutet, wäre die Verknüpfung des Behandlungsindex mit dem Ertrag der Fläche sinnvoll.

Der Behandlungsindex ist mittlerweile als geeignetes quantitatives Maß zur Beschreibung der Intensität des chemischen Pflanzenschutzes politisch anerkannt (Europäisches Parlament 2003). Die Ermittlung der Behandlungsindizes ist zur Festlegung und Überprüfung eines Minderungszieles geeignet und notwendig und sollte rechtlich verankert werden. Dann wäre die Ermittlung der Behandlungsindizes nicht mehr abhängig von der Haushaltslage und der oft wechselnden Prioritätensetzung durch die Politik (PAN 2004).

Festlegung quantitativer Minderungsziele

1011. EU-weite oder nationale quantitative Minderungsziele für die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln sind von verschiedenen Seiten empfohlen worden. So empfiehlt der Umweltausschuss des Europäischen Parlaments eine Reduktion von 50 % in zehn Jahren (Europäisches Parlament 2003), der SRU 30 % in Deutschland bis 2008 (SRU 2004a, Tz. 348), die Agrarminister der Länder 15 % in Deutschland in zehn Jahren (AMK 2005), das Pestizid Aktions-Netzwerk 30 % in Deutschland innerhalb von vier Jahren (PAN 2006). Auch Dänemark schlägt in seiner Kommentierung der Pestizidstrategie die Einführung eines quantitativen Minderungsziels vor. Eine substanzielle Minderung sei ohne signifikante Kosten für die Landwirte möglich (Rat der Europäischen Union 2006). In seiner Sitzung Ende Juni 2007 erneuerte der Umweltausschuss des Europäischen Parlaments seine Forderung nach einem quantitativen Reduktionsziel der genutzten Pflanzenschutzmittel von 25 % innerhalb von fünf Jahren und von 50 % innerhalb von zehn Jahren (Pressemitteilung des Europäischen Parlamentes vom 26. Juni 2007).

Die Vorgabe einer reinen Mengenreduktion ist aber nicht sinnvoll. Es besteht die Gefahr, dass konventionelle durch hochwirksame Pflanzenschutzmittel ersetzt werden,

ohne dass eine Reduktion des Gesamtrisikos erreicht wird. Als Zielvorgabe bzw. Erfolgskontrolle eignet sich vielmehr der Behandlungsindex (Tz. 1010). Das Minderungsziel sollte auf dieser Basis entwickelt werden und in das Reduktionsprogramm bzw. in die Strategie aufgenommen werden. Ein Ziel könnte es zum Beispiel sein, die Überschreitungen des mittleren Behandlungsindex einer Anbaukultur in einer Region innerhalb von fünf Jahren auf maximal 10 % zu reduzieren.

11.5.2.2 Finanzielle Anreizinstrumente zur Verminderung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes

1012. Aus umweltökonomischer Perspektive resultiert der übermäßige Einsatz von Pflanzenschutzmitteln aus der fehlenden Berücksichtigung aller gesellschaftlichen Kosten durch die einzelnen Verwender. Ein Ansatzpunkt zur Schließung dieser Kostenlücke sind Abgaben auf den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln. Diese dienen dem Ziel, durch eine Faktorpreiserhöhung Anreize zu einem sparsamen und ökologisch verträglichen Pflanzenschutzmitteleinsatz zu induzieren. Gleichzeitig wirken Informationsdefizite bei vielen Landwirten dem optimalen Einsatz von Pflanzenschutzmitteln entgegen. Mangelndes Wissen über die Wirkung der Pflanzenschutzmittel auf die Umwelt und Defizite in der Ausstattung und Anwendung technischer Gerätschaften führen nach Ansicht von Experten zu einer unangebrachten Ausbringung und damit Überdosierung von Pflanzenschutzmitteln. Hier kann eine bessere Beratung und Kontrolle zur Problemlösung beitragen. Deren Finanzierung aus öffentlichen Mitteln stößt jedoch zunehmend auf Budgetprobleme (SRU 2007b). Eine Verknüpfung der Lenkungs- und Finanzierungsfunktion einer Abgabe auf den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln ist daher nahe liegend.

1013. Praktische Erfahrungen zeigen, dass die Lenkungswirkung einer Pflanzenschutzmittelabgabe vor allem in längerfristiger Perspektive zu einer spürbaren Verringerung der Umweltbelastung führen kann. Die Preiselastizität der Pflanzenschutzmittelnachfrage ist zwar kurzfristig vergleichsweise gering, kann aber über einen längeren Zeithorizont durchaus relevante Größenordnungen annehmen (HOEVENAGEL et al. 1999, S. 39; WAIBEL und FLEISCHER 2001, S. 4). Somit ist durch die Einführung einer Pflanzenschutzmittelabgabe erst mittelfristig mit einer spürbaren Einsatzreaktion zu rechnen. Um sofort einen hohen Lenkungseffekt zu erreichen, müssten die Pflanzenschutzmittel sehr hoch besteuert werden. Die geringe Elastizität ist ein Indiz für vergleichsweise hohe Kosten einer schnellen Reduzierung der Pflanzenschutzmittelverwendung für die Landwirte. Bei der gegebenen Anbaustruktur und der zum Einsatz kommenden Anbautechnik stehen den Bauern kurzfristig nur wenige kostengünstige Alternativen zum Einsatz der verfügbaren Pflanzenschutzmittel zur Verfügung.

Eine Bewertung der wirtschaftlichen Lasten der notwendigen landwirtschaftlichen Anpassung ist allerdings auch vor dem Hintergrund der Marktverzerrungen durch die europäische Agrarpolitik vorzunehmen. Ein Teil der hohen betriebswirtschaftlichen Kosten der Reduzierung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes dürfte nur dadurch entstehen, dass die Erträge aus dem mit hohem Pflanzenschutzmitteleinsatz verbundenen Anbau bestimmter Kultursorten durch Agrarsubventionen künstlich überhöht werden. Der landwirtschaftliche Anbau wird zum erheblichen Teil unter Inanspruchnahme förderpolitischer Privilegien betrieben, sodass umweltbelastende Agrarstrukturen konserviert werden. Dementsprechend lohnt sich für die geförderten Betriebe auch ein umfangreicherer Einsatz von Pflanzenschutzmitteln. Unter marktkonformen Bedingungen ist sowohl eine veränderte Agrarstruktur als auch eine veränderte Anbaumenge zu erwarten. Eine weitere Reduzierung der Landwirtschaftssubventionen käme der Anpassungsflexibilität der Landwirte entgegen und lässt daher eine höhere Lenkungswirkung einer Pflanzenschutzmittelabgabe erwarten. Setzt man beispielsweise die Schätzungen der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) zu den Folgen einer weiteren Liberalisierung der Landwirtschaft und die vorliegenden normierten Pflanzenschutzmittel-Behandlungsindizes für Deutschland (Tz. 1010) zueinander in Beziehung, lassen sich Anhaltspunkte für Wirkungen einer Veränderung der europäischen Agrarpolitik auf den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln gewinnen (GAY et al. 2003; ROßBERG et al. 2002). So zeigt ein Vergleich der mit dem Behandlungsindex gewichteten Flächennutzungen mit Ackerbaukulturen (Getreide, Ölsaaten, Kartoffeln und Zuckerrüben) in Deutschland vor und nach einer vollständigen Marktliberalisierung, dass die Behandlungsintensität mit Pflanzenschutzmitteln allein durch den Subventionsabbau und die Marktöffnung im Ackerbau um ein gutes Drittel sinken könnte. Die tatsächliche Entwicklung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes wird jedoch von der allgemeinen Marktentwicklung abhängen. Die derzeit beobachtbaren steigenden Marktpreise legen eine höhere Bewirtschaftstungsintensität der landwirtschaftlichen Flächen für die Zukunft nahe, was diese optimistische Prognose relativiert.

1014. Erfahrungen aus Schweden und Norwegen bestätigen die moderaten kurzfristigen Mengeneffekte im Pflanzenschutzmitteleinsatz im Zuge der Einführung der Abgabe (HOEVENAGEL et al. 1999). Allgemein ist es schwierig, die Effekte der Abgabe von den Lenkungswirkungen anderer Instrumente wie Beratung, Überwachung und veränderte Schadwirkung der Inhaltsstoffe von Pflanzenschutzmitteln zu trennen. Die Einnahmen der Abgabe wurden in den genannten Ländern in erster Linie in Beratungsprogramme investiert. Ein großer Teil der Wirkung der Abgabe wird daher der Lenkungswirkung der Beratungsprogramme zugeordnet. Dänische Erfahrungen zeigen, dass eine bloße aufkommensneutrale Gestaltung mit Rückgabe an die Landwirte die Gefahr einer Kompensation der Effekte durch zusätzliche landwirtschaftliche Produktion impliziert (HOEVENAGEL et al. 1999). Trotz der gestiegenen Produktions-

kosten erhöhen sich durch die Rückgabe der Abgabenerträge die durchschnittlichen Gewinne der Landwirte, wodurch die Attraktivität des Marktzutritts erhöht wird (sogenannter Revenue-Recycling-Effekt). Dieser Effekt wäre allerdings auch in Grenzen bei einer zweckgebundenen Verwendung in der Landwirtschaft etwa für Beratungsleistungen gegeben. Allerdings dürfte der Effekt hier wesentlich geringer als bei einer pauschalen Rückgabe sein.

1015. Von wesentlicher Bedeutung für die Umweltwirksamkeit einer Abgabe ist die Bemessungsgrundlage. Grundsätzlich lässt sich hierbei zwischen einer wert- und einer wirkstoffbezogenen Mengenabgabe unterscheiden. Eine Orientierung des Abgabensatzes am Pflanzenschutzmittelpreis (Wertabgabe) ist nicht unproblematisch. Sinkt etwa der Preis der Pflanzenschutzmittel durch technischen Fortschritt und fallende Produktionskosten, besteht keine Garantie, dass die sinkende Abgabenlast mit einer reduzierten Umweltbelastung der am Markt erhältlichen Pflanzenschutzmittel einhergeht. Aber auch Abgaben auf die Menge der Pflanzenschutzmittelwirkstoffe sind im Sinne der Belastungswirkung nicht hinreichend lenkungswirksam, da auch hier durch wirkstoffseitige Entwicklungsfortschritte die Umweltwirksamkeit einer festen Menge an aktiven Pflanzenschutzmittelwirkstoffen steigen kann, ohne dass sich dies auf die steuerliche Belastung auswirkt.

Eine angemessenere Lösung wäre eine Abgabe auf die mit ihrer Human- und Umwelttoxizität gewichtete Wirkstoffmenge. Nur unter diesen Bedingungen können die Grenzschäden des Pflanzenschutzmitteleinsatzes näherungsweise kompensiert werden, weil diese vor allem von den Einsatzbedingungen abhängen. Auch kann mit dieser Bemessungsgrundlage sichergestellt werden, dass eine Reduzierung der Umweltschäden durch Substitutionen zwischen unterschiedlichen Pflanzenschutzmitteln auch ohne eine Mengenreduktion erreichbar ist (PEARCE und KOUNDOURI 2003). Offenbar verursacht die Substitution unterschiedlicher Pflanzenschutzmittel für die Landwirte geringere Kosten als eine Verringerung des gesamten Pflanzenschutzmitteleinsatzes durch geringere Anbaumengen oder den Wechsel der Kulturpflanzen. Daher kann durch eine risikobasierte Festlegung der Abgabensätze trotz geringer Reduktion der gesamten Pflanzenschutzmittel-Ausbringungsmenge eine Substitution umweltschädlicher durch weniger die Umwelt belastende Wirkstoffe angeregt werden. Dementsprechend lässt sich die gleiche Umweltentlastung mit geringeren volkswirtschaftlichen Kosten erreichen.

1016. Ansatzpunkt für eine derartige risikobasierte Bemessungsgrundlage könnte der von der BBA entwickelte Risikoindex SYNOPS sein (Tz. 750). Dieses Modell, das auch die Exposition der Wirkstoffe in die Umwelt berücksichtigt, ist aber zu komplex, um es auf alle in der EU gehandelten Wirkstoffe anzuwenden. Eine pragmatischere Vorgehensweise wäre es, sich auf die Bewertung der intrinsischen Eigenschaften der

Wirkstoffe zu beschränken und darauf bezogen die Wirkstoffe in drei Kategorien einzuteilen: geringes, mittleres und hohes Risiko. Mit der Zuordnung der Wirkstoffe zu Gruppen wird vermieden, die Wirkstoffe einzeln untereinander zu vergleichen. Voraussetzung dafür wäre, dass jedem Wirkstoff eine einzelne Risikokennziffer zugeordnet werden kann. Das ist aber nicht möglich, weil die unterschiedlich gefährlichen Auswirkungen der Wirkstoffe in den unterschiedlichen Medien nicht verglichen und aggregiert werden können. Selbst die verschiedenen Toxizitäten innerhalb eines Mediums sind schwer vergleichbar (wiegt die Toxizität gegenüber einem Fisch schwerer als gegenüber einem Wasserfloh (Daphnie)?). Noch problematischer wird es, die gesamten ökotoxischen Eigenschaften in der Umwelt auf eine Zahl zu aggregieren. Auch beim oben erwähnten Indikator SYNOPS werden nur die einzelnen Endpunkte der Wirkstoffe (z. B. chronische Toxizität gegenüber Daphnien) miteinander verglichen. Demgegenüber sind aber Zuordnungen der Wirkstoffe zu Gruppen durchaus dann möglich, wenn sie darauf beruhen, dass bestimmte Schwellenwerte Auslöser für die Eingruppierung der Wirkstoffe werden. Vorstellbar wäre dann, dass es für alle Endpunkte (akute Humantoxizität, Kanzerogenität, Mutagenität, Teratogenität, hormonelle Wirksamkeit, Persistenz, Bioakkumulierbarkeit, akute und chronische Toxizität gegenüber Fischen, Daphnien, Algen, Regenwürmern, Bienen) Schwellenwerte oder Ja/Nein-Entscheidungen gibt, die eine Einteilung in geringes, hohes oder mittleres Risiko zulassen.

Eine Einteilung der Wirkstoffe in Risikokategorien ist auch im Vorschlag der Europäischen Kommission für eine novellierte Pflanzenschutzmittelrichtlinie enthalten (vgl. Kap. 8.6). Allerdings fehlen dort noch die Bewertungskriterien. Sinnvoll wäre es, sich bei den Bewertungskriterien für die Pflanzenschutzmittelabgabe so weit wie möglich an die Bewertungskriterien der Richtlinie zu halten. Dann würde die Kategorisierung der Wirkstoffe über ihre Aufnahme in die Anhänge der neuen Pflanzenschutzmittelregelung erfolgen. Damit kann jeder Verkäufer oder Käufer eines Pflanzenschutzmittels nachvollziehen, warum die Abgabe auf das Pflanzenschutzmittel höher oder niedriger ausfällt.

1017. Die Vereinbarkeit einer Pflanzenschutzmittelabgabe mit deutschem und europäischem Recht wurde von MÖCKEL (2007) untersucht. Nach MÖCKEL lassen sich Abgaben sowohl für Pflanzenschutz- als auch für Düngemittel ohne größeren Verwaltungsaufwand als Verbrauchssteuern bei den Herstellern und Händlern durch den Bund erheben. Sie sind bei einer sachlichen und nicht diskriminierenden Ausgestaltung mit dem Europarecht vereinbar und befördern den Reformprozess in der gemeinsamen Agrarpolitik. Der im Grundgesetz verankerte Schutz der Umwelt und menschlichen Gesundheit rechtfertigt auch die verbundenen Beschränkungen der Grundrechte.

Insgesamt ist als finanzieller Anreiz zur Minderung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes ein risikobasiertes Abgabensystem für Pflanzenschutzmittel einzuführen. Die Abgabe sollte so gestaltet werden, dass sie mit einer moderaten Abgabenlast vor allem mittel- bis langfristige Lenkungswirkungen auslöst. Erfahrungsgemäß ist die Lenkungswirkung aufgrund neuer technischer Entwicklungen und wachsender Kenntnisse über Alternativen zum Pflanzenschutzmitteleinsatz langfristig höher.

11.5.2.3 Verbesserung der Beratung

1018. Die Erhebungen der BBA zeigen, dass es eine breite Streuung beim Behandlungsindex gibt (Tz. 1010). Aufklärung und Beratung können die Fehlanwendungen oder übermäßigen Anwendungen reduzieren. Allerdings muss die Beratung regelmäßig erfolgen. Eine Beratung umfasst auch die strategische Planung, zum Beispiel den Anbau günstiger Sorten oder die Vermeidung von Schädlingsbefall durch Fruchtfolge. Zurzeit wird die offizielle Beratung der Länder jedoch eher abgebaut. Sie war ohnehin eher ökonomisch ausgerichtet (mündliche. Mitteilung der BBA, 17. Januar 2007). Sinnvoll wären zertifizierte, vereidigte, in der Verantwortung der Naturschutzbehörde stehende Berater, die mit dem Ziel der Reduktion des Pflanzenschutzmitteleinsatzes beraten würden. Eine solche Beratung könnte aus den Erträgen einer risikobasierten Abgabe auf Pflanzenschutzmittel verursachergerecht finanziert werden. Der Sonderabgabe käme somit zumindest kurzfristig primär eine Finanzierungsfunktion zu. Grundsätzlich sollte eine Pflanzenschutzmittelberatung für kleinere Betriebe finanziell gefördert werden.

1019. Ergänzend zu den vorgeschlagenen Maßnahmen ist auf die Möglichkeit hinzuweisen, empfindliche Bereiche in Natur und Landschaft, wie Gewässer oder bestimmte Lebensräume, durch Pufferstreifen vor Pflanzenschutzmitteleinträgen zu schützen (s. Tz. 762). Eine reformierte obligatorische Flächenstilllegung nach dem Vorbild Frankreichs (vgl. NITSCH und OSTERBURG 2007) oder der national envelope könnten als Instrumente für diesen Zweck eingesetzt werden. Außerdem sollte die gfP so konkretisiert werden, dass sie indikationsspezifische Maßnahmen und Handlungsanweisungen enthält.

11.5.3 Tierarzneien

1020. Aus Vorsorgegründen zum Schutz der Böden und Gewässer vor Arzneimitteleinträgen und zur Minderung der Ausbreitung von Antibiotikaresistenzen ist es in der landwirtschaftlichen Tierhaltung erforderlich, den Einsatz hochwirksamer Medikamente, wie zum Beispiel Antibiotika, auf das unabdingbar gebotene Mindestmaß zu reduzieren. Dafür müssen zusätzliche Auflagen und Anreize geschaffen werden, um die Haltungsbedingungen zu optimieren. Der Erfolg der Maßnahmen muss an

der Verringerung des Antibiotikaverbrauchs erkennbar werden, insbesondere seit dem Inkrafttreten des Verbots zum Zusatz von Antibiotika in Futtermitteln. Außerdem sollte der Einsatz von sogenannten Reserveantibiotika für humanpathogene Problemkeime in der Landwirtschaft nur in Ausnahmefällen zur Behandlung einzelner Tiere zugelassen werden. Die beispielsweise von der Tierärztekammer erarbeiteten Leitlinien zum Umgang mit Antibiotika in der Tierhaltung sollten rechtsverbindlich ausgestaltet werden. Des Weiteren sind die bestehenden Lücken in der Kontrolle und der Beratung bei der Anwendung von Tierarzneimitteln zu schließen. Es empfiehlt sich zudem, die Arzneimittelverbräuche in diesem Wirtschaftssektor transparenter auszugestalten, um eine adäquate Risikobewertung zu ermöglichen. Hierfür könnte die derzeit rechtlich verbindliche Aufzeichnungspflicht für Tierärzte bei der Abgabe von apotheken- und verschreibungspflichtigen Arzneimitteln als Basis zur Erfassung des Verbrauchs von Antibiotika und Antiparasitika in der Landwirtschaft dienen (SRU 2007b).

11.6 Ökologischer Landbau

1021. Der ökologische Landbau ist ein an der Idee der Kreislaufwirtschaft orientiertes Landwirtschaftssystem, das insbesondere durch den weitgehenden Verzicht auf mineralische Stickstoffdünger und Pflanzenschutzmittel sowie die flächengebundene Tierhaltung gekennzeichnet ist (vgl. EG-Öko-Verordnung – VO (EWG) 2092/91). Ursprünglich aus privater Initiative entstanden, hat der ökologische Landbau sich zunächst in Verbänden organisiert, die bestimmte Produktionsrichtlinien vorgeben. Die gemäß diesen Richtlinien wirtschaftenden Landwirte werden akkreditiert und ihnen wird damit erlaubt, ihre Produkte unter dem jeweiligen Verbandskennzeichen zu vermarkten. Mit den EG-Verordnungen Nr. 2092/91, Nr. 1804/99 und Nr. 834/2007 wurden rechtliche Mindeststandards für die Produktion solcher Erzeugnisse geschaffen, die als „aus ökologischem Landbau stammend“ gekennzeichnet sind. Die Anforderungen der Einzelverbände gehen über diese Standards hinaus, zum Beispiel hinsichtlich des maximalen Tierbesatzes je Hektar, der zulässigen Düngermenge oder der Verwendung betriebsfremder und konventioneller Futtermittel (BÖLW 2006). In der folgenden Darstellung wird daher an einigen Stellen zwischen „EG-bio“ und „Verbandsbio“ unterschieden.

In ihrer Nachhaltigkeitsstrategie hatte sich die frühere Bundesregierung das Ziel gesetzt, den Anteil des ökologischen Landbaus aufgrund seiner positiven Umweltwirkungen auf einen Flächenanteil von 20 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche Deutschlands zu steigern (Bundesregierung 2002). Die bisherige Flächenentwicklung deutet darauf hin, dass dieses Ziel in naher Zukunft nicht erreicht wird.

Einen weiteren wichtigen Aspekt stellt die Förderungswürdigkeit des ökologischen Landbaus dar. Der ökologische Landbau sollte aufgrund seiner positiven Umwelt-

leistungen flächendeckend gefördert werden. Eine flächendeckende Förderung widerspricht zwar dem Ziel, die verfügbaren Mittel effizient auf Flächen mit besonderem Handlungsbedarf zu lenken. Eine solche Lenkung setzt jedoch in Bezug auf den ökologischen Landbau umfangreiche Untersuchungen der Wirkungen einzelner Maßnahmen an verschiedenen Standorten sowie einen detailliert ausdifferenzierten Verteilungsschlüssel für Fördermittel voraus, sie wäre also mit hohen Transaktionskosten verbunden. Um diese zu vermeiden, sollte eine Förderung ohne räumliche Einschränkungen angeboten werden.

11.6.1 Ökologischer Landbau in Deutschland

1022. Im EU-Vergleich des Anteils der ökologisch bewirtschafteten Fläche an der gesamten landwirtschaftlichen Fläche befindet sich Deutschland mit 4,9 % im Mittelfeld. Den größten Anteil der ökologisch bewirtschafteten Fläche weisen Finnland (11,4 %), Österreich (11,2 %) und Estland (9,6 %) auf, den geringsten Malta und Irland mit jeweils unter 1 %. Die größten ökologisch bewirtschafteten Flächen finden sich in Italien (1 067 102 ha) und Spanien (992 376 ha), schon an dritter Stelle folgt hier Deutschland (807 406 ha) (ZMP 2007a).

1023. Die ökologisch bewirtschaftete Fläche ist in Deutschland von 1999 bis 2006 auf das 1,8fache, die Anzahl der Betriebe auf das 1,7fache gestiegen. Von 2006 bis 2007 hat die ökologisch bewirtschaftete Fläche dagegen nur noch um 5,8 % zugenommen. Die Anzahl der ökologisch wirtschaftenden Betriebe ist um 2,8 % gestiegen (BÖLW 2008). Ein Grund für den mangelnden Umstellungswillen mag in den hohen Erlösen liegen, die – unter anderem aufgrund der Biomasseförderung – auch im konventionellen Sektor zu erlangen sind. Gleichzeitig ist die Förderung für die Umstellung auf ökologischen Landbau und dessen Beibehaltung 2007 weiter abgesunken. Die Flächenzunahme bei bestehenden Betrieben ist dagegen auf die hohe Nachfrage nach Bio-Produkten, die insgesamt hohen Preise sowie die Wiederaufnahme der Umstellungsförderung zurückzuführen (BÖLW 2008).

Ende 2006 wurden mit 873 010 ha 5,3 % der gesamten landwirtschaftlichen Fläche von 18 046 Betrieben (4,9 % der landwirtschaftlichen Betriebe Deutschlands) bewirtschaftet. Am Gesamtzuwachs der ökologisch bewirtschafteten Fläche betrug der Anteil der Fläche, die gemäß EG-Richtlinie bzw. gemäß den Richtlinien der Verbände bewirtschaftet wird, jeweils etwa 50 %. Damit ist der Anteil der Fläche, die gemäß den Richtlinien der neun anerkannten Öko-Verbände bewirtschaftet wird, von 1999 bis 2007 von 83 % auf 68 % gesunken. Der Anteil der nach diesen Richtlinien wirtschaftenden Betriebe ist von 72 % auf 55 % des gesamten ökologischen Landbaus abgesunken (SÖL 2007; BÖLW 2008). Im Vergleich zu 1999 werden also anteilig mehr Bio-Produkte angeboten – und auch nachgefragt (vgl. Tz. 1025) – die nach den weniger strengen

Richtlinien der EU produziert und daher zu einem günstigeren Preis angeboten werden können.

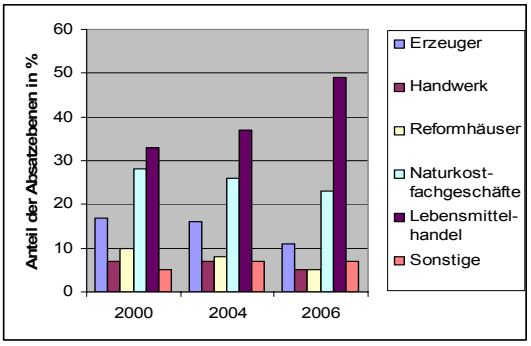
1024. Bei den bisherigen Trends zeichnet sich eine Verfehlung der Zielsetzungen der Nachhaltigkeits- und der Biodiversitätsstrategie ab, den Anteil der ökologisch bewirtschafteten Fläche bis 2010 auf 20 % zu steigern (Bundesregierung 2002; BMU 2007), ab. Dies ist insbesondere im Lichte der positiven Umweltwirkungen des ökologischen Landbaus (vgl. Tz. 1026 ff.) zu bedauern. Das 20 %-Ziel sollte weiterhin aktiv verfolgt werden.

1025. Der mit ökologisch produzierten Lebensmitteln in Deutschland erzeugte Umsatz hat sich von 2000 bis 2006 mehr als verdoppelt. Von diesem Wachstum haben in Bezug auf den absoluten Umsatz alle Absatzkanäle profitiert, allerdings in unterschiedlichem Ausmaß. Die geforderte Ausdehnung des Marktes für Öko-Lebensmittel von mittelständischen Strukturen auf große Handelsketten (SRU 2002b, Tz. 735) ging mit einer Verlagerung der Marktanteile einher. Während der prozentuale Anteil sowohl der Erzeuger als auch der Bäckereien, Fleischereien, Reformhäuser und Naturkostfachgeschäfte gesunken ist, konnten der Lebensmitteleinzelhandel und die Sonstigen, unter die vor allem der Verkauf von ökologisch produzierten Lebensmitteln in Drogerien fällt, ihren Marktanteil ausbauen (Abb. 11-6).

Abbildung 11-6

Umsatz mit Öko-Lebensmitteln in Deutschland nach Absatzebenen

	2000	2004	2006
Erzeuger	0,35	0,56	0,51
Handwerk	0,14	0,24	0,24
Reformhäuser	0,21	0,27	0,22
Naturkostfachgeschäfte	0,57	0,90	1,08
Lebensmittelhandel	0,68	1,28	2,25
Sonstige	0,1	0,25	0,30
Insgesamt	2,05	3,50	4,60



Erzeuger: Landwirte einschließlich Wochenmärkte und Lieferdienste von Erzeugern
Handwerk: Bäckereien, Fleischereien
Lebensmittelhandel: einschließlich Discounter sowie Fachgeschäfte für Obst und Gemüse
Sonstige: Drogeriemärkte, Tankstellen, Versandhandel, Tiefkühlheimdienste und andere

Quelle: ZMP 2007b

11.6.2 Positive Umweltwirkungen

1026. Auch der ökologische Landbau, der weitgehend auf chemisch-synthetische Dünge- und Spritzmittel verzichtet, eine artgerechte Nutztierhaltung und vielfältige Fruchtfolgen anstrebt, ist nicht automatisch „naturschutzkonform“ (van ELSEN 2005). Er schneidet bei der Betrachtung einzelner Ziele häufig weniger gut ab als spezifi-

schere Maßnahmen bzw. Ziele. Jedoch sind gegenüber dem konventionellen Anbau die diffusen Schad- und Nährstoffeinträge geringer und die Artenanzahl fällt in der Regel, auf die gesamte Betriebsfläche bezogen, höher aus.

Arten und Biotope

1027. Auf sehr naturschutzkonform bewirtschafteten Ökobetrieben können bis zu drei Mal so viele Arten vorkommen wie auf konventionellen Betrieben (SRU 2002b, Tz. 735). Dem auf den konventionell bewirtschafteten Flächen dokumentierten zunehmenden Artenschwund, auch von ehemals weitverbreiteten Arten der Agrarlandschaft, kann offenbar auch durch eine Ausdehnung des ökologischen Landbaus entgegengewirkt werden (REITER und KRUG 2003). Dieses gilt für die Vogelwelt (HÖTKER et al. 2004) ebenso wie für Anzahl und Qualität der Insektengemeinschaften, so zum Beispiel der Laufkäfer (RAHMANN und PIPER 2007). Je nach Intensität der Bewirtschaftung (z. B. der Unkrautbekämpfung) kann auch die Ackerwildkrautflora gefördert werden. Garantiert ist dies allerdings nicht. Naturschutzfachliche Optimierungsstrategien für den Arten- und Biotopschutz sind aber vielfach leichter in Ökobetriebe zu integrieren als in konventionelle Betriebe. Die ökologischen Leistungen können durch eine einzelbetriebliche Naturschutzberatung noch gefördert werden (van ELSEN und MEYERHOFF 2004). Ein wesentlicher Vorteil der ökologischen Landwirtschaft für die Arten liegt im Verzicht auf chemische Pflanzenschutzmittel.

Bodenfruchtbarkeit

1028. Der Boden ist der Hauptfaktor für das Erreichen hoher Ernten. Im Ökolandbau wird die Bodenqualität durch den Einsatz von Wirtschaftsdünger statt Mineraldünger und den stark reduzierten Einsatz von Chemikalien bewahrt. Die Produktivität ist gegenüber den konventionellen Wirtschaftsbetrieben vermindert (FLIEßBACH et al. 2006). Dauerfeldversuche bewirken positive Wirkungen einer ökologischen Bewirtschaftungsweise auf den Humusgehalt und die mikrobielle Aktivität (MÄDER et al. 2002; MUNRO et al. 2002). Werden in solchen Untersuchungen aber auch die Standortbedingungen und die Fruchtfolge mit einbezogen, so zeigt sich, dass diese Einflüsse die Unterschiede zwischen konventionellen und ökologischen Bewirtschaftungssystemen überlagern (HOYER et al. 2007). Gerade vor diesem Hintergrund sind die Intensivierungs- und Spezialisierungstendenzen innerhalb des ökologischen Landbaus kritisch zu bewerten.

Grund- und Oberflächengewässer

1029. Es existiert eine hohe Zielkonformität zwischen ökologischer Landwirtschaft und Gewässerschutz (KRATOCHVIL und PLAKOLM 2002). Die Nährstoffsalden ökologisch bewirtschafteter Betriebe lagen bei den Hauptnährstoffen Stickstoff, Phosphat und Kali

deutlich unter den Salden konventionell bewirtschafteter Betriebe (HEGE et al. 2003). Die Nährstoffsalden wurden auf Hoftor-Basis ermittelt (vgl. Tz. 1005).

Ergebnisse aus Dauerfeldversuchen zeigen, dass offenbar das Verlagerungspotenzial für Stickstoff (N) bei Verabreichung in mineralischer Form höher ist als bei Verabreichung in organischer Form von Stalldung oder Gülle. Nach der Umstellung von konventionellen Flächen auf Formen des ökologischen Landbaus werden nicht unerhebliche N-Mengen in der Ackerkrume gehalten und vor einer Verlagerung und Auswaschung in Grundwasserbestände bewahrt (KOLBE 2004).

Treibhausgasemissionen

1030. Der ökologische Landbau verwendet im Vergleich zum konventionellen Landbau in geringerem Umfang mineralische Düngemittel, zugekaufte Futtermittel und chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel und trägt dadurch als Gesamtsystem weniger zu den Treibhausgasemissionen bei (FLIEßBACH et al. 2006). Ein Teil der Speicherfunktion für Kohlenstoff erklärt sich aus dem höheren Humusgehalt der bewirtschafteten Böden (FLIEßBACH et al. 2006). Eine Ausweitung des ökologischen Landbaus würde sich deshalb positiv auf die Senkung von Treibhausgasemissionen auswirken (HÜLSBERGEN und KÜSTERMANN 2007).

11.6.3 Förderung

Förderung von Umstellung und Beibehaltung des ökologischen Landbaus

1031. Die Einführung und Beibehaltung des ökologischen Landbaus wird seit 1994 im Rahmen der Agrarumweltprogramme der Länder gefördert. Die Rechtsgrundlagen der Förderung bilden Art. 36 der VO 2078/92 in Verbindung mit der VO (EG) 1698/2005 (ELER-VO) sowie auf nationaler Ebene das Gesetz über die Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“ (GAK, GAK-Gesetz). Für die Förderung können Kofinanzierungsmittel der EU in Höhe von 55 % (alte Bundesländer) bzw. 80 % (neue Bundesländer und Regierungsbezirk Lüneburg) in Anspruch genommen werden. Die verbleibende Kofinanzierung wird zu 60 % über die GAK und zu 40 % von den Ländern finanziert.

Während der Umstellung auf ökologischen Landbau sinken aufgrund der Einhaltung der Richtlinien, insbesondere durch Verzicht auf Mineraldünger und Pflanzenschutzmittel und durch geringere Besatzdichten, die Erträge. Die erzeugte Ware muss jedoch gleichzeitig während einer bestimmten, produktspezifischen Zeitspanne noch als konventionelle bzw. Umstellungsware verkauft werden, mit der nur geringere Preise erzielt werden können. Daher wird die Umstellung auf ökologischen Landbau teilweise höher gefördert als die Beibehaltung.

Der Rahmenplan zur GAK gibt Fördergrundsätze an, nach denen die Länder die Umstellung auf den ökologischen Landbau und dessen Beibehaltung fördern können. Die Länder können von den vorgeschlagenen Beträgen um 20 % nach oben oder 30 % nach unten abweichen. Daraus ergeben sich die in Tabelle 11-2 gezeigten Förderspannen. Gegenüber den in 2006 geltenden Fördergrundsätzen wurden die ab 2007 geltenden Fördersätze im Rahmen der Agrarreform (u. a. Wegfall der Anreizkomponente) durchschnittlich um etwa 10 % abgesenkt.

Die höchsten Fördersätze für die Einführung des ökologischen Landbaus gewähren Nordrhein-Westfalen, Sachsen (je 262 €/ha) und Rheinland-Pfalz (200 €/ha), die höchsten Sätze für die Beibehaltung dagegen Bayern und Hessen (je 190 €/ha) (BLE 2007). Ferner können die Länder einen Zuschuss von 35 €/ha, höchstens jedoch 530 Euro pro Betrieb für die Kosten gewähren, die dem Betrieb aus der Teilnahme an Kontrollverfahren nach der EG-Öko-VO erwachsen.

Tabelle 11-2

Förderspannen für die Förderung des ökologischen Landbaus

	Förderung für die Einführung des ökologischen Landbaus in €/ha	Förderung für die Beibehaltung des ökologischen Landbaus in €/ha
Acker	131-224	96-165
Grünland	131-224	96-165
Gemüse	308-528	190-325
Dauerkulturen	588-1 008	463-794
Quelle: BMELV 2007b		

Das Bundesprogramm ökologischer Landbau

1032. Neben der direkten Förderung der ökologischen Landwirtschaft verfolgt das BMELV mit dem Bundesprogramm Ökologischer Landbau (BÖL) das Ziel, die Rahmenbedingungen für die ökologische Landwirtschaft zu verbessern und das Wachstum der Nachfrage nach ökologisch erzeugten Produkten zu fördern. Es werden Forschungsprojekte zu verschiedenen Aspekten der ökologischen Land- und Lebensmittelwirtschaft gefördert sowie Informationen für Multiplikatoren und spezielle Zielgruppen bereitgestellt. Das Programm trug dazu bei, Informationen zum ökologischen Landbau leichter zugänglich zu machen, Interesse am Thema ökologischer Landbau zu wecken, die Qualifikation der Marktteilnehmer zu erhöhen, den Stand der Forschung zum ökologischen Landbau im weiteren Sinne zu stärken sowie teilweise das Image des ökologischen Landbaus zu verbessern (BECKER et al. 2004).

Das BÖL wurde in den Jahren 2002 und 2003 mit jährlich 35 Mio. Euro und danach mit jährlich 20 Mio. Euro gefördert. Für die Jahre von 2007 bis 2015 sind 16 Mio. Euro jährliche Förderung vorgesehen (BLE 2007).

Zukünftige Ausgestaltung der Förderung

1033. Der ökologische Landbau weist zwar verschiedene positive Umweltwirkungen auf, erbringt aber nicht automatisch alle aus Sicht des Naturschutzes wünschenswerte Leistungen (vgl. Tz. 1026 ff.). Da der ökologische Landbau aus den Mitteln für Agrarumweltprogramme gefördert wird, wäre es im Sinne einer aus Naturschutzgesichtspunkten effizienten Fokussierung der Mittel angemessen, nicht pauschal die Einhaltung aller Richtlinien des ökologischen Landbaus zu fördern, sondern die Förderung auf die Einhaltung solcher Anforderungen bzw. Flächen zu konzentrieren, die Umwelteffekte mit der höchsten Wirksamkeit erzeugen. Der ökologische Landbau hingegen zeichnet sich dadurch aus, dass er ein ganzes Bündel von ökologischen Funktionen unterstützt, dies allerdings ohne besondere räumliche oder standörtliche Handlungserfordernisse zu berücksichtigen. Die Effizienzeffekte, die durch eine optimierte räumliche Allokation der Fördermaßnahmen entstehen würden, könnten im Falle des ökologischen Landbaus im Bereich der Einsparung von Transaktionskosten durch die einfache Mittelverteilung, die nicht auf Einzelflächen, sondern nur auf ganze Betriebe bezogen werden muss, wettgemacht werden. Dieses spräche für eine Grundförderung des ökologischen Landbaus. Die Höhe der Transaktionskosten wurde bisher allerdings nicht abschließend untersucht, sodass derzeit nur eine vorläufige Empfehlung abgeleitet werden kann. Die Grundförderung sollte so bemessen sein, dass sie Mehraufwendungen abdeckt, die sich tatsächlich positiv auf Umwelt und Natur auswirken. Insbesondere sollen der weitgehende Verzicht auf Mineraldünger und Pflanzenschutzmittel sowie die flächengebundene Tierhaltung und die Einhaltung vielfältiger Fruchtfolgen unterstützt werden. Bewirtschaftungsmaßnahmen des ökologischen Landbaus, die nicht den Anforderungen an eine naturschutzgemäße Bewirtschaftung entsprechen, sollten in der Grundförderung nicht berücksichtigt werden. Ein Beispiel für den letztgenannten Fall stellt die Verwendung von Kupfer als Pflanzenschutzmittel in Sonderkulturen wie Wein oder Hopfen dar. Ein weiteres Argument spricht ebenfalls für eine Grundförderung. Da ökologisch wirtschaftende Landwirte sich durch die mit Investitionen verbundene Umstellung ihrer Flächen und Absatzwege in der Regel langfristig an dieses System binden, bieten die Betriebe bessere Voraussetzungen für die langfristige Durchführung anspruchsvollerer AUM. Die Verträge werden kaum kurzfristig gekündigt, weil sich Marktbedingungen ändern, wie dies im vergangenen Jahr auf vielen konventionell bewirtschafteten Vertragsnaturschutzflächen geschehen ist. Um eine solche Ökologisierung der Landwirtschaft zu fördern, wie sie auch mit dem 20 %-Ziel der Nachhaltigkeits- und Biodiversitätsstrategie gefordert wird, erscheint es weiterhin angemessen, die Förderung der Umstellung auf ökologischen Landbau in der bisherigen Form beizubehalten.

Parallel dazu sollten Weiterentwicklungen der EG-Öko-VO sowie der Anbaurichtlinien der Verbände diskutiert werden, die darauf abzielen, die genannten Defizite im Bereich

der Naturschutzleistungen abzubauen. In diesem Zusammenhang sind insbesondere die derzeit verstärkt zu beobachtenden Intensivierungstendenzen im ökologischen Landbau (z. B. Teilbetriebsumstellung, viehlose Betriebe und Verengung der Fruchtfolge) kritisch zu hinterfragen. Dennoch ist festzuhalten, dass der ökologische Landbau aufgrund seiner systemimmanenten positiven Wirkungen auf den Naturhaushalt generell förderwürdig ist.

Das BÖL trägt unter anderem dazu bei, Informationen zum ökologischen Landbau leichter zugänglich zu machen und die Qualifikation der Marktteilnehmer zu erhöhen (BECKER et al. 2004). Anknüpfend an Faktoren, die die Bereitschaft von Landwirten hemmen, ihren Betrieb auf ökologischen Landbau umzustellen (vgl. ARP et al. 2001; HOLT et al. 2003), nennen SCHRAMEK und SCHNAUT (2004) als wichtige unterstützende Faktoren in der Umstellungsphase in absteigender Wichtigkeit: externe Beratung und Schulung, eigene Erfahrungen und Zuspruch vom engeren Umfeld sowie Förderprogramme. Sie empfehlen daher unter anderem die Beratung und Information zu stärken, Vermarktungsstrukturen unter Berücksichtigung regionaler Voraussetzungen zu verbessern und Vernetzungen zwischen Öko-Betrieben zu unterstützen. Auch vor dem Hintergrund dieser Erkenntnisse erscheint eine Weiterführung des BÖL im Prinzip empfehlenswert.

11.6.4 Empfehlungen

1034. Aufgrund der breiten, über die gfP hinausgehenden Umweltleistungen des ökologischen Landbaus, der für die Verwaltung einfachen Mittelzuteilung und der günstigen Bedingungen für eine langfristige Beibehaltung aufgesattelter AUM sollte die Bundesregierung den ökologischen Landbau weiter fördern. Insbesondere sollte das Ziel der Bundesregierung, 20 % der landwirtschaftlichen Fläche bis 2010 ökologisch zu bewirtschaften, weitergeführt und in eine Strategie zur Verbesserung der Umweltbilanz der gesamten Landwirtschaft – insbesondere durch Konkretisierung und Vollzug der Standards der gfP (Tz. 971) sowie durch umfangreichere und zielorientierte AUM – eingebettet werden. Das optimale Verhältnis zwischen einem nach derzeitigen Erkenntnissen stark eingeschränkten, flächendeckenden Angebot von AUM (einschließlich des ökologischen Landbaus) und einem effektiveren zielorientierten Angebot sollte weiter geklärt werden. Dazu sind qualitative Evaluationen der Programme durchzuführen und zu nutzen. In diesem Zusammenhang sollte auch die Rolle der Transaktionskosten erhellt werden. Die Förderung sollte auf eine flächendeckende finanzielle Unterstützung solcher Maßnahmen umgestellt werden, die sich tatsächlich positiv auf Umwelt und Natur auswirken. Schließlich sollten die Förderung für die Umstellung auf ökologischen Landbau beibehalten und das BÖL weitergeführt werden.

11.7 Möglichkeiten und Grenzen einer umweltorientierten Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik

11.7.1 Einleitung

1035. Lange Zeit galt die Agrarpolitik als besonders reformresistentes und gegenüber nicht-agrarischen Interessen weitgehend abgeschottetes Politikfeld. Bis in die 1980er-Jahre hinein blieb die Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) trotz zunehmender finanzieller, sozio-struktureller und ökologischer Kosten in ihren Grundzügen unverändert. Seit Beginn der 1990er-Jahre wurde die GAP dann innerhalb kürzester Zeit drei Mal reformiert: durch die MacSharry-Reform von 1992, die Agenda 2000 von 1999 und schließlich im Zuge des Mid-Term-Review der Agenda 2000 im Jahr 2003. Während jede einzelne dieser Reformen die vielfältigen Probleme der Agrarpolitik nur ansatzweise und keineswegs zufriedenstellend lösen konnte, stellen die Reformen in ihrer Gesamtheit tiefgreifende Veränderungen dar, die die These der Reformunfähigkeit der Agrarpolitik zumindest teilweise widerlegen und eine weiter reichende umweltorientierte Reform der GAP in den Bereich des Möglichen rücken (GARZON 2006; GRANT 1997).

Vor diesem Hintergrund untersucht dieses Kapitel die Möglichkeiten und Grenzen einer weiter gehenden ökologischen Reform der GAP. Im Rückblick auf die bisherige Entwicklung der nationalen und europäischen Agrarpolitik stellt sich dabei einerseits die Frage, warum sich die Landwirtschaft trotz offensichtlicher Fehlentwicklungen länger und erfolgreicher als andere Wirtschaftsbereiche gegen Reformversuche wehren konnte. Andererseits muss gefragt werden, welche Faktoren den plötzlichen Wandel der GAP seit den 1990er-Jahren erklären können und welche Rolle diese Faktoren bei künftigen Reformversuchen spielen könnten.

Um diese Fragen zu beantworten, werden zunächst besondere Merkmale der Agrarpolitik herausgearbeitet, sofern sie Auswirkungen auf deren Reformfähigkeit haben (Abschn. 11.7.2). Daran anschließend wird das agrarpolitische Akteurs- und Entscheidungssystem dargestellt (Abschn. 11.7.3). Abschnitt 11.7.4 untersucht die bisherigen Reformen der GAP und identifiziert Reformhindernisse ebenso wie Faktoren, die eine künftige ökologische Reform der GAP begünstigen. Abschnitt 11.7.5 stellt zwei konkurrierende Modelle der Agrarumweltpolitik in ihren Grundzügen dar und prüft sie auf ihre Kompatibilität mit der GAP. Der letzte Teil stellt zentrale Elemente einer künftigen umweltorientierten Reformstrategie dar. Basierend auf den bisherigen Reformerfahrungen wird dabei die Bedeutung einer Politik der kleinen Schritte betont, bei der Reformmaßnahmen so gestaltet werden, dass sie Reformblockaden vermeiden, gleichzeitig aber die Chancenstruktur für künftige weiter reichende Reformschritte verbessern. Insgesamt zeigt das Kapitel, dass die Chancen einer ökologischen Reform der GAP – wie

sie der SRU in diesem und früheren Gutachten dargestellt hat – größer sind als gemeinhin angenommen.

11.7.2 Besonderheiten des Landwirtschaftssektors: Agrarpolitik als Sozialpolitik für den ländlichen Raum

1036. Der Agrarsektor weist eine Reihe von Besonderheiten auf, die traditionell als Begründung dafür dienen, die Landwirtschaft aus der allgemeinen Wirtschaftspolitik herauszunehmen und eigenen Regeln zu unterwerfen (DAUGBJERG und SWINBANK 2006). Zu diesen Besonderheiten, die in ihrer Summe die weitverbreitete – allerdings durchaus fragwürdige – Vorstellung eines sogenannten landwirtschaftlichen Exzeptionalismus (SKOGSTAD 1998) prägen, gehört zunächst, dass die Landwirtschaft stärker als andere Wirtschaftsbereiche von Faktoren abhängig ist, die weitgehend außerhalb der Kontrolle der Marktteilnehmer liegen (u. a. Klima, Wetter, Tier- und Pflanzenkrankheiten, Naturereignisse). Die Folge sind erhebliche Preisschwankungen auf den Agrarmärkten, die wiederum zu einer potenziell instabilen Einkommenssituation bei den Landwirten führen. Eine zweite Besonderheit wird gemeinhin darin gesehen, dass landwirtschaftliche Einkommen in einer wachsenden Wirtschaft tendenziell hinter der Entwicklung des allgemeinen Einkommensniveaus zurückbleiben. Grund hierfür ist die geringe Einkommenselastizität der Nachfrage nach landwirtschaftlichen Produkten: bei steigenden Einkommen wächst die Nachfrage nach landwirtschaftlichen Produkten nur unterproportional. Ein drittes Unterscheidungsmerkmal der Landwirtschaft ist, dass sie zum Erreichen nationaler Ziele wie etwa einer sicheren Lebensmittelversorgung bei stabilen Preisen beiträgt. In der Anfangsphase der nationalstaatlichen Agrarpolitik war die Angst vor Versorgungskrisen ein entscheidendes Motiv nationaler Agrarpolitiken (SKOGSTAD 1998).

Diese Annahme einer Sonderstellung der Landwirtschaft bildete die argumentative Grundlage für eine wohlfahrtsstaatlich ausgerichtete Agrarpolitik, wie sie sich vor allem in den 1920er- und 1930er-Jahren in den meisten westlichen Ländern herausgebildet hat, und die seit 1958 auch die GAP der EU prägt (COLEMAN 1998, S. 454 f.). Ihr Ziel ist es, die landwirtschaftlichen Einkommen gegen starke Preisschwankungen abzusichern, sie an die allgemeine Einkommensentwicklung anzukoppeln, auf diese Weise eine Abwanderung aus dem ländlichen Raum zu verhindern und die nationale bzw. europäische Selbstversorgung mit landwirtschaftlichen Produkten zu garantieren (GRANT 1997, S. 6). Art. 33 des Vertrages zur Gründung der Europäischen Gemeinschaft (EG) schreibt diese wohlfahrtsstaatliche Funktion als offizielles Ziel der GAP fest. Zweck der GAP ist es demnach, „der landwirtschaftlichen Bevölkerung, insbesondere durch Erhöhung des Pro-Kopf-Einkommens der in der Landwirtschaft tätigen Personen, eine angemessene Lebenshaltung zu gewährleisten“. Die Landwirtschaft ist

damit der einzige Wirtschaftsbereich, in dem die EU ein sektorales Einkommensziel verfolgt (FEINDT 2008).

Im Unterschied zu anderen Wirtschaftspolitiken war die Agrarpolitik der Nachkriegszeit somit weniger an der möglichst freien Entfaltung einer liberalen Agrarwirtschaft orientiert, sondern versuchte stattdessen, „mit großem finanziellen und administrativen Aufwand die Lebenslage der landwirtschaftlichen Erwerbsbevölkerung unmittelbar zu beeinflussen" (RIEGER 1996, S. 402). Mit Blick auf die Agrarpolitik Europas, Japans und der USA spricht SHEINGATE (2001) daher zu Recht von der Herausbildung eines „landwirtschaftlichen Wohlfahrtsstaats".

In der öffentlichen Diskussion über die europäische Agrarpolitik stand lange Zeit das Ziel im Vordergrund, „die Produktivität der Landwirtschaft durch Förderung des technischen Fortschritts, Rationalisierung der landwirtschaftlichen Erzeugung und den bestmöglichen Einsatz der Produktionsfaktoren, insbesondere der Arbeitskräfte, zu steigern" (Art. 33 EG). Produktivitätssteigerung und Wachstum wurden als notwendige Voraussetzungen für die Sicherung der landwirtschaftlichen Einkommen angesehen. Erst im Zuge des 1985 eingeleiteten und in den 1990er-Jahren verstärkt vorangetriebenen Paradigmenwechsels von einer produktionsorientierten zu einer multifunktionalen Landwirtschaft wurde zunehmend deutlich, dass die soziale Absicherung der Landwirte nicht notwendigerweise eine Ausweitung der Produktion voraussetzt, sondern dass landwirtschaftliche Einkommenshilfen auch für produktionsunabhängige Leistungen gewährt werden können (FEINDT 2007b, S. 395 f.).

11.7.3 Die agrarpolitische Akteursstruktur

1037. Die wohlfahrtsstaatliche Ausrichtung der Agrarpolitik spiegelt sich naturgemäß auch in der agrarpolitischen Akteursstruktur wider. Wichtigstes Merkmal dieser Akteursstruktur ist eine weitreichende Interessenkongruenz zwischen politischen Entscheidungsträgern und landwirtschaftlichen Interessenverbänden. Wie RIEGER (1996) zeigt, ist sie auf einen allgemeinen Wandel des Staatsverständnisses in westlichen Industrieländern zurückzuführen, der zu einer großflächigen Überschneidung staatlicher und landwirtschaftlicher Interessen führte. „Erst nachdem die westeuropäischen Gesellschaften zu Wohlfahrtsstaaten wurden, also zu Gemeinwesen, in denen Maßstäbe sozialer Mindestsicherung, spezifischer Gerechtigkeitsvorstellungen, der Ausgleich regionaler Gefälle von Lebenslagen und Lebenschancen und die umfassende Integration aller Bevölkerungsgruppen im Mittelpunkt standen, wurden die Agrarverbände in die Lage versetzt, ihre Interessen entsprechend zu formulieren und, was von entscheidender Bedeutung ist, auch zu legitimieren" (RIEGER 1996, S. 410). Die politische Macht der landwirtschaftlichen Interessenverbände und ihr im Vergleich zu anderen Politikfeldern überproportionaler Einfluss auf politische Entscheidungen ist

somit zu einem bedeutenden Teil abgeleiteter und nicht originärer Natur. Sie kann – und das ist von zentraler Bedeutung für die Chancen politischer Reformen im Agrarsektor – prinzipiell von den staatlichen Entscheidungsträgern widerrufen werden, wenn sich deren Präferenzen ändern.

Allerdings hat die weitgehende Übereinstimmung staatlicher und agrarischer Interessenlagen seit den 1920er- und 1930er-Jahren die Entstehung überdurchschnittlich homogener und geschlossener Politiknetzwerke in den meisten EU-Mitgliedstaaten begünstigt. Agrarfremden Interessen wurde der Zugang zu diesen Entscheidungsstrukturen systematisch verwehrt. Bis heute setzt sich dieses Muster in der Personalrekrutierung staatlicher Agrarverwaltungen fort. So zeichnen sich nationale Agrarministerien dadurch aus, dass sie – bis hin zur Ministerebene – überdurchschnittlich viele Vertreter des Agrarsektors (Landwirte, Verbandsmitglieder) beschäftigen. Auf diese Weise ist es dem Agrarsektor in den meisten OECD-Ländern (OECD – Organisation for Economic Co-operation and Development) gelungen, „eigene Ministerien und Parlamentsausschüsse als *inside lobby* […] im Staatsapparat zu etablieren." Dieser direkte und ungefilterte Einfluss auf die Regierungspolitik hat auf der nationalen Ebene dazu beigetragen, dass agrarpolitische Interessen trotz eines starken Rückgangs der landwirtschaftlichen Beschäftigten und trotz veränderter politischer Prioritäten bis heute kaum an Einfluss verloren haben (FEINDT 2007b, S. 382).

Diese Akteursstruktur setzt sich auch auf der europäischen Ebene fort. So sind im Landwirtschaftsausschuss des Europäischen Parlaments und in den landwirtschaftlichen Diensten der Europäischen Kommission regelmäßig ehemalige Repräsentanten nationaler oder europäischer Bauernverbände vertreten (ROEDERER-RYNNING 2003, S. 7). Dagegen sind Konsumenten- und Umweltverbände von den Verhandlungen über die GAP weitgehend ausgeschlossen (GRANT 1997, S. 148; KRAACK et al. 2001, S. 67). GARZON (2006, S. 27) charakterisiert das landwirtschaftliche Akteursnetzwerk der 1990er-Jahre auf EU-Ebene daher als „closed policy circle excluding other considerations and interests". Verstärkt wird diese Geschlossenheit durch die hohe Komplexität der GAP, die es Außenseitern erschwert, der landwirtschaftlichen Akteursgemeinschaft beizutreten, ohne zumindest einige ihrer zentralen Werte und Grundannahmen zu übernehmen (GRANT 1997, S. 1).

Neben dieser tendenziellen Abschottung der nationalen und europäischen agrarpolitischen Entscheidungsarenen weist die GAP eine Reihe weiterer institutioneller Besonderheiten auf, die für die Chancen einer künftigen Agrarreform von Bedeutung sind und daher im Folgenden dargestellt werden sollen.

1038. Die wichtigsten institutionellen Akteure in der GAP sind die Europäische Kommission und der Ministerrat. Bei wichtigen Richtungsentscheidungen spielte in der Vergangenheit auch der Europäische Rat, das regelmäßige Treffen der europäischen

Regierungschefs, eine bedeutende Rolle. Die genaue Verteilung der Zuständigkeiten zwischen den EU-Institutionen regelt Art. 37 Abs. 2 EG. Demnach hat die Europäische Kommission das ausschließliche Vorschlagsrecht: sie legt Gesetzesvorschläge vor, über die der Ministerrat nach Anhörung des Europäischen Parlaments mit qualifizierter Mehrheit entscheidet. Die Europäische Kommission ist damit der wichtigste Akteur in der Phase des Agenda-Settings. Der Ministerrat hingegen ist vor allem in der Entscheidungsphase der dominierende Akteur. Er kann die Reformvorschläge der Europäischen Kommission ablehnen. Veränderungen der Kommissionsvorschläge kann er allerdings nur mit einstimmigem Beschluss oder mit Zustimmung der Europäischen Kommission vornehmen. Aufgrund dieser institutionellen Besonderheit behält die Europäische Kommission auch im Entscheidungsprozess einen erheblichen Einfluss. Eine entscheidende Rolle spielt dabei die Person des Agrarkommissars, der an den Treffen des Ministerrats teilnimmt und dort die Kommissionsvorschläge vorstellen und gegen Kritik verteidigen muss (GRANT 1997, S. 149 ff.). Das Europäische Parlament spielt in der GAP – anders als in der Umweltpolitik – eine eher marginale Rolle, da es im Gesetzgebungsverfahren keine Veto-Macht hat. Eine Besonderheit der GAP ist schließlich auch die große Bedeutung des Europäischen Rates, der bei Entscheidungsblockaden im Agrarministerrat und bei politikfeldübergreifenden Themen (bspw. Agrarpolitik und Osterweiterung, GATT-/WTO-Verhandlungen) einspringt (GARZON 2006, S. 15 ff.).

Die Interessen der Agrarlobby werden auf der europäischen Ebene vom Ausschuss der berufsständischen landwirtschaftlichen Organisationen der Europäischen Union (COPA) und dem Allgemeinen Verband der landwirtschaftlichen Genossenschaften der Europäischen Union (COGECA) wahrgenommen (GARZON 2006, S. 27). Bis Ende der 1970er-Jahre unterhielt COPA ein sehr enges Verhältnis zur Generaldirektion Landwirtschaft. Auf der Arbeitsebene hatte COPA täglichen Kontakt mit der Generaldirektion. Der Agrarkommissar und COPAs Präsidium trafen sich monatlich. Illustrativ für das gute Verhältnis ist, dass die Europäische Kommission ihre Vorschläge zur Festlegung von Agrarpreisen oft zuerst mit COPA besprach und erst danach die nationalen Regierungen informierte (GRANT 1997, S. 169). Seit den 1980er-Jahren hat der Einfluss COPAs deutlich abgenommen. Treffen mit dem Agrarkommissar kamen Ende der 1980er-Jahre nur noch alle vier bis fünf Monate zustande. Grund für den Verlust an politischem Einfluss waren vor allem interne Meinungsverschiedenheiten, die sich durch die Aufnahme neuer Mitglieder aus den südeuropäischen, später auch den osteuropäischen Beitrittsstaaten verschärften, und die letztlich dazu führten, dass sich die agrarpolitische Lobbyarbeit stärker auf die nationale Ebene verlagerte (DAUGBJERG 1999). Vor dem Hintergrund der seit den 1980er-Jahren immer drängender werdenden Konsolidierung des EU-Agrarhaushalts bewegten sich schließlich auch die Interessen

von COPA und der Generaldirektion Landwirtschaft immer weiter auseinander (GRANT 1997, S. 169).

Neben den Agrarproduzenten gibt es eine Reihe weiterer Wirtschaftsbereiche, die Nutznießer der GAP sind. So ist der erfolgreiche Widerstand des Agrarsektors zu einem nicht unerheblichen Teil auf die Unterstützung durch Zulieferindustrien zurückzuführen. Hierzu zählen die Hersteller von Pflanzenschutzmitteln, Düngemitteln, Saatgut, Tierfutter und Tiermedikamenten und der landwirtschaftliche Maschinenbau. Diese Wirtschaftszweige sind grundsätzlich am Fortbestand einer landwirtschaftlichen Hochpreispolitik interessiert und stehen daher radikalen Reformen eher ablehnend gegenüber (GRANT 1997, S. 21 ff.). Über die Vergabe landwirtschaftlicher Kredite ist auch der Finanzsektor in die Landwirtschaft involviert. Er befürwortet ebenfalls eine auf Wachstum und Produktivitätssteigerungen setzende Politik (GRANT 1997, S. 19 f.). Ein potenziell einflussreicher Akteur ist die Lebensmittelindustrie. Sie steht der bisherigen GAP gespalten gegenüber. Während Unternehmen auf der ersten Verarbeitungsstufe – wie beispielsweise Milchabfüller – von den Interventionspreisen und Abnahmegarantien der GAP profitieren, sind die weiterverarbeitenden Unternehmen vom hohen Preisniveau innerhalb der EU negativ betroffen. Als häufig international operierende Konzerne stehen sie einer weiter gehenden Marktliberalisierung daher positiv gegenüber (GRANT 1997, S. 23).

Die Mitgliedstaaten der EU nehmen – wie oben gezeigt – in erster Linie über den Agrarministerrat Einfluss auf die GAP. Ihre Positionen unterscheiden sich dabei teilweise sehr stark. Eine Studie über den Verhandlungsprozess zur Mid-Term-Review im Jahr 2003 gibt Aufschluss über die Zusammensetzung, Stärke und Durchsetzungsfähigkeit potenzieller Reformkoalitionen in der GAP (FEINDT 2007b, S. 398 ff.; s. a. GRANT 1997, S. 160 f., 174). Sie unterscheidet die folgenden drei Akteurskoalitionen:

- Eine Gruppe von Befürwortern einer weitreichenden Liberalisierung, bestehend aus den Mitgliedstaaten Großbritannien, Schweden und Dänemark, Industrievertretern und Wissenschaftlern sowie der Generaldirektion Handel der Europäischen Kommission.
- Eine Koalition von Reformgegnern, die am Status quo der Agenda 2000 festhalten wollten. Sie umfasst die Mitgliedstaaten Belgien, Frankreich, Griechenland, Irland, Italien, Luxemburg, Österreich, Portugal und Spanien, Teile der Generaldirektion Landwirtschaft sowie die europäischen und nationalen Bauernverbände. Seit der EU-Osterweiterung zählen auch die neuen Mitgliedstaaten zu dieser Gruppe.
- Eine sogenannte Mittelgruppe, die Reformen anstrebt, vor einer weitreichenden Liberalisierung der Agrarmärkte aber bisher zurückschreckt. Zu dieser Gruppe gehört die Europäische Kommission, vor allem in Person des ehemaligen Agrarkommissars Fischler, Teile der Generaldirektion Landwirtschaft und der Generaldirektion

Umwelt sowie die Mitgliedstaaten Deutschland und die Niederlande. Unterstützt wird diese Gruppe in der Regel von Umwelt- und Entwicklungshilfeorganisationen, Kleinbauern, dem landwirtschaftlichen Genossenschaftswesen und den Medien.

Die einflussreichsten Akteure der GAP waren nach Ansicht der Befragten die Europäische Kommission und die Mitgliedstaaten (einschließlich des Agrarministerrats). Innerhalb der Europäischen Kommission wurde vor allem der Einfluss des Kommissars Fischler auf das Reformergebnis betont, während unter den Mitgliedstaaten Deutschland und Frankreich sowie – mit einem gewissen Abstand – die Niederlande sowie die liberalisierungsfreundlichen Mitgliedstaaten Großbritannien, Schweden und Dänemark als besonders einflussreich angesehen wurden.

Insgesamt zeigt die Akteursanalyse, dass künftige Reformen der GAP ein beachtliches Unterstützungspotenzial haben. Zusammengenommen können die Reformer und die Mittelgruppe auch nach der Osterweiterung deutliche Reformmehrheiten zustande bringen, zumal sie mit der Europäischen Kommission den einflussreichsten Akteur der GAP in ihren Reihen haben. Ihr Durchsetzungsvermögen hängt allerdings stark von der Position Deutschlands ab. Ein gemeinsames Veto von Deutschland und Frankreich kann nur mit großem strategischen Geschick überwunden werden (s. hierzu Tz. 1041 ff.). Umgekehrt könnte Deutschland, dessen Position weniger als die Frankreichs durch die Struktur der nationalen Wirtschaft vorgegeben ist (FEINDT 2007b), für eigene Reforminitiativen durchaus auf eine breite Unterstützung zählen.

Darüber hinaus zeigt die Akteursanalyse aber auch, dass eine Strategie der langsamen und ökologisch flankierten Liberalisierung (Verstärkung der zweiten Säule etc.) (s. dazu SRU 2004a) eher mehrheitsfähig ist, als eine Strategie der radikalen Liberalisierung, die nur von einer Minderheit der Mitgliedstaaten unterstützt wird. Zwar erschwert die mit der Osterweiterung der EU verbundene Ausweitung des Empfängerkreises landwirtschaftlicher Subventionen weitere Reformen (DAUGBJERG und SWINBANK 2004). Vor dem Hintergrund zukünftiger WTO-Verhandlungen, die höchstwahrscheinlich weitere Liberalisierungsschritte zur Folge haben, kann eine solche Strategie der ökologisch flankierten Liberalisierung jedoch auch für die osteuropäischen Beitrittsstaaten interessant werden.

11.7.4 Strukturelle und strategische Erfolgsfaktoren bisheriger agrarpolitischer Reformen in Europa

1039. Das Vorhandensein einer reformorientierten Akteurskoalition ist zwar eine wichtige Voraussetzung für Reformen, für sich alleine genommen reicht sie allerdings nicht aus, um Reformen auch tatsächlich auf den Weg zu bringen. Vielmehr ist erfolgreicher Politikwandel auf eine Reihe weiterer Faktoren angewiesen. Dabei kann zwischen strukturellen und strategischen Faktoren unterschieden werden (JÄNICKE 1997).

11.7.4.1 Strukturelle Faktoren: Externer Handlungsdruck

1040. Strukturelle Erfolgsfaktoren umfassen den politisch-institutionellen Rahmen agrarpolitischer Entscheidungsprozesse sowie externen Problemdruck. Ersterer – insbesondere die agrarpolitischen Entscheidungsregeln und Akteurskonstellationen in der EU – wurde bereits in den vorangegangenen Abschnitten behandelt. An dieser Stelle wird daher nur auf externen Problemdruck als unterstützender Faktor für agrarpolitische Reformen eingegangen.

Die bisherige Entwicklung der GAP zeigt, dass externer Problemdruck eine entscheidende – wenn nicht sogar notwendige – Bedingung für weitreichende Reformen war (DAUGBJERG und SWINBANK 2007, S. 3). In der Vergangenheit war dieser externe Druck meist finanzieller oder politischer Natur. Im Falle der MacSharry-Reform waren es die Notwendigkeit einer Konsolidierung des EU-Haushalts einerseits und die Einbeziehung des Agrarsektors in das Welthandelsregime andererseits, die die Reform antrieben. Bei der Agenda 2000 ging der Reformdruck vor allem von der anstehenden Osterweiterung aus, die – wenn sie nicht zu einer Erhöhung der Agrarausgaben führen sollte – weitreichende Kürzungen der Agrarmittel bei den alten Mitgliedstaaten erforderlich machte. Beim Mid-Term-Review 2003 ging der Reformdruck wiederum von der anstehenden Osterweiterung aus, wobei die in der Agenda 2000 noch nicht vorgesehene, von den Beitrittsstaaten aber eingeforderte, Ausweitung der Direktzahlungen auf die neuen EU-Mitglieder im Vordergrund stand. Zusätzlichen Druck erzeugte die 2001 in Doha begonnene neue WTO-Verhandlungsrunde, bei der insbesondere die flächen- bzw. produktionsgebundenen Direktzahlungen in die Kritik gerieten (GRANT 1997, S. 183 ff.). Seit Mitte der 1980er-Jahre spielt auch das wachsende Bewusstsein für die negativen Umweltauswirkungen der Landwirtschaft eine zunehmend wichtigere Rolle (GRANT 1997, S. 200 ff.; FEINDT 2008).

11.7.4.2 Strategische Faktoren: Policy Feedback, Auflösung geschlossener Politiknetzwerke und Kompensationszahlungen

1041. Strategie bezeichnet die Art und Weise, wie Akteure den politisch-institutionellen Rahmen, eigene Handlungskapazitäten und situative Kontexte nutzen, um ihre politischen Ziele möglichst umfassend zu verwirklichen. Träger von Umweltbelangen sind wegen ihrer Schwäche im Verhältnis zu mächtigeren Wirtschaftsinteressen in besonderem Maße auf strategisches Handeln angewiesen (JÄNICKE 1996, S. 40). Der Bereich der Agrarpolitik bietet eine Reihe von Ansatzpunkten für strategisches Handeln reformorientierter Akteure.

Policy Feedback: Mit kleinen Schritten zur großen Reform

1042. Die bisherige Agrarpolitik zeigt, dass plausible Defizitanalysen und überzeugende Lösungsvorschläge keineswegs eine hinreichende Voraussetzung für Politikwandel und Reform sind. Die vielfältigen Reformblockaden in der GAP sind nicht auf Unkenntnis der Probleme oder fehlende Lösungsoptionen zurückzuführen. Sie resultieren vor allem aus dem organisierten Widerstand der betroffenen Sektoren (COLEMAN et al. 1997, S. 453 f.). Radikale Reformen, die in der Theorie überzeugen können, sind in der politischen Praxis kaum realisierbar. Reformvorschläge werden – sofern sie überhaupt umgesetzt werden – im politischen Entscheidungsprozess deutlich abgeschwächt.

Die Analyse der bisherigen Reformen der GAP zeigt, dass strategisches Verhalten von Reformakteuren – allen voran der Europäischen Kommission – die aufgezeigten Widerstände überwinden kann: Eine Reihe meist kleinerer, aber aufeinander bezogener Reformschritte bewirkte in ihrer Summe einen tiefgreifenden und zuvor kaum für möglich gehaltenen Strukturwandel der GAP. Entscheidend für diesen Erfolg war, dass mit jedem Reformschritt die Erfolgschancen weiterer Reformschritte systematisch verbessert wurden (GARZON 2006; COLEMAN et al. 1997).

Die Politikwissenschaft bezeichnet diesen Prozess einer sich selbst verstärkenden Politik als Policy Feedback (PIERSON 1993). Im Kern geht der Policy-Feedback-Ansatz davon aus, dass einmal getroffene politische Entscheidungen das Spektrum künftiger Politikoptionen beeinflussen. Er schließt damit an Theodore Lowis klassische Beobachtung an, dass die Kausalbeziehungen zwischen politischen Prozessen und politischen Programmen grundsätzlich in beide Richtungen verlaufen können (LOWI 1972). Die Beobachtung, dass politische Prozesse die Qualität der Gesetze bestimmen, wird dann durch die weniger triviale Erkenntnis ergänzt, dass diese Gesetze wiederum Einfluss auf künftige Entscheidungsprozesse haben können. Die Literatur hat eine Reihe von Mechanismen identifiziert, die hierfür verantwortlich sind. So können politische Programme den relativen Einfluss der am Entscheidungsprozess beteiligten Akteure verändern oder neue Akteursgruppen etablieren (z. B. Leistungsempfänger neuer wohlfahrtsstaatlicher Programme). Da die Interessen der am politischen Prozess beteiligten Akteure durch den jeweiligen rechtlichen Rahmen beeinflusst werden, kann eine Veränderung dieses Rahmens auch die Präferenzen von Akteuren neu bestimmen und dadurch ihr Abstimmungsverhalten in Entscheidungsprozessen verändern. Schließlich können politische Entscheidungen Pfadabhängigkeiten begründen, von denen später nur noch unter hohen Kosten abgewichen werden kann (z. B. Infrastrukturentscheidungen).

Ein konkretes Beispiel dafür, wie in der GAP inkrementelle Reformschritte die Chancen späteren Politikwandels verbessern konnten, bietet die MacSharry-Reform von 1992.

Vier Jahre vor der Reform war mit der Verabschiedung der Agrarleitlinie und der Einführung sogenannter Haushaltsstabilisatoren ein erster Schritt zur Stabilisierung der steigenden Agrarausgaben unternommen worden. Dabei führte die Agrarleitlinie eine Obergrenze für die künftigen Agrarausgaben der Gemeinschaft ein. Ergänzend sollten die Haushaltsstabilisatoren bei Überschreitung bestimmter produktbezogener Höchstmengen automatische Senkungen der Garantiepreise in den jeweiligen Produktgruppen auslösen. Zwar änderte der Beschluss nichts an den strukturellen Ursachen der steigenden Agrarausgaben, was begründete Zweifel an seiner unmittelbaren Wirksamkeit aufkommen ließ. Er erhöhte jedoch den Einigungsdruck bei den späteren Verhandlungen zur MacSharry-Reform in so erheblichem Maße, dass Deutschland sich letztendlich gezwungen sah, seinen ursprünglichen Widerstand gegen die Reform aufzugeben. Im Verhandlungsprozess hatte Deutschland zunächst eine Senkung der Garantiepreise für Getreide und Rindfleisch trotz der in Aussicht gestellten Kompensation durch Direktzahlungen kategorisch abgelehnt. Als sich ein mögliches Scheitern der Reform abzeichnete, änderte Deutschland jedoch seine Haltung und enthielt sich bei der Abstimmung im Ministerrat der Stimme. Im Falle eines Scheiterns der Reform wären nämlich mit großer Wahrscheinlichkeit die in die Marktordnungen eingebauten Haushaltsstabilisatoren, das heißt Preissenkung oder Abgaben bei Überschreitung bestimmter Höchstmengen, wirksam geworden. Im Gegensatz zu den geplanten Preissenkungen im Rahmen der MacSharry-Reform wären diese jedoch nicht durch Direktzahlungen kompensiert worden. Trotz seiner grundsätzlich ablehnenden Haltung war Deutschland daher letztendlich gezwungen, sich für das aus seiner Sicht kleinere Übel zu entscheiden (GARZON 2006, S. 66 ff.).

COLEMAN et al. (1997, S. 457) bezeichnen solche Reformen, die spätere weiter reichende Reformschritte erst ermöglichen, als „enabling reform" und definieren diese als Veränderungen politischer Programme, die eine Politik nicht unmittelbar in eine marktliberale Richtung lenken, sondern die Chancen späterer Reformen erhöhen. Als weiteres Beispiel für eine solche Reform nennen sie die mit der MacSharry-Reform begonnene Umstellung landwirtschaftlicher Subventionen von Garantiepreisen für Agrarprodukte auf flächenbezogene Direktzahlungen (COLEMAN et al. 1997, S. 462 f.). Diese Umstellung enthielt gleich mehrere Ansatzpunkte für weiter gehende Reformen. Zum einen relativierte sie den bis dahin vorherrschenden Zusammenhang zwischen Agrarsubventionen und Produktionsmengen. Damit wurde die in der Mid-Term-Review beschlossene weitgehende Entkoppelung der Einkommensbeihilfen von Produktionsmenge und Flächengröße erst ermöglicht. Zum anderen machte die Umstellung auf Direktzahlungen die Mittelflüsse in der GAP transparenter. Damit wurden Außenstehende erstmals, zumindest prinzipiell, in die Lage versetzt, die Verwendung der Agrarmittel zu verfolgen und einer kritischen Prüfung zu unterziehen. Zwar weigern sich die meisten Mitgliedstaaten bisher noch, genaue Zahlen zu den individuellen Di-

rektzahlungen zu veröffentlichen. In den letzten Jahren hat der öffentliche Druck jedoch enorm zugenommen, sodass immer mehr Regierungen konkrete Zahlen nennen (s. die Übersicht auf http://www.farmsubsidy.org).

Für die Befürworter einer weiter gehenden Reform der Agrarpolitik ergibt sich hieraus die Empfehlung, anstelle eines umfassenden Reformvorschlags, der schnell zu dauerhaften Entscheidungsblockaden führen kann, lieber auf eine Politik der kleinen Schritte zu setzen. Dabei sollte versucht werden, die einzelnen Reformschritte so zu gestalten, dass sie künftige Reformen erleichtern. Umgekehrt müssen Maßnahmen vermieden werden, die die Erfolgsaussichten zukünftiger Reformen verschlechtern.

Aufbrechen geschlossener Politiknetzwerke durch Wechsel der Entscheidungsarena

1043. In Abschnitt 11.7.3 wurde gezeigt, dass agrarpolitische Entscheidungen meist in hochgradig homogenen und gegenüber agrarfremden Interessen weitgehend abgeschotteten Akteursnetzwerken getroffen werden. In derartigen Netzwerken können Reformvorhaben nur sehr schwer durchgesetzt werden. Agrarpolitische Reformer müssen daher versuchen, die Verhandlungen in neue Entscheidungsarenen zu verlagern. Dies kann auf zweierlei Weise geschehen.

Zum einen können agrarpolitische Entscheidungen mit Entscheidungen in anderen Politikfeldern verknüpft werden. Hierdurch werden neue Akteure ins Spiel gebracht und die Präferenzen der alten Teilnehmer verändert, was wiederum zu einer Auflösung bisheriger Reformblockaden führen kann. Das offensichtlichste Beispiel hierfür ist die Verknüpfung der Agrarreform mit der Fortentwicklung des internationalen Handelsregimes (GATT und WTO) im Rahmen der MacSharry-Reform. Durch diesen Schritt wurden protektionistische Interessen der Mitgliedstaaten im Agrarbereich durch das Interesse derselben Staaten am Abbau von Handelshemmnissen in anderen Wirtschaftssektoren neutralisiert. Gleichzeitig bewirkte der Eintritt neuer Akteure in den Entscheidungsprozess eine Neuformierung der entscheidungsrelevanten Akteurskonstellationen und machte damit den Weg für ein politikfeldübergreifendes Reformpaket frei (GARZON 2006, S. 73 ff.). Zum anderen kann ein Wechsel der Entscheidungsarena auch durch eine Verlagerung der Entscheidungsebene – beispielsweise von der EU-Ebene auf die internationale Ebene – erreicht werden. Wiederum kann die MacSharry-Reform, die ihren Erfolg zu einem erheblichen Teil einem solchen Ebenenwechsel verdankt, dies veranschaulichen (GARZON 2006, S. 31 f.). Allerdings ist der Einfluss der internationalen Ebene nicht auf völkerrechtlich bindende Entscheidungen in internationalen Verhandlungsregimen beschränkt. Auch auf der „weicheren" Ebene einer Diffusion innovativer Reformideen können internationale Organisationen zur Beschleunigung des nationalen und europäischen Politikwandels beitragen. So begann

die OECD Ende der 1980er-Jahre, nationale Agrarpolitiken zu vergleichen und aus diesen internationale Vorbilder (best practice) und allgemeine Reformmodelle abzuleiten. Hierdurch wurden Informationen über mögliche Reformstrategien auch außerhalb enger landwirtschaftlicher Akteursnetzwerke besser zugänglich. Zwar sind die konkreten Wirkungen dieser „Globalisierung von Ideen“ nur schwer messbar. Die überraschende Parallelität bestimmter Reformen in einer Reihe von Industrieländern seit den 1990er-Jahren deuten jedoch auf einen eigenständigen Einfluss dieser informationellen Faktoren hin (FEINDT 2007a; GRANT 1998).

Kurzfristige Kompensation der potenziellen Verlierer strategisch wichtiger Reformen

1044. Schließlich zeigt die Analyse der MacSharry-Reform, dass politisch akzeptable und langfristig wirkende Kompromisse im Landwirtschaftsbereich oft nur mit einer kurzfristigen Erhöhung der Agrarausgaben erzielbar sind. Dies liegt vor allem daran, dass es in komplexen Politikfeldern wie der Agrarpolitik keine generelle Unterteilung in Reformbefürworter und -gegner gibt, sondern die Unterstützerkoalitionen von Maßnahme zu Maßnahme variieren. Das Zustandekommen einer Verhandlungslösung hängt dann davon ab, dass Maßnahmenpakete geschnürt werden können, die für alle Verhandlungsteilnehmer akzeptabel sind. Dazu ist es oft nötig, nationale Zugeständnisse in einem agrarpolitischen Teilbereich durch Kompensationen in einem anderen zu erkaufen. Beispielsweise kann die Zustimmung der südeuropäischen Länder zu grundlegenden Reformen durch Zugeständnisse in den für sie besonders wichtigen mediterranen Produktkategorien gesichert werden. Die MacSharry-Reform ist ein Beispiel für diese Reformstrategie. Durch vielfältige Zugeständnisse und Kompensationszahlungen hat sie eines ihrer Hauptziele, die absolute Reduzierung der Agrarausgaben, zwar nicht unmittelbar erreicht. Die durch sie bewirkten strukturellen Veränderungen der Agrarpolitik haben spätere Ausgabenkürzungen jedoch deutlich erleichtert. Eine solche Strategie der Kompensation ist nur dann problematisch, wenn das Hauptreformziel eine sofortige Reduzierung der Agrarausgaben ist. Geht es aber in erster Linie darum, institutionelle Richtungsentscheidungen wie beispielsweise die Umstellung der EU-Finanzhilfen von Garantiepreisen auf Direktzahlungen zu treffen, dann können anfangs teurere Kompensationslösungen, sofern sie eine Einigung überhaupt erst ermöglichen, durchaus sinnvoll sein (GARZON 2006, S. 66 ff.).

11.7.5 Optionen einer zukünftigen Agrarumweltpolitik

1045. Die bisherige Darstellung der Akteurskonstellationen, Entscheidungsverfahren und Reformstrategien beinhaltet noch keine Aussagen über die inhaltliche Dimension einer ökologischen Reform der GAP (vgl. dazu aber SRU 2002a; 2004a). Im Folgenden sollen daher unterschiedliche Optionen einer künftigen Agrarumweltpolitik in ihren

Grundzügen skizziert und auf ihre Kompatibilität mit den politisch-institutionellen Rahmenbedingungen der GAP, den umweltpolitischen Notwendigkeiten (vgl. SRU 2002a; 2004a) und der für die Agrarpolitik konstitutiven wohlfahrtsstaatlichen Zielsetzung untersucht werden.

Wie Kapitel 11.2 zeigt, können sich landwirtschaftliche Aktivitäten positiv oder negativ auf die natürliche Umwelt auswirken. Diese besondere Konstellation hat zur Herausbildung von zwei idealtypischen Modellen über das Verhältnis von Umwelt und Landwirtschaft geführt, die auch die beiden Pole des Möglichkeitsspektrums umweltorientierter Reformen der GAP markieren. In Anlehnung an FEINDT (2007b, S. 384) können diese idealtypischen Reformmodelle als Regulationsmodell und Public-Good-Modell bezeichnet werden. In seiner Reinform strebt das Regulationsmodell eine Verringerung der von der Landwirtschaft ausgehenden Umweltbeeinträchtigungen durch Ge- und Verbote an und entspricht damit weitgehend dem traditionellen ordnungsrechtlichen Ansatz (Command-and-Control). Im Public-Good-Modell hingegen wird der regulative Ansatz durch die Annahme ergänzt, dass umweltfreundliche Formen der Landwirtschaft nicht nur die aus der landwirtschaftlichen Produktion resultierenden Umweltschäden so gut wie möglich vermeiden, sondern darüber hinaus öffentliche Güter erzeugen, die mit öffentlichen Mitteln gefördert werden sollten.

Betrachtet man die bisherige Agrarumweltpolitik der EU, so zeigt sich, dass der zunächst dominierende regulative Ansatz, der sich in Rechtsakten wie etwa der Vogelschutzrichtlinie (1979, Richtlinie 79/409/EWG), der Grundwasserrichtlinie (1980, Richtlinie 80/68/EWG) oder der Klärschlammrichtlinie (1986, Richtlinie 86/278/EWG) niederschlug, zunehmend durch Maßnahmen im Sinne des Public-Good-Modells (Agrarumweltprogramme) ergänzt worden ist (FEINDT 2007b, S. 386 f.). Die Gründe für diese Entwicklung liegen einerseits in den besonderen Akzeptanz- und Durchsetzungsproblemen eines regulativen Ansatzes in der Agrarumweltpolitik und andererseits in der inhärenten Dynamik der agrarpolitischen Reformen seit Anfang der 1990er-Jahre.

Der große Einfluss landwirtschaftlicher Interessen im gesamten agrarpolitischen Entscheidungsprozess und die damit verbundenen erheblichen Schwierigkeiten, weitreichende und wirksame gesetzliche Umweltschutzauflagen für die Landwirtschaft zu erlassen, wurde in den vorangegangenen Abschnitten bereits ausführlich dargestellt. Vor diesem Hintergrund überrascht es nicht, dass die Agrarumweltpolitik der EU seit Mitte der 1980er-Jahre und verstärkt seit den 1990er-Jahren Elemente einer finanziellen Kompensation umweltkonformen Verhaltens aufgenommen hat, die im politischen Entscheidungsprozess leichter durchsetzbar sind. Allerdings wäre der Umweltsektor alleine kaum in der Lage gewesen, diesen grundlegenden Wandel der GAP hin zum Leitbild einer multifunktionalen Landwirtschaft auszulösen. Die tieferen Ursachen für

den Wandel liegen vielmehr in den zunehmend sichtbar werdenden Defiziten bei der Umsetzung des GAP-Ziels angemessener landwirtschaftlicher Einkommen und den daraus resultierenden Legitimationsproblemen des traditionellen preisorientierten agrarpolitischen Ansatzes.

So zeigt GARZON (2006, S. 102), dass die wohlfahrtsstaatliche Komponente der GAP im Zuge der MacSharry-Reform von 1992 und verstärkt im Rahmen der Mid-Term-Review ins Bewusstsein der politischen Akteure und der Öffentlichkeit rückte. Hierdurch fanden insbesondere Fragen nach der sozialpolitischen Effizienz und Verteilungsgerechtigkeit der agrarpolitischen Maßnahmen stärkere Beachtung als zuvor. Erst unter dieser veränderten Perspektive wurde deutlich, dass das Ziel der Einkommenssicherung für Landwirte nur sehr unzureichend mit dem bisherigen System von produktions- oder flächenbezogenen Subventionen erreicht wurde. Die in den letzten Jahrzehnten erfolgten Senkungen der landwirtschaftlichen Garantiepreise und die Reduzierungen der Direktzahlungen treffen vor allem Kleinbauern mit niedriger Produktivität in landwirtschaftlich ungünstigen Regionen, die zur Sicherung ihrer wirtschaftlichen Existenz zunehmend auf Zweiteinkommen angewiesen sind (GRANT 1997). Trotz des enormen Mittelzuflusses aus dem EU-Haushalt stiegen die landwirtschaftlichen Einkommen langsamer an als die anderer Bevölkerungsgruppen (GARZON 2006, S. 28). Demgegenüber erhalten große und hochproduktive Agrarproduzenten EU-Mittel, die weit über das sozialpolitische Ziel der Einkommenssicherung hinausgehen. Diese Entwicklung wird zunehmend als Misserfolg der GAP wahrgenommen und gefährdet damit die Legitimationsgrundlage der bisherigen mengen- oder flächengebundenen Verteilung der GAP-Mittel.

Diese Konstellation stellt einen wichtigen Ansatzpunkt für eine stärker an ökologischen Maßstäben ausgerichtete künftige Reform der GAP dar. Unter dem neuen Leitbild einer multifunktionalen Landwirtschaft können gerade Umweltleistungen der Landwirte im Sinne des Public-Good-Modells dazu beitragen, die GAP auf eine neue Legitimationsbasis zu stellen. Allerdings dürfen diese Leistungen nicht an die Stelle der bisherigen regulativen Anforderungen an die Landwirtschaft treten, sondern müssen die bestehenden Vorschriften ergänzen und durch die Schaffung zusätzlicher Anreize zu einer verbesserten Umsetzung dieser Regelungen beitragen. Eine solche Ergänzung und Unterstützung des bisherigen regulativen Ansatzes durch Elemente eines Public-Good-Modells ist auch kompatibel mit der wohlfahrtsstaatlichen Zielsetzung der GAP. Im Hinblick auf die in Abschnitt 11.7.3 dargestellten agrarpolitischen Akteurskoalitionen kann sie zudem eine Kompromisslinie darstellen, die sowohl für die Liberalisierungskoalition als auch für die Mittelgruppe akzeptabel ist. Schließlich sind ökologisch motivierte Zahlungen an die Landwirte, zum Beispiel im Rahmen von Agrarumweltprogrammen, auch unter den Regeln der WTO grundsätzlich zulässig (*green box*, s. GLEBE 2007; SRU 2004a, Tz. 243).

Das Alternativmodell einer rein regulativen Umweltpolitik in Verbindung mit einer radikalen Liberalisierung der Agrarmärkte wäre demgegenüber innerhalb der derzeitigen politisch-institutionellen Konstellation der europäischen Agrarpolitik politisch nur sehr schwer durchsetzbar. Aus Umweltsicht sprechen vor allem die zu erwartenden Vollzugsschwierigkeiten gegen eine alleinige Anwendung des regulativen Ansatzes in der europäischen Agrarpolitik. Aus wohlfahrtsstaatlicher Sicht stellt sich schließlich die Frage, wie die Sicherung angemessener Einkommen im ländlichen Raum – insbesondere in ungünstigen Randregionen, in denen die landwirtschaftliche Produktion dann nicht mehr wirtschaftlich wäre – weiterhin garantiert werden könnte.

11.7.6 Zusammenfassung: Eine Reformstrategie für die Gemeinsame Agrarpolitik

1046. Eine der Hauptfunktionen der GAP ist die Sicherung angemessener Einkommen in der Landwirtschaft. Damit ist die Landwirtschaftspolitik in ihrem Kern eine wohlfahrtsstaatliche Politik. Versuche, die GAP zu reformieren, müssen dies berücksichtigen.

Trotz enormer Ausgaben hat die GAP das wohlfahrtsstaatliche Ziel der Einkommenssicherung bisher allerdings nur in sehr unzureichendem Maße verwirklicht. Die durch die MacSharry-Reform verbesserte Transparenz bei der Verwendung der Agrarmittel bringt dies zunehmend auch ins öffentliche Bewusstsein. Dies hat zwei entscheidende Konsequenzen: Zum einen gerät das bisherige System staatlicher Preis- und Abnahmegarantien immer stärker unter Legitimationsdruck. Zum anderen löst sich die seit Beginn des 20. Jahrhunderts nicht hinterfragte Interessenkongruenz zwischen Staat und Landwirtschaft vor allem auf der EU-Ebene langsam auf. Im Ergebnis steigt nicht nur der Reformdruck auf die GAP, auch die Chancen für eine grundlegende Reform nehmen zu. Zusätzlich erhöht wird dieser Reformdruck durch die Einbeziehung der Agrarpolitik in das Welthandelsregime seit Anfang der 1990er-Jahre, wodurch weitere Liberalisierungsschritte vorprogrammiert sind, die eine Aufrechterhaltung des alten Systems unmöglich machen.

Auch die Analyse der Akteursstrukturen zeigt, dass die Chancen einer umfassenden Reform der GAP derzeit größer sind, als gemeinhin angenommen. Die Europäische Kommission hat sich in den vergangenen zwei Jahrzehnten zum Hauptinitiator von Reformen entwickelt. Aber auch die Mehrheit der Mitgliedstaaten steht Reformen grundsätzlich positiv gegenüber. Unter den Mitgliedstaaten nehmen Deutschland und Frankreich eine entscheidende Rolle ein. Ein Veto beider Länder kann Reformen verhindern. Umgekehrt hat Deutschland im Falle einer nationalen Initiative zur Reform der GAP aber auch besonders gute Aussichten, seine Reformvorstellungen durchzusetzen. Zudem können Reformblockaden häufig durch strategische Nutzung der vielfälti-

gen Chancen des internationalen agrarpolitischen Mehrebenensystems (u. a. Wechsel der Entscheidungsarena, Verknüpfung mit anderen Themen, Kompensation kleinerer Mitgliedstaaten) aufgelöst werden.

Um der Gefahr von Reformblockaden vorzubeugen, kann eine Politik der kleinen Schritte sinnvoll sein. Entscheidend für den Erfolg einer solchen Strategie ist, dass die einzelnen Reformschritte so ausgestaltet werden, dass sie die Chancen künftiger Reformen verbessern. Dies setzt voraus, dass die Grundausrichtung der Reform den Akteuren frühzeitig bekannt ist.

1047. Vor diesem Hintergrund empfiehlt der SRU der Bundesregierung, die anstehende Überprüfung der GAP in den Jahren 2008 und 2009 dazu zu nutzen, eine umfassende ökologische Reform der GAP einzuleiten. Sie soll den bereits begonnenen Weg, den regulativen Ansatz der Agrarumweltpolitik um Elemente des Public-Good-Modells zu ergänzen, fortsetzen. Da eine vollständige Liberalisierung der Agrarmärkte angesichts der bestehenden Akteurs- und Interessenkonstellationen und der immer noch bestehenden wohlfahrtsstaatlichen Zielsetzung der europäischen Agrarpolitik derzeit nicht realisierbar ist, ist eine konsequente Umstellung der Agrarsubventionen von der bisherigen „Globalspende“ allgemeiner Flächen- und Betriebsprämien hin zur gezielten Honorierung gesellschaftlich erwünschter ökologischer Leistungen anzustreben. Dabei ist zu beachten, dass die Honorierung ökologischer Leistungen nicht an die Stelle der bisherigen umweltrechtlichen Anforderungen treten darf, sondern durch die Schaffung zusätzlicher Anreize deren Vollzug verbessern soll.

12 Gentechnik

Botschaften

Die Diskussion über die Nutzung gentechnisch veränderter Pflanzen hat gezeigt, dass die größten Risiken weniger die menschliche Gesundheit betreffen, sondern vielmehr in der Schädigung der Umwelt und der Beeinträchtigung der gentechnikfreien Landwirtschaft bestehen.

Die gentechnische Veränderung von Pflanzen kann zu nicht-intendierten Effekten führen. Die Verwendung gentechnisch veränderter Pflanzen kann negative Auswirkungen auf die Umwelt haben durch Ausbreitung und Verwilderung, vertikalen und horizontalen Gentransfer, toxische Wirkungen auf Nicht-Ziel-Organismen sowie Effekte einer veränderten landwirtschaftlichen Anbaupraxis. Diese negativen Auswirkungen lassen sich nur kulturartenspezifisch und für eine bestimmte Anbauregion konkretisieren. Allerdings ist der Anbau gentechnisch veränderter Pflanzen in Deutschland und der EU momentan wirtschaftlich nicht relevant: Die einzige in der EU bisher in nennenswertem Umfang kommerziell angebaute Sorte (Bt-Mais Mon 810) wurde 2007 auf etwa 1 % der Maisanbaufläche Europas und auf etwa 0,15 % der deutschen Maisanbaufläche verwendet. Dies liegt vornehmlich daran, dass die bisher entwickelten gentechnisch veränderten Pflanzen an der Lösung pflanzenbaulicher Probleme ausgerichtet sind, die auch auf anderem Weg gelöst werden können. Gentechnisch veränderte Pflanzen sind also relativ einfach substituierbar. Aus diesen Gründen ist eine restriktive Regelung der Zulassung und des Anbaus gentechnisch veränderter Pflanzen erforderlich und gerechtfertigt. Negative Auswirkungen auf Umwelt und Natur, aber auch auf die gentechnikfrei wirtschaftende Landwirtschaft sollten von vornherein vermieden werden. Aufgetretene Schäden sollten schnell erkannt Gegenmaßnahmen zügig eingeleitet werden.

Insgesamt muss festgestellt werden, dass das Gentechnikrecht durch ein nur noch für Experten annähernd durchschaubares Geflecht mitgliedstaatlicher und gemeinschaftsrechtlicher Vorschriften geprägt ist, deren Anwendungsbereich im Einzelnen zum Teil sogar ungeklärt ist. Hinzu kommen höchst komplexe Verfahren zur Genehmigung von Freisetzungen und des Inverkehrbringens gentechnisch veränderter Organismen, deren Anwendungsbereich zum Teil ungeklärt ist. Es bedarf daher einer transparenten Neuausrichtung des Gentechnikrechts. Gemeinschaftsweit verbindliche Vorgaben über die erforderlichen Risikobewertungen fehlen nach wie vor.

In Bezug auf die Koexistenz gentechnikfreier und die Gentechnik nutzender Landwirtschaftsformen wurden durch die jüngste Novellierung des nationalen Gentechnikrechts Schutzniveaus abgeschwächt. Dies betrifft insbesondere eine Öffnung der guten fachlichen Praxis für die privatrechtliche Dispositionsbefugnis, unzu-

reichende pflanzenartspezifische Anforderungen, Aufweichungen der Kennzeichnungspflicht und unzureichende gesetzliche Vorgaben über die Einrichtung gentechnikfreier Regionen.

Eine Monitoringstrategie sollte die gesetzlich geforderte Funktion eines Frühwarnsystems erfüllen. Monitoring setzt ein Konzept des ökologischen Schadens voraus. Das Konzept sollte sich auch auf andere Beeinträchtigungen naturschutzfachlicher Schutzgüter anwenden lassen, die Operationalisierung muss dagegen bereichsspezifisch erfolgen. Die Konzepte des fallspezifischen Monitorings und der allgemeinen überwachenden Beobachtung sollten aufeinander abgestimmt sein. Für beide ist eine europaweite Harmonisierung der Konzepte und der Methoden notwendig, um länderübergreifende Schlussfolgerungen ziehen zu können.

12.1 Bestandsaufnahme

1048. In seinem Umweltgutachten 2004 hat sich der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) ausführlich mit der „Grünen Gentechnik“ auseinandergesetzt (SRU 2004a, Tz. 837 ff.): Obwohl die vielfältigen Nutzenpotenziale der Gentechnik zu würdigen sind, muss darauf hingewiesen werden, dass häufig noch nicht feststeht, ob Anwendungsmöglichkeiten Praxisreife erlangen, und dass viele Nutzenpotenziale auch ohne gentechnische Veränderungen von Pflanzen realisiert werden können. Die Auseinandersetzung mit Einwänden gegen die Verwendung gentechnisch veränderter Pflanzen hat gezeigt, dass die größten Risiken nicht in der Beeinträchtigung der menschlichen Gesundheit, sondern im Bereich der Schäden für die Umwelt und der Beeinträchtigung der gentechnikfreien Landwirtschaft bestehen (ebd., Tz. 837 ff.). Der Schutz der gentechnikfreien Landwirtschaft, insbesondere des ökologischen Landbaus, wird teilweise damit begründet, dass sie weniger negative Auswirkungen auf die Umwelt hat (ebd., Tz. 891). Daher wird im Folgenden der Themenkomplex möglicher negativer Auswirkungen der Verwendung gentechnisch veränderter Pflanzen auf die Umwelt in den Mittelpunkt gestellt. Neben der Vermeidung der Schäden für die Umwelt stellt die Gewährleistung der Koexistenz von Gentechnik verwendender und gentechnikfreier Landwirtschaft eine wichtige Bedingung für die Akzeptabilität der Zulassung gentechnisch veränderter Pflanzen dar.

Vor diesem Hintergrund wird nach der Darstellung des Sachstandes zunächst aufgezeigt, welche Auswirkungen die Verwendung gentechnisch veränderter Pflanzen auf Natur und Umwelt haben kann. Im Anschluss daran wird der rechtliche Rahmen auf seine Potenziale geprüft, negative Auswirkungen der Verwendung gentechnisch veränderter Pflanzen zu verhindern. Abschließend werden Anforderungen an ein angemessenes Monitoring formuliert.

12.1.1 Stand von experimenteller Freisetzung und Anbau in Europa und Deutschland

1049. In der Freisetzungsrichtlinie (RL 2001/18/EG) werden experimentelle „Freisetzungen“ (Art. 2, Abs. 3) und „Inverkehrbringen“ (Art. 2, Abs. 4) unterschieden. Der Begriff „Freisetzungen“ bezeichnet das gezielte Ausbringen von gentechnisch veränderten Organismen in die Umwelt, sofern noch keine Genehmigung zum Inverkehrbringen vorliegt. Freisetzungen dienen damit immer Versuchszwecken. Inverkehrbringen bezeichnet „die entgeltliche und unentgeltliche Bereitstellung für Dritte“ (Art. 2, Abs. 4). Dies umfasst sowohl den Handel mit Nahrungs- und Futtermitteln als auch den Verkauf von gentechnisch verändertem Saatgut. Daher können gentechnisch veränderte Pflanzen (GVP) außerhalb von Versuchsflächen nur angebaut werden, wenn das Inverkehrbringen zulässig ist.

12.1.1.1 Situation in Europa

1050. Für den Zeitraum von 1990 bis Dezember 2006 zählt die Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft 20 533 Freisetzungen in Europa (EU-15), davon 3 559 in Deutschland (JKI 2007). Da Anträge für Freisetzungen mehrere Freisetzungsorte über einen Zeitraum von mehreren Jahren umfassen können (vgl. SRU 2004a, Tz. 838), kann die Zahl der Freisetzungsorte die Zahl der Anträge übersteigen.

Nachdem die Zahl der Freisetzungsanträge in Europa ab dem Jahr 2000 aufgrund des de-facto Moratoriums der EU (1998 bis 2004) noch bis 2004 deutlich zurückging (vgl. SRU 2004a, Tz. 838), stieg sie danach zunächst langsam, dann kräftiger an. Der Anteil Deutschlands an der Anzahl der Freisetzungsanträge nahm von 8 % im Jahr bis auf 17 % im Jahr 2003 zu und dann bis 2007 auf 9 % ab (JRC 2007).

1051. Für das Inverkehrbringen von gentechnisch veränderten Organismen (GVO) gemäß Gentechnikgesetz (GenTG) bedarf es einer Genehmigung (vgl. Tz. 1077 ff.). Diese kann die Nutzung des Produktes oder GVO einschränken. So sind in der EU derzeit zwei Baumwoll-, fünf Mais- und zwei Rapssorten als Nahrungs- und Futtermittel zugelassen, jedoch nicht zum Anbau freigegeben. Die gentechnisch veränderten Eigenschaften dieser Sorten umfassen Insektenresistenz, Herbizidresistenz, Marker und männliche Sterilität. Für weitere 21 GVO befindet sich die Zulassung als Lebens- und Futtermittel im Revisionsprozess (Europäische Kommission 2007).

Die Genehmigung für das Inverkehrbringen der einzigen bisher in der EU in nennenswertem Umfang kommerziell angebauten Sorte (Mon 810 bzw. Bt-Mais – eine Maissorte, welche durch Übertragung eines Gens aus dem Bakterium *Bacillus thuringiensis* gegen den Befall durch einen bestimmten Schädling, den Maiszünsler (*Ostrinia lubilalis*), resistent ist) ist im April 2007 ausgelaufen. Derzeit wird über einen Antrag auf Erneuerung der Zulassung entschieden. Bis zum Abschluss dieses Verfahrens kann

Mon 810 in der EU weiterhin angebaut werden. In der Vegetationsperiode 2007 wurden europaweit circa 100 000 ha, das heißt etwas mehr als 1 % der gesamten Maisanbaufläche Europas (EU-27, Stand 2006, vgl. DMK 2008) mit gentechnisch verändertem Mais der Sorte Mon 810 angebaut, davon circa 70 % in Spanien und circa 20 % in Frankreich (TransGen Wissenschaftskommunikation 2008a).

12.1.1.2 Situation in Deutschland

1052. Das Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL) erfasst alle in Deutschland beantragten Freisetzungen in einer öffentlich zugänglichen Datenbank (http://www.bvl-berlin.de/cgi/lasso/fsl/liste_d.lasso). Seit 1991 wurden in Deutschland 177 Freisetzungen beantragt, davon der Großteil für Kartoffeln, Mais, Raps und Zuckerrüben (BVL 2007b). Besonders kritisch sind Freisetzungen von Pharmapflanzen sowie von gentechnisch veränderten Bäumen zu bewerten (vgl. Tz. 1068 f.).

1053. Die Genehmigungen zum Inverkehrbringen werden im Rahmen eines komplexen Genehmigungsverfahrens unter Beteiligung nationaler und europäischer Behörden vergeben und entfalten EU-weite Geltung (s. eingehend Tz. 1077 ff.). Die Fläche, die mit dem in der EU bislang dominierenden GVO Mon 810 (vgl. Tz. 1051) bebaut wurde, hat in Deutschland von 2005 bis 2007 von 342 auf 2 685 ha zugenommen. Dies entspricht 0,15 % der deutschen Maisanbaufläche (BVL 2007a). Der größte Teil der Anbauflächen befindet sich in den neuen Bundesländern, da in diesen Ländern mit ihrer großstrukturierten Landwirtschaft die im Gentechnikgesetz vorgeschriebenen Abstandsregeln wesentlich einfacher eingehalten werden können.

Da die bis 2007 geltende europaweite Zulassung für Mon 810 vor dem Beschluss des EU-Ministerrats erteilt wurde, gemäß dem der Anbau von gentechnisch veränderten Pflanzen in Europa durch Beobachtungsprogramme zu begleiten ist, war für Mon 810 bisher kein Monitoring-Plan erforderlich. Das in Deutschland für die Zulassung des Inverkehrbringens gentechnisch veränderten Saatguts zunächst zuständige BVL (s. zu dem Verfahren noch detailliert Tz. 1077 ff.) hat die Firma Monsanto, die das Saatgut für Mon 810 herstellt, jedoch dazu verpflichtet, ab 2008 ein der aktuellen EU-Rechtslage entsprechendes Monitoring durchzuführen. Nach Vorlage eines Monitoring-Plans durch Monsanto hat das BVL im Dezember 2007 bestätigt, dass der Anbau von Mon 810 in der Vegetationsperiode 2008 stattfinden kann. Allerdings kritisiert das als Fachbehörde am Genehmigungsverfahren beteiligte Bundesamt für Naturschutz (BfN) den Monitoring-Plan als unvollständig. Insbesondere bemängelt es das Fehlen eines fallspezifischen Monitorings sowie die Dominanz agronomischer Fragestellungen in den Fragebögen an die beteiligten Landwirte und die lückenhafte Einbeziehung bestehender Beobachtungsprogramme. Außerdem weist das BfN darauf hin, dass ein Teil

der Beobachtungsprogramme nicht dauerhaft gesichert ist, dass bestimmte Daten nicht jährlich erhoben werden, sowie dass einige Daten einer spezifischen Auswertung bedürfen (BfN 2007; vgl. noch Kap. 12.5).

12.1.2 Auswirkungen des Anbaus gentechnisch veränderter Pflanzen auf Natur und Umwelt

1054. Bei der gentechnischen Modifikation von Pflanzen ist es weder möglich, die Anzahl der Kopien des Gens, das in die Pflanze eingefügt wird, noch die Position, an der diese Kopien eingefügt werden, exakt zu determinieren (CELLINI et al. 2004). Aus diesem Grund kann die gentechnische Modifikation zu verschiedenen nicht-intendierten Effekten führen, die sich sowohl auf die landwirtschaftliche Anbaupraxis als auch auf Umwelt und Natur auswirken können. In Bezug auf die möglichen Auswirkungen des Anbaus gentechnisch veränderter Pflanzen werden in Anlehnung an KOWARIK et al. (2007b) die Ausbreitung von GVO in die Umwelt, der vertikale und horizontale Gentransfer, toxische Wirkungen auf Nicht-Zielorganismen und die indirekten Auswirkungen einer veränderten landwirtschaftlichen Anbaupraxis unterschieden. Da sich ein Großteil der Freisetzungsversuche in Deutschland auf die Pflanzenarten Mais, Raps, Zuckerrüben und Kartoffeln bezieht (vgl. Tz. 1052; ARNDT und POHL 2005), wird in den folgenden Ausführungen insbesondere auf diese Kulturpflanzen eingegangen.

12.1.2.1 Gentechnische Veränderung von Pflanzen und ihre nicht-intendierten Folgen

1055. Der Begriff der Penetranz gibt an, wie viele der Individuen, die ein bestimmtes Gen tragen, auch tatsächlich die von diesem Gen codierte Eigenschaft aufweisen. Umwelteinflüsse können die Penetranz eines Gens beeinflussen (HILDEBRANDT 1994). Der Phänotyp stellt also ein Produkt aus Wechselwirkungen zwischen Genotyp und Umwelteinflüssen dar.

1056. Der Begriff der Pleiotropie kennzeichnet den Einfluss eines Gens auf mehrere verschiedene phänotypische Merkmale (TAPPESER et al. 2000; ZÜGHART und BRECKLING 2003). Pleiotropie kann dazu führen, dass die gentechnische Modifikation nicht nur die gewünschte Veränderung der Eigenschaften der Pflanze zur Folge hat, sondern außerdem unerwartete phänotypische Effekte auftreten können.

1057. Da sich benachbarte Gene gegenseitig beeinflussen, wird ein Gen, je nachdem, an welcher Stelle im Genom einer Pflanze es sich befindet, verschieden stark exprimiert. Dies bedeutet, dass verschieden viel von dem durch das Gen codierten Protein produziert wird, weshalb sich die durch das Gen codierte Eigenschaft mehr oder weniger stark ausprägt (HILDEBRANDT 1994; BROWN 2002; ZÜGHART und BRECKLING 2003). Solche Positionseffekte können einerseits dazu führen, dass der Integrationsort

des Transgens G die Expression von G in der Pflanze beeinflusst, andererseits kann die Integration von G an einer bestimmten Stelle im Genom die Expression benachbarter Gene beeinflussen und sich dadurch auf andere Eigenschaften der Pflanze auswirken.

1058. Die Menge der eingefügten Kopien eines Transgens beeinflusst die Menge des Genprodukts, welches in den Zellen der Pflanze produziert wird. Dieser Gendosiseffekt führt zusammen mit dem Positionseffekt dazu, dass bei der gentechnischen Modifikation einer Pflanze nicht kontrolliert werden kann, in welcher Intensität das Transgen tatsächlich exprimiert wird.

1059. KOWARIK et al. (2007b) weisen darauf hin, dass die beschriebenen Sekundäreffekte nicht exakt vorhersehbar sind, insbesondere dann, wenn eine Pflanze mehrere verschiedene Transgene enthält (s. a. MARQUARD und DURKA 2005). Durch Auskreuzung kann es in potenziellen Kreuzungspartnern transgener Pflanzen zu einer Akkumulation und Neukombination verschiedener Transgene und daraus resultierend zu nicht abschätzbaren Wechselwirkungen sowohl in der Pflanze selbst als auch zwischen der Pflanze und der Umwelt kommen (ZÜGHART und BRECKLING 2003). CELLINI et al. (2004) betonen, dass das Auftreten nicht intendierter Effekte nicht spezifisch für gentechnisch veränderte Pflanzen ist. Sie gehen davon aus, dass es keine Hinweise darauf gibt, dass solche Sekundäreffekte bei GVO häufiger als bei konventionell gezüchteten Pflanzen auftreten und weisen darauf hin, dass die nicht intendierten Effekte positive, negative oder auch irrelevante Konsequenzen für Anbau und Nutzung der GVO haben können.

12.1.2.2 Ausbreitung in die Umwelt und Verwilderung

1060. Die Ausbreitung und Verwilderung von Kulturpflanzen ist aus der konventionellen Land- und Forstwirtschaft bekannt (SUKOPP 2004). Die Wahrscheinlichkeit einer Ausbreitung hängt vom Verwilderungspotenzial der Ausgangspflanze sowie von den durch die gentechnische Veränderung vermittelten Eigenschaften ab (TAPPESER et al. 2000). Die ausbreitungsrelevanten Eigenschaften der nicht transgenen Ausgangsform stellen daher ein wichtiges Kriterium für die Wahrscheinlichkeit einer Ausbreitung transgener Pflanzen dar (TAPPESER et al. 2000; SUKOPP 2004). Aussagen bezüglich solcher Eigenschaften sind nur kulturartenspezifisch und im Hinblick auf eine bestimmte Anbauregion (im folgenden Mitteleuropa) möglich (SRU 1998, Tz. 799; für Aussagen zu Raps vgl. ZÜGHART und BRECKLING 2003; für Zuckerrüben TAPPESER et al. 2000; für Mais KOWARIK et al. 2007b; für Kartoffeln z. B. RÖVER et al. 2000).

Wie sich die transgene Eigenschaft eines GVO auf dessen Ausbreitungsfähigkeit auswirkt, ist ebenfalls von den Umweltbedingungen abhängig und kann daher nur im Ein-

zelfall beurteilt werden. TAPPESER et al. (2003) weisen darauf hin, dass die Einführung von Transgenen nicht zwingend zu einer Verringerung des Ausbreitungspotenzials führen muss. Insbesondere solche gentechnischen Veränderungen, die darauf abzielen, Pflanzen widerstandsfähiger gegen biotischen und abiotischen Stress zu machen, können zu einer Steigerung des Ausbreitungspotenzials dieser Pflanzen beitragen. Auch unbeabsichtigte Auswirkungen gentechnischer Veränderungen (vgl. Tz. 1055 ff.) können sich auf die Ausbreitungsfähigkeit der veränderten Pflanzen auswirken (ebd.).

Die Ausbreitung von GVO in Ökosystemen kann über Verdrängungsmechanismen zu negativen Auswirkungen auf die Artenvielfalt führen und es kann zu toxischen Wirkungen auf Nicht-Ziel-Organismen kommen. Die Ausbreitung von GVO in anderen Ackerkulturen kann zu wirtschaftlichen Schäden führen, insbesondere durch das Auftreten herbizidresistenten Durchwuchses (TAPPESER et al. 2000).

SUKPOPP (2004, S. 108) kommt anhand eines Modells zu Neophyten zu dem Schluss, dass „die Wahrscheinlichkeit unerwünschter Auswirkungen und Schäden infolge einer Verwilderung konventionell gezüchteter und transgener Kulturpflanzen […] in Mitteleuropa langfristig im Promillebereich“ liegt. Er weist jedoch darauf hin, dass das Schadensausmaß und damit auch das Risiko nicht abgeschätzt werden kann.

12.1.2.3 Vertikaler und horizontaler Gentransfer

1061. Vertikaler Gentransfer wird auch als Auskreuzung bezeichnet und beschreibt die Übertragung von Genen mittels sexueller Fortpflanzung. Vertikaler Gentransfer kann nur zwischen Sorten bzw. Arten stattfinden, die nah genug verwandt sind, als dass zwischen ihnen sexuelle Fortpflanzung möglich ist. In Bezug auf vertikalen Gentransfer ist die Übertragung von Genen auf verwandte Wildpflanzen von der Übertragung auf andere Kulturarten zu unterscheiden. Letztere kann zu Problemen in der landwirtschaftlichen Anbaupraxis und zu wirtschaftlichen Schädigungen gentechnikfrei wirtschaftender Nachbarbetriebe führen (vgl. Tz. 1064 ff., 1083). Die Wahrscheinlichkeit einer Auskreuzung auf verwandte Wildpflanzen hängt von der Anzahl und dem Verwandschaftsgrad potenzieller Kreuzungspartner (HAILS 2002) sowie von der räumlichen Entfernung zwischen den Kulturpflanzen und verwandten Wildpflanzen, Reichweite der Pollenausbreitung, der Überschneidung der Blühzeiten und der Autökologie der Empfängerpflanzen ab (SENIOR und DALE 2002). Während neben Mais (ZÜGHART und BRECKLING 2003) auch Kartoffeln, Tabak und Tomaten (KEMPKEN und KEMPKEN 2004) in Europa keine nahen Verwandten haben, sodass keine Auskreuzungen möglich sind, sind für Raps und Zuckerrüben Kreuzungen von Kultur- und Wildformen nachgewiesen (KEMPKEN und KEMPKEN 2004; ZÜGHART und BRECKLING 2003; TAPPESER et al. 2000; BOUDRY et al. 1993). Auskreuzungen

können über populationsökologische Veränderungen zu Bestandsverminderungen bis hin zum Aussterben von Arten führen. Über die permanente Inkooperation von Transgenen in den Genpool einer Art (Introgression) ist eine Beeinträchtigung der genetischen Vielfalt, die Bestandsverminderung von Arten und die Verdrängung anderer Sippen möglich (KOWARIK et al. 2007b).

1062. Horizontaler Gentransfer bezeichnet den nicht-sexuellen Transfer von Genen in Organismen, die fremde DNA in ihr Genom einbauen können (z. B. Bakterien) (ZÜGHART und BRECKLING 2003). Während Horizontaler Gentransfer zwischen verschiedenen Mikroorganismen relativ häufig ist, ist ein Transfer von Pflanzen auf Viren oder Bakterien zwar möglich, aber sehr unwahrscheinlich (KOWALCHUK et al. 2003; KEMPKEN und KEMPKEN 2004). Bisher konnte ein horizontaler Gentransfer im Labor (KAY et al. 2002; GEBHARD und SMALLA 1998; SCHLÜTER et al. 1995), nicht aber in Feldversuchen nachgewiesen werden (KEMPKEN und KEMPKEN 2004; KOWARIK et al. 2007b). KOWALCHUK et al. (2003) weisen darauf hin, dass die in den Laborversuchen zugrunde gelegten Bedingungen für einen horizontalen Gentransfer wesentlich förderlich seien, als die im Feld tatsächlich vorliegenden. Andererseits besteht gemäß NIELSEN und TOWNSEND (2004) Verbesserungsbedarf im Hinblick auf die Untersuchungsansätze. Sie fordern, dass sich die Risikobewertung nicht an der Häufigkeit des Gentransfers, sondern an den möglichen Auswirkungen eines solchen Transfers ausrichten sollte. In Bezug auf GVO ist eine Übertragung von Transgenen auf Bakterien (Bodenbakterien und phytopathogene Bakterien) und von Virusresistenz vermittelnden Transgenen auf Viren möglich. Die Wahrscheinlichkeit der Übertragung von Transgenen auf Bakterien wird stark erhöht, wenn die Transgene Sequenzen aufweisen, die homolog zu bakterieller DNA sind (ZÜGHART und BRECKLING 2003). Eine Minimierung der Übertragung von bakterieller DNA in transgene Pflanzen trägt daher zu einer Senkung der Wahrscheinlichkeit eines horizontalen Gentransfers zwischen solchen Pflanzen und Bakterien bei (KOWALCHUK et al. 2003). In Bezug auf Bakterien wird vor allem die Übertragung von Transgenen befürchtet, die Antibiotikaresistenzen vermitteln. Art. 4 Abs. 2 der Freisetzungsrichtlinie schreibt daher ein Verbot der Verwendung von Antibiotikaresistenzmarkern für das Inverkehrbringen seit 2004 und für Freisetzungen ab Dezember 2008 vor. In Bezug auf transgene Pflanzen, die mit viralen Nukleinsäuresequenzen transformiert wurden, um eine Virusresistenz zu erreichen, können verschiedene Prozesse zur Entstehung neuer Virusvarianten oder zu neuen Infektionsverläufen führen. (TAPPESER et al. 2000). Daher ist bei der Freisetzung und beim Inverkehrbringen virenresistenter Pflanzen sowohl im Hinblick auf die Auswirkungen solcher neuer Virenstämme auf die Umwelt als auch auf die landwirtschaftliche Anbaupraxis besondere Aufmerksamkeit geboten.

12.1.2.4 Toxische Wirkungen auf Nicht-Zielorganismen

1063. Studien zu toxischen Wirkungen auf Nichtzielorganismen beschäftigen sich unter anderem mit den Auswirkungen von Bt-Pflanzen (umfassend zu Bt-Pflanzen schon SKORUPINSKI 1996). In Bezug auf direkte toxische Wirkungen auf Herbivore wurden unter anderem die Wirkungen auf Schmetterlinge untersucht, da der in Europa zum Anbau zugelassene Mais MON 810 ein Bt-Toxin exprimiert, welches spezifisch auf Lepidopteren wirkt (ZÜGHART und BRECKLING 2003; TAPPESER et al. 2000). In Bezug auf den Monarchfalter (*Danaus plexippus*) kommen KOWARIK et al. (2007b) zu dem Schluss, dass es zwar zu schädlichen Auswirkungen auf einzelne Individuen kommen kann; die Wahrscheinlichkeit aber, dass hieraus schädliche Wirkungen auf der Populationsebene resultieren, ist sehr gering. In Bezug auf die Auswirkungen auf andere Schmetterlingsarten sei entscheidend, ob deren Larven zeitlich (Überschneidung von Pollenbildung und Entwicklung der Schmetterlingslarven) und räumlich (Wuchsort der Futterpflanzen der Larven in Bezug auf die Anbaustandorte von GVO, Expressionsort des Toxins in der Pflanze) überhaupt mit dem Toxin in Kontakt kommen, sowie welche Art und Menge von Toxinen exprimiert werde. Bt-Toxinhaltiger Pollen kann durch Winddrift auch auf Pflanzen außerhalb der Maiskultur verfrachtet werden, welche als Futterpflanzen für Lepidopteren-Larven dienen, sodass diese den Pollen unbeabsichtigt aufnehmen (TAPPESER et al. 2000; ZÜGHART und BRECKLING 2003). ROSI-MARSHALL et al. (2007) gehen für den mittleren Westen der USA außerdem davon aus, dass ein Eintrag in Gewässer erfolgen kann, aus dem negative Wirkungen auf aquatische Organismen resultieren können.

SCHMIDT und HILBECK (2005, S. 332) gehen davon aus, dass auch Nichtziel-Herbivoren unterschiedlich und zum Teil nicht vorhersehbar auf die Verfütterung transgenen Pflanzenmaterials reagieren. Außerdem weisen sie darauf hin, dass über Nahrungsnetze indirekte negative Auswirkungen denkbar sind, etwa, wenn Organismen aufgrund der Aufnahme von Toxinen eine längere Entwicklungsdauer zeigen und somit für einen längeren Zeitraum natürlichen Feinden ausgesetzt sind.

Über Wurzelexsudate (von der lebenden Wurzel abgegebene Substanzen (Exsudate), die dazu dienen, Bodenbedingung anzupassen oder Nährstoffe verfügbar zu machen) und die Verrottung von Pflanzenrückständen gelangen Bt-Toxine in den Boden. Das Toxin kann an Bodenpartikel gebunden und dadurch stabilisiert werden (TAPPESER et al. 2000). Zur Verweildauer des Bt-Toxins im Boden finden sich widersprüchliche Aussagen, schädliche Auswirkungen auf Bodenorganismen sind aber grundsätzlich denkbar (KOWARIK et al 2007b). Darüber hinaus ist eine Auswaschung in Gewässer möglich.

DALE et al. (2002) betonen den Einfluss des in den verschiedenen Untersuchungen jeweils zugrunde gelegten Baseline-Szenarios und weisen darauf hin, dass die negati-

ven Auswirkungen des Anbaus gentechnisch veränderter Pflanzen den negativen Auswirkungen der alternativen Anbaumethoden gegenüber gestellt werden müssten.

12.1.2.5 Wirkungen einer veränderten landwirtschaftlichen Anbaupraxis

1064. In Europa liegen Erfahrungen im kommerziellen Anbau nur für den Bt-Mais MON 810 vor. Wird dieser in Gebieten angebaut, in denen der Maiszünsler vorkommt, so muss zur Bekämpfung dieser unerwünschten Organismen kein Insektizid gespritzt werden. Generell kann die Verwendung insektenresistenter Bt-Pflanzen zu einer Reduktion des Einsatzes von Insektiziden führen (HAILS 2000). Andererseits ist im Gegensatz zu extern applizierten Insektiziden, die nur für einen sehr begrenzten Zeitraum im Agrarökosystem verbleiben, in den gentechnisch veränderten Pflanzen der auf Insekten toxisch wirkende Stoff in der gesamten Vegetationsperiode vorhanden, was die Wahrscheinlichkeit der Resistenzbildung erhöht. Auch handelt es sich bei dem in transgenen Pflanzen vorhandenen Stoff nicht um das in *Bacillus thuringiensis* natürlich vorkommende Protoxin, welches bei Larven erst nach mehreren Umwandlungsprozessen im Verdauungstrakt in ein die Darmwand schädigendes Endotoxin umgewandelt wird und welches zudem aufgrund seiner UV-Labilität relativ kurzlebig ist (Tappeser et al. 2003; ZÜGHART und BRECKLING 2003), sondern die Zellen der transgenen Pflanzen bilden das direkt wirksame Endotoxin (ZÜGHART und BRECKLING 2003). Der Selektionsdruck ist damit bei den transgenen Bt-Varianten wesentlich höher. Die Entwicklung von Bt-resistenten Schadorganismen ist auch deshalb besonders kritisch zu sehen, weil Toxin- und Sporenpräparate aus *Bacillus thuringiensis* eines der wenigen Insektizide darstellen, die im ökologischen Landbau zur Schädlingsbekämpfung eingesetzt werden können (ebd.; DALE et al. 2002). Ein Vorteil von Bt-Toxinen ist, dass sie spezifisch auf bestimmte Insektengruppen wirken, dies trifft allerdings sowohl für Bt-Pflanzen als auch für das Spritzen von Bt-Lösungen zu (ebd.).

1065. In globalem Maßstab werden GVO angebaut, die den Einsatz von Totalherbiziden tolerieren. Sie sind daher besonders für pfluglose Bodenbearbeitung geeignet, was sich positiv auf Bodenerosion und Bodenfeuchtigkeit auswirken kann. Die meisten herbizidresistenten Pflanzen sind gegen Glyphosate und Glufonisate resistent (ZÜGHART und BRECKLING 2003), welche sich durch eine gegenüber anderen Herbiziden geringere Persistenz auszeichnen. Totalherbizide können im Nachlaufverfahren angewendet werden und ermöglichen daher einen bedarfsgerechten Einsatz (SENIOR und DALE 2002; ZÜGHART und BRECKLING 2003). Dies kann sich positiv auf den Wasserhaushalt auswirken (HAILS 2000). Andererseits kann die erhöhte Effektivität der Wildkrautbekämpfung zu einer Reduktion von Artenvielfalt und Abundanz (Dominanz solcher Arten, die weniger sensibel auf das Herbizid reagieren) der Ackerbegleitflora sowie zu einer Veränderung der Diasporenbank im Boden führen. Eine Reduktion

der Ackerbegleitflora sowie die Unverträglichkeit von Totalherbiziden mit Untersaaten können zu einer Erhöhung der Bodenerosion beitragen. Der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln (PSM) in einem Stadium fortgeschrittenen Pflanzenwachstums kann über die höhere Spritzhöheneinstellung zu einer stärkeren Abdrift und damit zu negativen Beeinträchtigungen der Artenvielfalt angrenzender Biotope führen. Für die am häufigsten im Rahmen des Anbaus herbizidresistenter Pflanzen verwendeten Totalherbizide Glyphosat und Glufosinat sind toxische Wirkungen für verschiedene Milben, Spinnen und Laufkäfer, Bodenorganismen sowie Fische und andere aquatische Organismen nachgewiesen. Über die Nahrungskette sind sowohl in als auch außerhalb der behandelten Kulturen negative Auswirkungen auch auf die weitere Fauna möglich (ebd.). Die Wahrscheinlichkeit von Starkregenereignissen in Deutschland nimmt von März bis Juli zu. Je später in diesem Zeitraum PSM ausgebracht werden, desto höher ist die Wahrscheinlichkeit, dass aktive Wirkstoffe in Gewässer gelangen (ZÜGHART und BRECKLING 2003).

Wie sich der Einsatz von Totalherbiziden im Nachlaufverfahren tatsächlich auf die eingesetzte Herbizidmenge auswirkt, ist umstritten. Während DALE et al. (2002) davon ausgehen, dass in den USA die Zunahme des Anbaus herbizidresistenter gentechnisch veränderter Pflanzen nicht zu einer Veränderung der eingesetzten Herbizidmenge geführt hat, sprechen KEMPKEN und KEMPKEN (2004) ebenfalls für die USA von einer signifikanten Abnahme des Herbizidverbrauchs sowie einer um 90 % geringeren Bodenerosion, da weniger gepflügt worden sei.

1066. Sowohl insekten- als auch herbizidresistente Pflanzen erfordern ein Resistenzmanagement um die Entwicklung von resistenten Schädlingen (Insekten, Beikräuter) zu verhindern. (KEMPKEN und KEMPKEN 2004; HAILS 2000). Insbesondere die Entwicklung multipler Resistenzen ist kritisch zu sehen und kann zu zusätzlichen Bodenbearbeitungsmaßnahmen sowie einer vermehrten Ausbringung von Spritzmitteln, insbesondere von Kombinationspräparaten führen (ZÜGHART und BRECKLING 2003; DALE et al. 2002). Dieses Gefährdungspotenzial ist jedoch nicht spezifisch für gentechnisch veränderte Pflanzen sondern liegt bei jeglicher Art von resistenten Pflanzen vor. Dies gilt auch für das besonders bei Raps auftretende Problem von in Folgekulturen auftretendem, herbizidresistenten Durchwuchs (ebd.).

1067. ZÜGHART und BRECKLING (2003, S. 20) weisen darauf hin, dass der Anbau transgener Kulturpflanzen dazu führen kann, dass großräumig neue und weitgehend ähnliche Bearbeitungsmethoden eingesetzt werden, und dass durch den Anbau von an Trockenheit oder Bodenversalzung angepasste GVO der Druck einer agrarischen Nutzung der Grenzertragsstandorte steigen kann. Sie gehen davon aus, dass die Einführung gentechnisch veränderter Kulturpflanzen zu einer Verarmung der Kulturpflanzenvielfalt und einer Förderung der Intensivlandwirtschaft führt, welche sich wiederum

negativ auf die Biodiversität auswirkt. Das hier beschriebene Gefährdungspotenzial ist jedoch ebenfalls nicht spezifisch für GVO.

12.1.2.6 Pharmapflanzen

1068. Als Pharmapflanzen werden Pflanzen bezeichnet, deren gentechnische Veränderung darauf abzielt, eine Produktion von pharmazeutisch wirksamen Substanzen (Plant made Pharmaceuticals, PMP) in den Pflanzen hervorzurufen. 2007 wurden in Deutschland an zwei Standorten Freisetzungsversuche mit Pharmapflanzen durchgeführt: In Groß Lüsewitz (Mecklenburg-Vorpommern) werden durch die Universität Rostock von 2006 bis 2008 drei gentechnisch veränderte Abkömmlinge der Kartoffelsorten Desiree und Albatross angebaut. Zwei der Sorten sind so transformiert, dass sie Antigene erzeugen (ein Kapisidprotein aus dem Virus der Hämorrhagischen Kaninchenkrankheit (RHDV) bzw. eine nicht-toxische Untereinheit B des Cholera-Toxins) (BVL 2006). In Gatersleben (Sachsen-Anhalt) wurden 2007 in unmittelbarer Nähe der Gaterslebener Genbank (vgl. Tz. 1072) von der Firma Novoplant produzierte Erbsen angebaut, die in den Erbsensamen einen Einkettenantikörper produzieren, der spezifisch an F4-Fimbrien von *Escherichia coli* binden kann. Die Erbsen sollen als Schweinefutter eingesetzt werden und so Schweine vor Durchfallerkrankungen schützen (BVL 2007c). Aufgrund der Art der gentechnischen Veränderung sind durch den Anbau von Pharmapflanzen insbesondere gravierende schädigende Wirkungen auf Nichtziel-Organismen möglich. In seinem Umweltgutachten 2004 hat sich der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) gegen den Anbau von Pharmapflanzen im Freiland und für einen ausschließlichen Anbau in geschlossenen Systemen ausgesprochen (SRU 2004a, Tz. 853). Gleichzeitig ist in Bezug auf Pharmapflanzen von wesentlich geringeren Anbauflächen auszugehen als in Bezug auf Nahrungs- und Futtermittel sowie nachwachsende Rohstoffe, sodass eine Beschränkung des Anbaus von Pharmapflanzen auch wirtschaftlich zumutbar erscheint. Der SRU bekräftigt daher seine Forderung, den Anbau (inklusive Freisetzungen) von Pharmapflanzen auf geschlossene Systeme zu beschränken.

12.1.2.7 Transgene Bäume

1069. Die bisher letzten Freisetzungen gentechnisch veränderter Bäume fanden von 2003 bis 2005 in Helbra und Großörner in Sachsen-Anhalt statt. Dort wurde auf zwei unterschiedlich stark belasteten Böden erprobt, inwiefern sich gentechnisch veränderte Hybridpappeln, denen neben einem Antibiotikaresistenzmarker ein Gen für eine Glutamylcystein-Synthetase (gshI) aus *Escherichia coli* übertragen wurde, für die Sanierung von schwermetallbelasteten Böden nutzen lassen (BVL 2003).

In Bezug auf die Umweltauswirkungen des Anbaus transgener Bäume ist insbesondere die lange Lebensdauer von Bäumen relevant (PICKARDT und de KATHEN 2002; ZOGLAUER et al. 2000). Durch die enge Vergesellschaftung von Bäumen mit Mykorhizza-Pilzen sind eventuell neuartige Verbreitungspfade für horizontalen Gentransfer möglich. Außerdem kann wegen der spezifischen Transformations- und Regenerationsmethoden nicht ausgeschlossen werden, dass über die gesamte Lebensdauer transgene Agrobakterium *tumefaciens*-Zellen im Gewebe von transgenen Bäumen erhalten bleiben (SAUTER 2005). Schließlich sind Bäume durch die Vielzahl der auf heimischen Bäumen siedelnden Insektenarten sehr eng in Nahrungsnetze eingebunden, über die eine Weitergabe möglicher negativer Wirkungen nicht auszuschließen ist.

Diese Besonderheiten machen eine intensive Sicherheitsforschung notwendig. Gleichzeitig ist diese jedoch aufgrund der langen Lebensdauer von Bäumen extrem aufwendig. Die mechanische Begrenzung von Ausbreitung erscheint aufgrund der Mobilität von Pollen und Samen schwierig bzw. sehr aufwendig (PICKARDT und de KATHEN 2002). Bezüglich einer biologischen Begrenzung der Ausbreitung kommen PICKARDT und de KATHEN (2002) zu dem Schluss, dass diese keine völlige Sicherheit bieten kann (ZOGLAUER et al. 2000).

12.1.3 Der Anbau gentechnisch veränderter Pflanzen und der Schutz sensibler Gebiete

1070. Die genannten Auswirkungen des Anbaus gentechnisch veränderter Pflanzen auf Natur und Umwelt können auch negative Folgen für Schutzgebiete haben. MENZEL et al. (2005) unterscheiden gentechnisch veränderte Kulturpflanzen anhand des Charakters ihrer Interaktionen in verschiedene Typen und prüfen für diese Typen die Wirksamkeit von Abstandsregelungen in Bezug auf Schutzgebiete (Tab. 12-1).

Tabelle 12-1

Typisierung gentechnisch veränderter Kulturpflanzen anhand des Charakters ihrer ökologischen Interaktionen

Charakteristika	Invarianztyp	Persistenztyp	Emissionstyp	Dispersionstyp
Räumliche Reichweite der Interaktion	auf aktuelle Anbaufläche beschränkt	auf Anbaufläche beschränkt	Reichweite bestimmbar	Reichweite nicht bestimmbar, Verbreitung und Auskreuzung nicht kontrollierbar, Verbreitung erfolgt eigendynamisch, auch außerhalb der Anbaufläche
Zeitlicher Horizont der Interaktion	auf die aktuelle Vegetations-periode beschränkt	mittelfristig, einige Jahre persistierend	mittelfristig, Konzentrations-abhängige Wirkungen, die mit der Zeit nachlassen	Potenziell langfristig, Verstärkung der Effekte mit der Zeit möglich
Beispiel		Amflora-Kartoffel	Bt-Mais	HR-Raps (herbizidresistent)
Bewertung der Wirksamkeit von Abstands-regelungen	nicht notwendig	nicht notwendig	sinnvoll	nicht ausreichend

Quelle: MENZEL et al. 2005, S. 41, verändert

Sie kommen zu dem Schluss, dass Abstandsregeln nur für Pflanzen des Emissionstyps vielversprechend sind, da sich die Reichweite von Umweltinteraktionen bei Pflanzen des Invarianz- und Persistenztyps auf die Anbaufläche selbst beschränkt. In Bezug auf Pflanzen des Dispersionstyps müssen Abstandsregelungen aufgrund der zeitlichen und räumlichen Ausmaße ökologischer Interaktionen als nicht ausreichend angesehen werden (ebd.). Für solche Pflanzen ist zu erwägen, ob sie überhaupt für den Anbau im Freiland zugelassen werden sollten.

1071. Abstandsregelungen und Anbauverbote für Pflanzen des Emissionstyps sollten insbesondere gegenüber solchen gesetzlich geschützten Gebieten und Biotopen gelten, deren Schutzzweck durch den Anbau gentechnisch veränderter Pflanzen konterkariert würde. Da Naturschutzgebiete, Nationalparks und Biosphärenreservate dem Schutz ungestörter Abläufe in der Natur dienen, schlägt der SRU ein generelles Anbauverbot sowie Abstandsregelungen bezüglich dieser Schutzgebiete vor. In Bezug auf andere Schutzgebiete (Landschaftsschutzgebiete, Naturparks) sollte ein Anbau im Sinne der Vorsorge nur nach Durchführung einer Verträglichkeitsprüfung erfolgen dürfen. Diese könnte analog der für den Anbau gentechnisch veränderter Pflanzen in Fauna-Flora-Habitat- (FFH-) und Vogelschutzgebieten in §§ 34, 34a BNatSchG festgelegten Regelungen erfolgen. Bei erwiesener Unverträglichkeit sollten auch gegen-

über diesen Schutzgebieten außerdem Abstandsregelungen gelten. Die Durchführung individueller Verträglichkeitsprüfungen trägt auch der Forderung nach einer bezüglich Kulturart und Anbauregion differenzierten Bewertung der möglichen Umweltauswirkungen des Anbaus gentechnisch veränderter Pflanzen (vgl. Tz. 1060) Rechnung.

1072. Im Zusammenhang mit der Forderung, einen Anbau in Gebieten, deren Schutzzweck dadurch konterkariert wird, zu untersagen, ist außerdem die Freisetzung gentechnisch veränderter Pflanzen in unmittelbarer Nähe der Genbank des Leibniz-Institut für Pflanzengenetik und Kulturpflanzenforschung (IPK) in Gatersleben (vgl. Tz. 1068) scharf zu kritisieren. Gemäß dem Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD, Art. 2, 9) dienen solche Genbanken dem Ex-situ Schutz vor allem gefährdeter Arten. Eine Verunreinigung des dort bewahrten Saatgutes durch Transgene läuft dem Schutzgedanken von Genbanken zuwider. Der SRU spricht sich daher dafür aus, einen Anbau auf den Flächen von Genbanken prinzipiell zu untersagen und gegenüber diesen Abstandsregelungen durchzusetzen.

Neben den genannten Einschränkungen des Anbaus sind zusätzlich Abstände gegenüber Gewässern einzuhalten, da einerseits die Möglichkeit besteht, dass Toxine in Gewässer eingetragen werden und dort negative Auswirkungen auf aquatische Organismen bewirken und andererseits über Gewässer Dispersionseinheiten gentechnisch veränderter Pflanzen oder auch Toxine in der Umwelt verbreitet werden können (vgl. Tz. 1063).

Schließlich kann gemäß den gesetzlich verankerten Grundsätzen des integrierten Pflanzenschutzes gefordert werden, dass der Anbau gentechnisch veränderter Pflanzen auf solche Gebiete beschränkt wird, in denen sie tatsächlich einen Mehr-Nutzen erwarten lassen (so sollte z. B. der Anbau von Mon 810 auf solche Gebiete beschränkt werden, in denen ein starker Befall von Mais durch den Zünsler zu erwarten ist (BfN 2007).

12.2 Aktuelle Entwicklungen im Gentechnikrecht

1073. Im Gentechnikrecht sind im Berichtszeitraum die folgenden wichtigen Neuerungen zu verzeichnen: Zur Umsetzung der sogenannten Freisetzungsrichtlinie der EU (Richtlinie 2001/18/EG über die absichtliche Freisetzung gentechnisch veränderter Organismen in die Umwelt – FreisetzungsRL) wurde das Gesetz zur Neuordnung des Gentechnikrechts (GenTG, BGBl. 2005 I vom 3. Februar 2005, S. 186) erlassen, das Anfang des Jahres 2005 mehr als zwei Jahre nach dem Ablauf der Umsetzungsfrist und einer Nichtumsetzungsverurteilung durch den EuGH (Rs. C-420/03, ABl. EU Nr. C 228 vom 11. September 2004, S. 16) in Kraft getreten ist. Durch diese Reform des GenTG sind auf nationaler Ebene die Weichen für die Einführung der sogenannten „Grünen“ Gentechnik in Deutschland gestellt worden (PALME 2005, S. 253). Eine voll-

ständige Umsetzung der gemeinschaftsrechtlichen Vorgaben erfolgte jedoch noch immer nicht. Nach der Androhung eines Zwangsgeldverfahrens durch die Europäische Kommission ist im März 2006 das Dritte Gesetz zur Änderung des GenTG in Kraft getreten (BGBl. I vom 22. März 2006, S. 534), mit dem verfahrensrechtliche Anpassungen an die FreisetzungsRL vorgenommen wurden. Anfang April 2008 traten ein Gesetz, das abermalige Änderungen des GenTG bewirkt hat (BGBl. I vom 4. April 2008, S. 499), sowie die Verordnung über die gute fachliche Praxis (gfP) bei der Erzeugung gentechnisch veränderter Pflanzen (GenTPfEV, BGBl. I vom 10. April 2008, S. 655) in Kraft, die maßgebliche Änderungen und Konkretisierungen der Koexistenzregelungen zur Folge haben.

Die Risikokontrolle gentechnisch veränderter Organismen erfolgt im Rahmen komplexer Genehmigungsverfahren, die einerseits vor der experimentellen Freisetzung und andererseits vor dem Inverkehrbringen durchzuführen sind. Diese Verfahren werden nachfolgend skizziert. Darüber hinaus erfolgt eine Auseinandersetzung mit den novellierten Koexistenzregelungen.

12.2.1 Zulassungsverfahren für experimentelle Freisetzungen und Inverkehrbringen

1074. Die Zulassungsverfahren folgen dem sogenannten Stufenprinzip, demzufolge GVO erst dann vermarktet werden dürfen, wenn sie zuvor zunächst im Labor – dieser Aspekt bleibt im Rahmen der folgenden Untersuchung unberücksichtigt – und sodann in experimentellen Freilandversuchen getestet worden sind (BfN 2006a; CALLIESS und KORTE 2006, S. 14). Zusätzlich erforderlich ist eine Genehmigung zum Inverkehrbringen des GVO, die eine EU-weit geltende Marktzulassung zu genau bezeichneten Zwecken beinhaltet (BfN 2006a). Umfasst eine derartige Zulassung den Anbau des betreffenden GVO und liegt eine Sortenzulassung vor, so unterliegt die Aussaat im Freiland nach dem deutschen Recht keiner weiteren präventiven Kontrolle. Der Anbau von GVO ist dann im Rahmen der noch zu analysierenden Regelungen zur Koexistenz (s. Tz. 1083 ff.) ohne einen weiteren Zulassungsvorbehalt gestattet.

Nach den zum Teil in deutsches Recht umgesetzten gemeinschaftsrechtlichen Vorgaben der FreisetzungsRL und der Verordnung über gentechnisch veränderte Lebens- und Futtermittel (VO Nr. 1829/2003) unterliegen

- die experimentelle Freisetzung von GVO in die Umwelt,
- das Inverkehrbringen von Produkten, die GVO enthalten oder aus solchen bestehen, und
- das Inverkehrbringen gentechnisch veränderter Lebens- und Futtermittel

einem Zulassungsvorbehalt. An den Verfahren zur Erteilung der Zulassungen für die Freisetzung und das Inverkehrbringen von GVO sind unterschiedliche Behörden und Gremien sowohl auf mitgliedstaatlicher als auch auf Ebene der EU beteiligt. Dabei variiert der Einfluss der gemeinschaftlichen Stellen abhängig von der zu erteilenden Genehmigung erheblich. Während in Bezug auf die Genehmigungen für Freisetzungen und das Inverkehrbringen gentechnisch veränderter Organismen in Produkten in Deutschland das BVL eine zentrale Rolle einnimmt, dominieren europäische Behörden und Gremien das Verfahren zur Genehmigung des Inverkehrbringens gentechnisch veränderter Lebens- und Futtermittel. Der Ablauf der einzelnen Verfahren und das Zusammenwirken der unterschiedlichen Behörden und Gremien werden nachfolgend dargestellt (Darstellungen der Zulassungsverfahren u. a. bei MARQUARD und DURKA 2005, S. 14 ff.; BfN 2006a; TransGen Wissenschaftskommunikation 2008b; Europäische Kommission 2006, S. 6 f.; WEGENER 2007, S. 85 ff.).

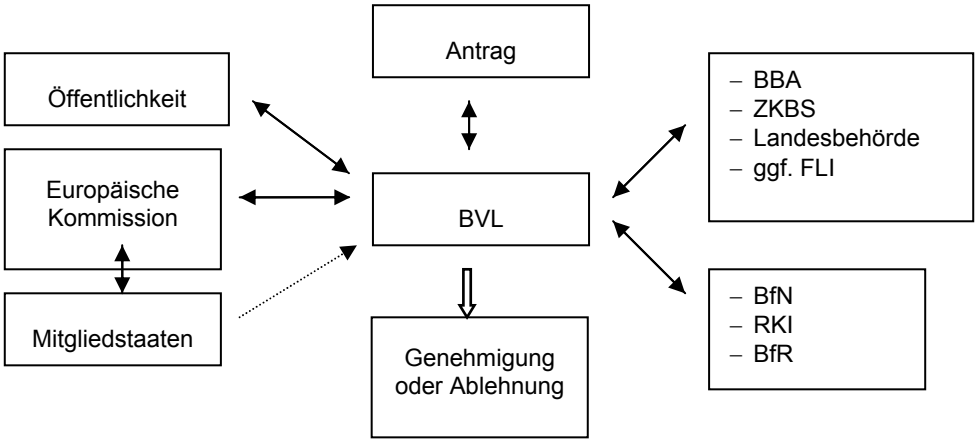
12.2.1.1 Genehmigung experimenteller Freisetzungen

Verfahrensrechtliche Anforderungen

1075. Nach § 14 Abs. 1 Nr. 1 i. V. m. § 31 S. 2 GenTG ist das Freisetzen gentechnisch veränderter Organismen nur zulässig, wenn das BVL eine entsprechende Genehmigung erteilt hat. Das holt dafür Stellungnahmen der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (BBA), der zuständigen Landesbehörde und unter bestimmten Voraussetzungen des Friedrich-Loeffler-Institutes (FLI) ein. Außerdem hat das BVL gemäß § 18 Abs. 2 GenTG die Öffentlichkeit nach Maßgabe der Verordnung über Anhörungsverfahren nach dem GenTG (i. d. F. der Bekanntmachung im BGBl. I vom 4. November 1996, S. 1649) anzuhören. Das BVL muss der Europäischen Kommission gemäß Art. 11 Abs. 1 der FreisetzungsRL eine formale Zusammenfassung des Antrages zuleiten. Die Kommission übermittelt diese Zusammenfassung sodann den übrigen Mitgliedstaaten, die entweder über die Kommission oder unmittelbar gegenüber dem BVL Bemerkungen vorbringen können. Vor Erteilung der Genehmigung gibt außerdem gemäß § 16 Abs. 5a GenTG der nach den §§ 4 und 5a GenTG bei der Zentralen Kommission für Biologische Sicherheit (ZKBS) eingerichtete Ausschuss für Freisetzungen und Inverkehrbringen Empfehlungen im Hinblick auf mögliche Gefahren der beantragten Freisetzung unter Berücksichtigung der geplanten Sicherheitsvorkehrungen. Das BVL entscheidet nach § 16 Abs. 4 GenTG schließlich im Benehmen mit dem BfN, dem Robert Koch-Institut (RKI) sowie dem Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR) über die Genehmigung oder die Ablehnung. Dieses Verfahren ist in Abbildung 12-1 dargestellt.

Abbildung 12-1

Verfahrensablauf Freisetzungsgenehmigung



Quelle: BfN 2006b (vereinfachte Darstellung)

Maßstäbe für die Risikobeurteilung

1076. Die Freisetzungsgenehmigung ist gemäß § 16 Abs. 1 GenTG zu erteilen, wenn

- die Voraussetzungen entsprechend § 11 Abs. 1 Nr. 1 und 2 GenTG vorliegen,
- gewährleistet ist, dass alle nach dem Stand von Wissenschaft und Technik erforderlichen Sicherheitsvorkehrungen getroffen werden,
- nach dem Stand der Wissenschaft im Verhältnis zum Zweck der Freisetzung unvertretbare schädliche Einwirkungen auf die in § 1 Nr. 1 GenTG bezeichneten Rechtsgüter nicht zu erwarten sind.

Die erste Voraussetzung bezieht sich auf die Zuverlässigkeit und die Sachkunde der für die Freisetzung verantwortlichen Personen und soll hier nicht näher untersucht werden. Neben der Frage des Verhältnisses zwischen zweiter und dritter Voraussetzung (jeweils m. w. N. PRALL 2007, Rn. 132.; CALLIESS und KORTE 2006, S. 17; DEDERER in: EBERBACH/LANGE/RONELLENFITSCH 2007; § 16 GenTG Rn. 68 f.) ist in Bezug auf die dritte Voraussetzung problematisch, dass keine Konkretisierung dessen existiert, was unter unvertretbaren schädlichen Einwirkungen auf die erfassten Rechtsgüter zu verstehen ist. Mangels EU-weit geltender Schädlichkeitskriterien bleibt die Risikoentscheidung weitestgehend im Ermessen der Genehmigungsbehörde. Die rechtsstaatlichen und praktischen Bedenken können an dieser Stelle nur wiederholt werden. Insbesondere ist es nicht hinnehmbar, dass durch das Belassen der Zuständigkeit für die Freisetzungsgenehmigung bei den Mitgliedstaaten auf der einen Seite und die fehlende Konkretisierung gemeinschaftsweit verbindlicher Risikokriterien auf der anderen Seite die Grundlage für höchst divergierende Risikobewertungen in den einzelnen Mitgliedstaaten gelegt wird. Die bis zum Erlass EU-weit verbindlicher Risiko-

kriterien erforderliche nationale Konkretisierung ist in Deutschland auch nach der Novelle des GenTG im Jahre 2008 nicht erfolgt (s. bereits SRU 2004b, S. 3 ff.).

12.2.1.2 Genehmigung des Inverkehrbringens

12.2.1.2.1 Inverkehrbringen von Produkten

Verfahrensrechtliche Anforderungen

1077. Für das Inverkehrbringen von Produkten, die GVO enthalten oder aus solchen bestehen, ist gemäß § 14 Abs. 1 Nr. 2 GenTG eine Genehmigung des BVL erforderlich. Wegen des Anwendungsvorranges der Lebens- und FuttermittelVO dürfte dieser Genehmigungsvorbehalt auf das Inverkehrbringen solcher genetisch veränderten Organismen beschränkt sein, die nicht als Lebens- oder Futtermittel dienen. Dies dürfte insbesondere für GVO gelten, die ausschließlich als Rohstoffe für die Energieerzeugung dienen (WEGENER 2007, S. 86). Wegen der unklaren Vorschriften zum Anwendungsbereich der Lebens- und FuttermittelVO steht eine abschließende Klärung allerdings noch aus. Die Europäische Kommission tendiert insoweit zu einer verstärkten Anwendung des Genehmigungsverfahrens nach der Lebens- und FuttermittelVO (Tz. 1079). Um Zweifeln bezüglich der Anwendungsbereiche der Regelwerke zu begegnen, rät sie Unternehmen, Anträge nach beiden EU-Gesetzen zu stellen (WEGENER 2007, S. 81 f. m. w. N.).

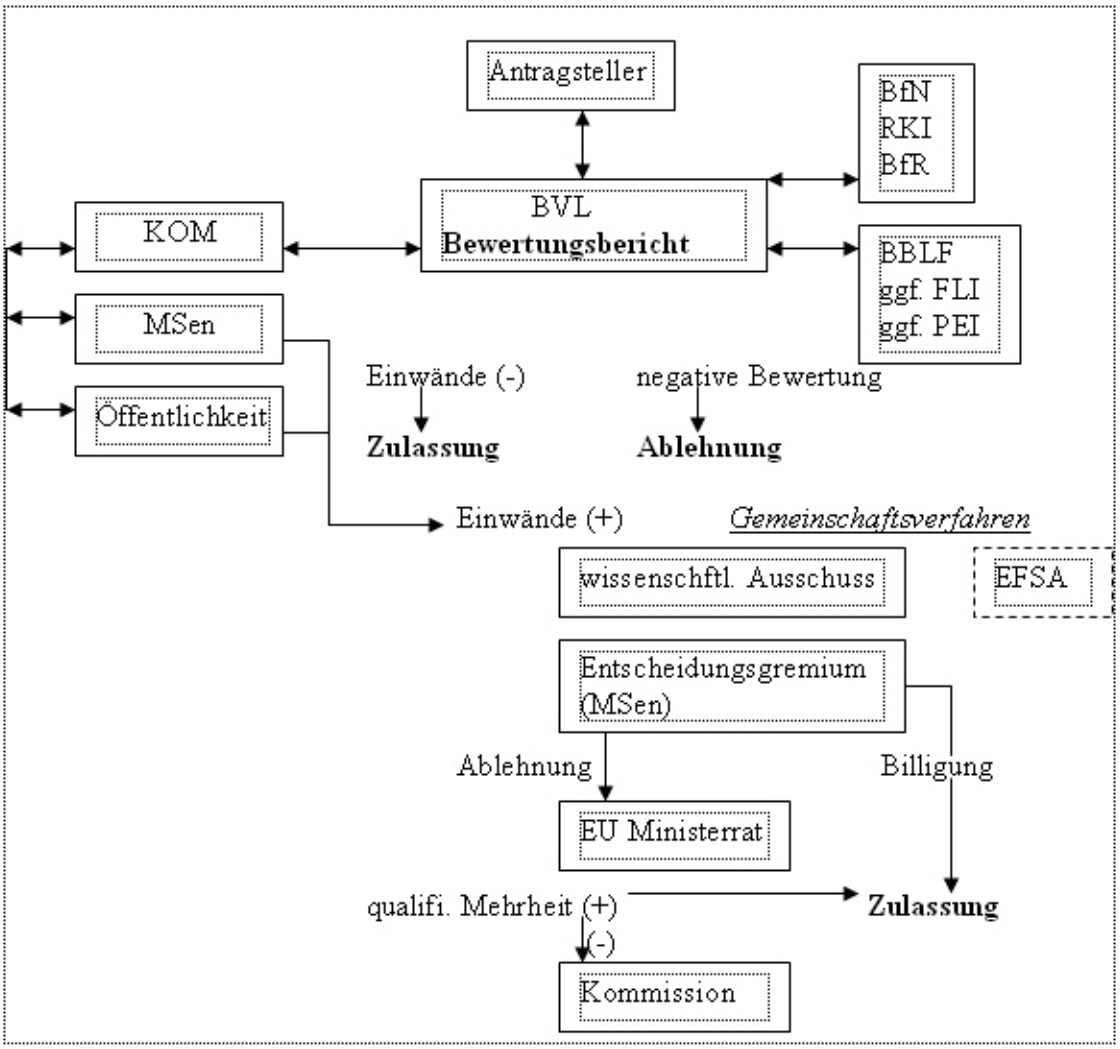
Da die Genehmigung die Grundlage für den freien Verkehr in der gesamten EU bildet, ist die Beteiligung europäischer Gremien und Institutionen sowie der übrigen Mitgliedstaaten an dem Genehmigungsverfahren ausgeprägter als bei den vorangehend dargestellten Verfahren zur Genehmigung von Freisetzungen (Europäische Kommission 2006, S. 6). Nachdem der Antragsteller die Antragsunterlagen bei der zuständigen Behörde des Mitgliedstaates eingereicht hat, in dem das Produkt zuerst in den Verkehr gebracht werden soll, übermittelt diese – in Deutschland das BVL – den zuständigen Behörden der anderen Mitgliedstaaten und der Europäischen Kommission eine Zusammenfassung der Antragsunterlagen. In Bezug auf die bei ihm beantragten Verkehrszulassungen hat das BVL sodann einen Bewertungsbericht nach Maßgabe der in Anhang VI der FreisetzungsRL statuierten Leitlinien zu erstellen. Die Abgabe dieses Bewertungsberichtes erfolgt gemäß § 16 Abs. 4 S. 3 GenTG im Benehmen mit dem BfN, dem RKI sowie dem BfR, nachdem Stellungnahmen der BBA und gegebenenfalls des FLI und des Paul-Ehrlich-Institutes eingeholt wurden. Aus dem Bewertungsbericht muss hervorgehen, ob und unter welchen Bedingungen der betreffende GVO in den Verkehr gebracht werden sollte oder nicht. Im Falle einer negativen Bewertung wird der Antrag gemäß Art. 15 Abs. 2 FreisetzungsRL abgelehnt.

Im Falle einer positiven Entscheidung übermittelt das BVL den Bewertungsbericht dem Anmelder und der Europäische Kommission. Die Kommission leitet den Bericht dann an die zuständigen Behörden der anderen Mitgliedstaaten weiter und gibt ihn gemäß Art. 24 Abs. 1 FreisetzungsRL der Öffentlichkeit bekannt. Die Mitgliedstaaten und die Europäische Kommission können gemäß § 15 Abs. 1 FreisetzungsRL weitere Informationen anfordern, Bemerkungen vorbringen oder begründete Einwände gegen das Inverkehrbringen erheben. Die Öffentlichkeit kann Bemerkungen vorbringen. Diese Bemerkungen und Einwände werden durch die Kommission an sämtliche zuständige Behörden der Mitgliedstaaten weitergeleitet. Werden keine Einwände erhoben, erteilt das BVL die Vermarktungszulassung.

Bleiben Einwände durch die Mitgliedstaaten oder die Kommission aufrechterhalten, ergeht die Entscheidung im sogenannten Gemeinschaftsverfahren nach Art. 18 i. V. m. Art. 30 der FreisetzungsRL. Im Rahmen dieses Verfahrens erfolgt eine Anhörung des wissenschaftlichen Ausschusses. Beziehen sich die Einwände auf mögliche Gesundheitsrisiken, kann die Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit (European Food Safety Authority – EFSA) hinzugezogen werden. Empfiehlt der wissenschaftliche Ausschuss die Annahme des Antrages, legt die Kommission einem aus Vertretern sämtlicher Mitgliedstaaten zusammengesetzten Entscheidungsgremium einen Genehmigungsentwurf vor. Bei Billigung der Entscheidung durch das Gremium wird die Zulassung erteilt. Bei Ablehnung entscheidet der EU-Ministerrat. Gelingt diesem, der nur mit qualifizierter Mehrheit entscheiden kann, innerhalb einer Frist von drei Monaten keine Entscheidung, entscheidet die Europäische Kommission. Dieses Vorgehen wird in Abbildung 12-2 dargestellt.

Abbildung 12-2

Verfahrensablauf Inverkehrbringensgenehmigung



SRU/UG 2008/Abb. 12-2

Maßstäbe für die Risikobeurteilung

1078. Die Genehmigung zum Inverkehrbringen ist gemäß § 16 Abs. 2 GenTG zu erteilen, wenn nach dem Stand der Wissenschaft im Verhältnis zum Zweck des Inverkehrbringens unvertretbare schädliche Einwirkungen auf die in § 1 Nr. 1 GenTG bezeichneten Rechtsgüter nicht zu erwarten sind.

12.2.1.2.2 Inverkehrbringen gentechnisch veränderter Lebens- und Futtermittel

Verfahrensrechtliche Anforderungen

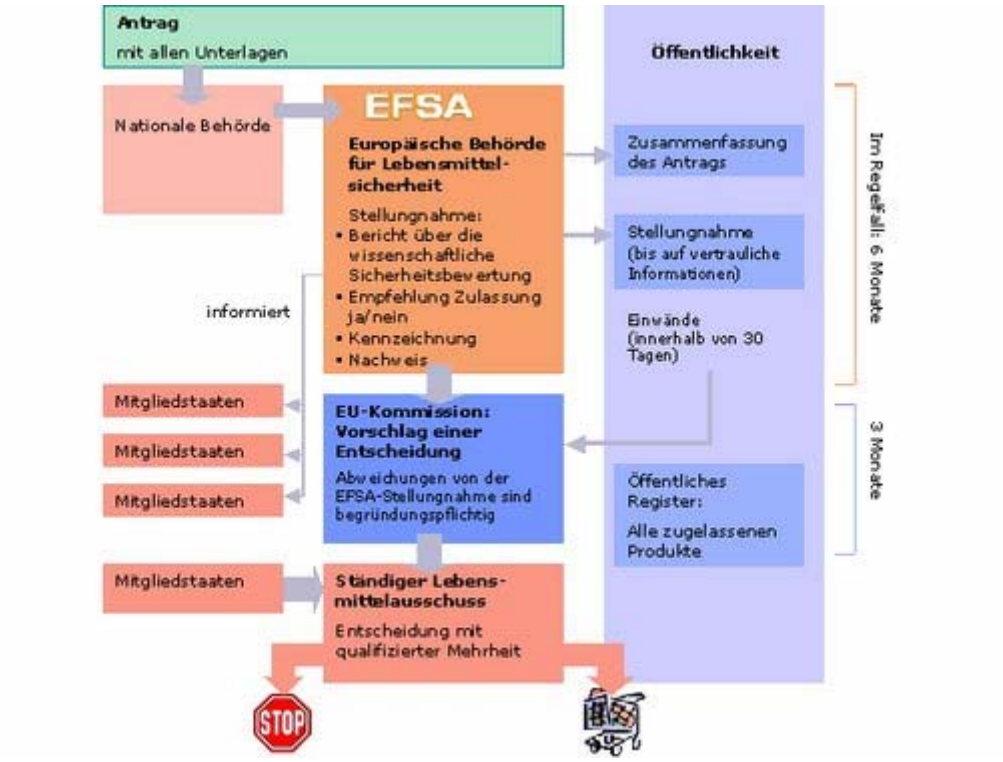
1079. Das Inverkehrbringen gentechnisch veränderter Lebens- und Futtermittel untersteht gemäß Art. 4 Abs. 2 bzw. Art. 16 Abs. 2 der Lebens- und FuttermittelVO einem

Zulassungsvorbehalt. Das in Abbildung 12-3 dargestellte Verfahren zur Erteilung der Zulassung richtet sich nach der in der EU unmittelbar anwendbaren Verordnung und wird EU-weit organisiert. Der Antrag wird bei der zuständigen Behörde des Mitgliedstaates eingereicht, in Deutschland dem BVL. Die nationale Behörde übermittelt sodann der EFSA den Antrag nebst Informationen. Die EFSA stellt den Antrag und die Informationen daraufhin den übrigen Mitgliedstaaten und der Europäischen Kommission zur Verfügung. Die Bekanntgabe an die Öffentlichkeit erfolgt in Form einer standardisierten Zusammenfassung des Antragsdossiers durch die EFSA.

Im Anschluss daran erarbeitet die EFSA eine Stellungnahme, deren Kernstück ein wissenschaftliches Gutachten ist, in dem das für die Fragen der Gentechnik zuständige Gremium unabhängiger Experten bei der EFSA die von dem Antragsteller vorgelegten Daten zu den Sicherheitsaspekten bewertet. Befürwortet die EFSA die Zulassung, können in der Stellungnahme auch Bedingungen oder Einschränkungen des Inverkehrbringens, der Verwendung und Handhabung, einschließlich Bestimmungen für die marktbegleitende Beobachtung auf der Grundlage der Risikobewertung, sowie Bedingungen zum Schutz bestimmter Ökosysteme, der Umwelt und/oder bestimmter geografischer Gebiete festgelegt werden. Die EFSA übermittelt ihre Stellungnahme an die Europäische Kommission, die Mitgliedstaaten und den Antragsteller. Die Stellungnahme ist auch zu veröffentlichen, die Öffentlichkeit kann gegenüber der Europäischen Kommission dazu Stellung nehmen. Die Europäische Kommission erarbeitet sodann einen Entscheidungsentwurf und übermittelt ihn dem ständigen Ausschuss für die Lebensmittelkette und die Tiergesundheit, in dem alle EU-Staaten vertreten sind. Dieser nimmt den Vorschlag entweder mit qualifizierter Mehrheit an oder lehnt ihn ab. Im Falle der Zustimmung wird die Entscheidung durch die Kommission umgesetzt. Wird die Entscheidung dagegen nicht angenommen, erarbeitet die Kommission einen erneuten Vorschlag und legt diesen dem Ministerrat vor. Gleichzeitig informiert sie das Europäische Parlament. Der Ministerrat kann den Kommissionsvorschlag annehmen oder ablehnen. Gelingt beides nicht, wird der Vorschlag der Kommission rechtskräftig. Die Zulassung erstreckt sich gemäß Art. 7 Abs. 5 der Verordnung auf die gesamte EU und ist zehn Jahre lang gültig. Eine Erneuerung ist möglich.

Abbildung 12-3

Zulassungsverfahren nach Verordnung 1829/2003



Quelle: TransGen Wissenschaftskommunikation 2008b

Maßstäbe für die Risikobeurteilung

1080. Der materielle Maßstab für die Zulassung von GVO als Lebensmittel ergibt sich aus Art. 4 der Lebens- und FuttermittelVO. Danach dürfen diese

- keine nachteiligen Auswirkungen auf die Gesundheit von Mensch und Tier oder die Umwelt haben,
- die Verbraucher nicht irreführen,
- sich von den Lebensmitteln, die sie ersetzen sollen, nicht so stark unterscheiden, dass ihr normaler Verzehr Ernährungsmängel für den Verbraucher mit sich brächte.

In Bezug auf gentechnisch veränderte Futtermittel bestimmt Art. 16 Abs. 1 lit. d) der Verordnung zusätzlich, dass diese den Verbraucher nicht dadurch schädigen oder irreführen dürfen, dass die spezifischen Merkmale der tierischen Erzeugnisse beeinträchtigt werden.

12.2.1.3 Defizite der Genehmigungsverfahren

1081. Die dargestellten Verfahren sind aus unterschiedlichen Gründen defizitär. Insbesondere das Verfahren zur Genehmigung des Inverkehrbringens von GVO, die keine Lebens- oder Futtermittel sind, begegnet Bedenken. Aufgrund der Entschei-

dungskompetenz der zuständigen Behörde des Mitgliedstaates, in dem der GVO erstmals in den Verkehr gebracht werden soll, sind die zu Bemerkungen berechtigten Mitglieder der Öffentlichkeit gezwungen, ihre Bemerkungen gegebenenfalls gegenüber Behörden in einem anderen Mitgliedstaat als dem eigenen geltend zu machen. Dazu müssen Informations- und Kommunikationsschwierigkeiten bewältigt werden, die eine effektive Öffentlichkeitsbeteiligung erschweren. Darüber hinaus birgt die dem Antragsteller eingeräumte Möglichkeit, den Antrag in einem Mitgliedstaat seiner Wahl einzureichen, die Gefahr, dass Anträge vornehmlich in den Mitgliedstaaten gestellt werden, die eine vorbehaltlosere Politik gegenüber GVO verfolgen als andere Mitgliedstaaten (zu diesen Gefahren WEGENER 2007, S. 87).

Für die Durchführung der Verfahren ist es zudem problematisch, dass nicht gemeinschaftsweit einheitlich statuiert ist, welche Daten ein Antragsteller als Grundlage der Zulassungsentscheidungen vorlegen muss. Die Informationen, auf deren Grundlage die Genehmigungsbehörden ihre Entscheidungen zu treffen haben, sind daher häufig unzureichend. Außerdem existieren weiterhin weder gemeinschaftliche Kriterien zur Bewertung der von GVO ausgehenden Risiken noch einheitliche Schädlichkeitsschwellen (s. bereits SRU 2004a, Tz. 948). Daher werden auf allen für die Risikobewertung relevanten Ebenen unterschiedliche Bewertungsmaßstäbe zugrunde gelegt. Auf nationaler Ebene kommt es beispielsweise häufig zu Dissensen zwischen dem BVL und dem BfN in den naturschutzfachlichen Bewertungen. Auf EU-Ebene gelangen die einzelnen Mitgliedstaaten zum Teil zu ganz unterschiedlichen Risikobewertungen. Für die im gemeinschaftlichen Verfahren zu treffenden Entscheidungen sind die Stellungnahmen der EFSA von wesentlicher Bedeutung. Diese Behörde legt ihrer Aufgabenzuweisung entsprechend allerdings einen zu großen Fokus auf die Lebensmittelsicherheit, was wiederum dazu führt, dass umwelt- und naturschutzfachliche Aspekte untergewichtet werden. Problematisch an den Entscheidungen der EFSA ist zudem, dass diese ohne zwingende Berücksichtigung der Stellungnahmen nationaler Experten ergehen können. Nur über diese Expertise ist es aber möglich, die spezifischen Standortbedingungen in den einzelnen Mitgliedstaaten angemessen in die Entscheidung einzubeziehen. Die Stellungnahme der EFSA bildet wiederum die Grundlage der Entscheidungen der Europäischen Kommission. Daher ist bereits die Entscheidungsbasis der Europäischen Kommission defizitär. Darüber hinaus zielt die Kommission in ihren Entscheidungen darauf ab, die Genehmigungsbescheide allgemeingültig für jeden Mitgliedstaat zu formulieren. Eine adäquate Berücksichtigung der tatsächlichen Rahmenbedingungen an den konkreten Anbaustandorten ist im Rahmen dieser Praxis nicht möglich.

12.2.1.4 Zwischenfazit

1082. Insgesamt muss festgestellt werden, dass das Gentechnikrecht durch ein nur noch für Experten annähernd durchschaubares Geflecht mitgliedstaatlicher und gemeinschaftsrechtlicher Vorschriften geprägt ist, deren Anwendungsbereich im Einzelnen zum Teil sogar ungeklärt ist. Daher kommt es zu unnötigen Doppelungen von Verfahrensschritten. Zu dieser intransparenten Rechtslage treten Unzulänglichkeiten der einzelnen Verfahren hinzu. Insbesondere die Verfahren zur Erteilung der Genehmigung zum Inverkehrbringen müssen übersichtlicher gestaltet und in ihrem jeweiligen Anwendungsbereich deutlich abgegrenzt werden.

Für eine gemeinschaftsweit einheitliche Zulassungspraxis, in deren Rahmen die Risiken für Umwelt und Natur adäquat berücksichtigt werden können, muss zunächst eine Vereinheitlichung der von den Antragstellern vorzulegenden Unterlagen auf EU-Ebene erfolgen. Mindestens erforderlich sind Daten über den versuchsweisen Anbau aus drei Jahren und unterschiedlichen biogeografischen Regionen. Darüber hinaus steht weiterhin die EU-weite Statuierung von Kriterien zur Risikobewertung aus. In Bezug auf die Stellungnahmen der EFSA ist zu gewährleisten, dass diese die Einschätzungen nationaler Experten angemessen berücksichtigen. Insofern wäre eine Verpflichtung zur Begründung abweichender Entscheidungen denkbar. Erforderlich ist darüber hinaus eine Stärkung der Umweltschutzbelange im Rahmen der EFSA-Stellungnahmen, möglicherweise durch eine Einbindung der Europäischen Umweltagentur. Um den Mitgliedstaaten die Möglichkeit einzuräumen, die in ihrem Hoheitsgebiet gelegenen ökologisch sensiblen Gebiete angemessen zu schützen, sollten die EFSA-Stellungnahmen zudem Öffnungsklauseln enthalten, die es den Mitgliedstaaten gestatten, entsprechend Restriktionen festzulegen.

Auf nationaler Ebene muss gewährleistet sein, dass die naturschutzfachlichen Risikoeinschätzungen mit dem erforderlichen Gewicht in die Entscheidungen des BVL eingehen.

12.2.2 Koexistenz

1083. Im Jahr 2003 hat die Europäische Kommission durch die Veröffentlichung von „Leitlinien zur Koexistenz“ (2003/556/EC) politisch den Weg für das Nebeneinander von gentechnischer, konventioneller und ökologischer Landwirtschaft freigemacht. Kerngedanke des von der Kommission gewählten Koexistenzbegriffes ist, dass durch die Zulassungsverfahren, die eine umfangreiche Risikoanalyse und ein Risikomanagement vorschreiben, ein ausreichender Schutz vor gesundheitlichen Risiken gewährleistet ist. Somit beschränken sich die Erwägungen der Kommission auf mögliche wirtschaftliche Konsequenzen für die gentechnikfreie Landwirtschaft. Schützenswert ist nach dieser Perspektive allein die Wahlfreiheit der Landwirte hinsichtlich der

Anbaumethoden. Da die EU die Fragen der Ausgestaltung der Koexistenz als von den Mitgliedstaaten im Wege der Subsidiarität und bei Einzelaspekten im Rahmen von Komitologieverfahren zu behandelnd ansieht, wird die entsprechende Normierungspflicht auf die mitgliedstaatliche Ebene verlagert. Die Folge ist ein Flickenteppich von gemeinschaftsrechtlichen und mitgliedstaatlichen Regelungen.

Der politische Wille der EU betont die Wahlfreiheit der Landwirtschaft hinsichtlich der Anbauformen. Daher ist neben der Diskussion bezüglich ökologischer Risiken (vgl. Tz. 1054 ff.) die Diskussion über die Auswirkungen auf die konventionelle und ökologische Landwirtschaft zu führen. Eine vollständige Separation des gentechnischen Landbaus, von dem in der Folge keinerlei Verunreinigungen ausgehen, ist technisch nicht möglich. Daher hat sich die EU auf einen Schwellenwert in Höhe von 0,9 % festgelegt, bis zu dessen Erreichung „zufällige“ bzw. „technisch unvermeidbare“ Anteile in Futter- und Lebensmitteln, nicht aber in Ernteprodukten, toleriert werden müssen. Unterhalb des Schwellenwertes gelten diese als „gentechnikfrei“, oberhalb besteht Kennzeichnungspflicht. Den politisch gesetzten Wert von 0,9 % kann man als Einschränkung der Wahlfreiheit betrachten. Da er letztlich keine vollständige Gentechnikfreiheit gewährleistet, wird er verschiedentlich als Verunreinigungsgenehmigung aufgefasst. Wünschenswert wäre eine „echte“ Wahlfreiheit mit einem Schwellenwert an der Nachweisgrenze (wobei diese so gesetzt werden muss, dass technische Messprobleme vermieden werden). Andererseits ist die Verursacherfrage ungeklärt: So sehen Gentechnikgegner den Anbau GVP als Ursache der Koexistenzproblematik, während die Befürworter der „grünen“ Gentechnik darauf hinweisen, dass der ökologische Landbau mit seinen Forderungen nach Gentechnikfreiheit immense Kosten für Vermeidungsmaßnahmen und Monitoring verursache. Vor diesem Hintergrund stellt der 0,9 %-Wert einen vertretbaren politischen Kompromiss dar. Die vielfältigen Vorteile des Ökologischen Landbaus (vgl. Tz. 1021 ff.) sprechen aber dafür, dass die Gentechnik verwendende Landwirtschaft ihre – im Lichte des Schwellenwertes verstandene – dauerhafte Koexistenzfähigkeit unter Beweis stellen muss. Dauerhafte Koexistenz ist nur möglich, wenn der Schwellenwert flankiert wird durch einen Schwellenwert an der Nachweisgrenze für Saatgut (vgl. SRU 2004a, Tz. 892), durch die Einrichtung gentechnikfreier Referenzgebiete als Grundlage für Monitoring (vgl. Tz. 1103) sowie aus Gründen des Schutzes von Natur und Umwelt durch ausreichende Regelungen für den Schutz sensibler Gebiete (vgl. Tz. 1071). Nicht vereinbar mit dem Ziel der Koexistenz wäre dagegen eine Anpassung des 0,9 %-Wertes an eingetretene Verunreinigungen. Die rechtlichen Regelungen zur Koexistenz müssten daher die Einhaltung dieses Wertes dauerhaft gewährleisten und sind an diesem Maßstab zu überprüfen.

1084. Nach dem GenTG soll die Koexistenz insbesondere durch

- die Verpflichtung zur Einhaltung der gfP bei dem Anbau oder dem sonstigen Umgang mit GVO,
- ein öffentliches Standortregister (BVL 2008),
- die Verpflichtung zur Kennzeichnung von Erzeugnissen, die GVO enthalten oder aus diesen bestehen,
- die Verpflichtung zur Beobachtung der Umwelteinwirkungen auf GVO (Monitoring) und
- eine Haftung des Verursachers für Schäden, die im Zusammenhang mit dem Umgang mit GVO stehen,

sichergestellt werden (s. bereits eingehend SRU 2004a, Tz. 912 ff.; 2004b). Nachfolgend werden ausgewählte Aspekte der Regelungen zur Koexistenz im Lichte der jüngsten Novellierung des Gentechnikrechts einer näheren Analyse unterzogen.

12.2.2.1 Gute fachliche Praxis

1085. Gemäß § 16b Abs. 2 GenTG ist es zur Erfüllung der Vorsorgepflicht beim Umgang mit gentechnisch veränderten Organismen erforderlich, die gute fachliche Praxis (gfP) einzuhalten. Diese Anforderung ist nunmehr unter der Voraussetzung disponibel, dass die gfP ausschließlich dem Schutz eines anderen dient, und dass dieser durch schriftliche Vereinbarung mit dem Erzeuger auf seinen Schutz verzichtet oder gegenüber dem Erzeuger die für seinen Schutz erforderlichen Auskünfte nicht erteilt hat. Dann wird der Bewirtschafter von der Pflicht zur Befolgung der gfP dem anderen gegenüber freigestellt. Eine Schutzpflicht, die ausschließlich zugunsten eines anderen wirkt, ist im Zusammenhang mit dem Anbau gentechnisch veränderter Pflanzen allerdings nicht vorstellbar. Der Anbau erfolgt auf Freilandflächen, die Bestandteil komplexer ökosystemarer Wirkungsgefüge sind. Die Freihaltung des Naturhaushaltes von Durchsetzungen mit gentechnisch veränderten Organismen ist ein im Allgemeininteresse liegendes Schutzgut und kann daher weder der privatrechtlichen Verfügung unterliegen noch durch eine unterlassene Mitteilung gegenüber dem Erzeuger aufgegeben werden. Ein Verzicht auf die Anforderungen der gfP im Zusammenhang mit dem Umgang mit GVO hätte irreversible Auswirkungen auf den Naturhaushalt. Gentechnikfreie Landwirtschaftsformen würden faktisch unmöglich und der Wahlfreiheit der Konsumenten würde die Grundlage entzogen. Insgesamt wäre eine Koexistenz nicht mehr möglich. Diese Aufweichung der Pflicht zur Einhaltung der gfP ist daher abzulehnen.

1086. Als wesentliche Elemente sind in der Verordnung über die gfP bei der Erzeugung gentechnisch veränderter Pflanzen (GenTPflEV) die folgenden Verpflichtungen statuiert:

- Vor der Aussaat oder der Anpflanzung muss der Erzeuger gegenüber seinem Nachbarn bestimmte Mitteilungen abgeben (§ 3 GenTPflEV).
- Der Anbau muss im Einklang mit den pflanzenartspezifischen Anforderungen erfolgen, die in der Anlage der Verordnung statuiert sind (§ 4 GenTPflEV).
- Gentechnisch verändertes Saat-, Pflanz- und Erntegut ist nach Maßgabe der näher in der Verordnung konkretisierten Anforderungen in einer Weise zu lagern, zu befördern und zu ernten, dass fremde Grundstücke vor Einträgen geschützt werden (§§ 6 bis 8 GenTPflEV).
- Vor dem Einsatz für nicht gentechnisch verändertes Saat-, Pflanz- und Erntegut müssen Einrichtungen, Maschinen und Geräte, die für GVO verwendet wurden, sorgfältig gereinigt werden (§ 9 GenTPflEV).
- Nach dem Anbau gentechnisch veränderter Pflanzen sind diese Anbauflächen und andere näher spezifizierte Flächen auf Durchwuchs zu überprüfen und gegebenenfalls davon zu befreien (§§ 10, 11 GenTPflEV).
- Im Zusammenhang mit dem Anbau hat der Erzeuger bestimmte Aufzeichnungen zu führen (§ 12 GenTPflEV).

Diese Anforderungen sind prinzipiell geeignet, gentechnikfreie landwirtschaftliche Betriebsweisen vor einer negativen Beeinflussung durch gentechnisch veränderte Organismen zu schützen. Allerdings sind neben anderen Unzulänglichkeiten (s. dazu JOHN 2007) insbesondere die durch die GenTPflEV erfassten Schutzgüter nicht hinreichend und die bislang in Bezug auf den Anbau gentechnisch veränderter Maissorten vorgesehenen pflanzenartspezifischen Vorgaben unzureichend, um eine Koexistenz zu gewährleisten.

Schutzgüter

1087. Die GenTPflEV ist ersichtlich auf den Schutz benachbarter landwirtschaftlich bewirtschafteter Flächen gerichtet. Maßnahmen zum Schutz anderer Bereiche, also insbesondere unbewirtschafteter Nutzflächen, naturbelassener räumlicher Bereiche oder bestimmter, dem speziellen Gebietsschutz unterstellter Flächen, sind nicht vorgesehen. Dies folgt aus den einzelnen Bestimmungen, die Pflichten im Zusammenhang mit dem Umgang mit GVO statuieren. So sind die §§ 6 bis 8 der Verordnung über die Lagerung, Beförderung und Ernte gentechnisch veränderter Pflanzen (GVP) auf den Schutz gegen Einträge in fremde Grundstücke gerichtet. Eine Definition des Begriffes „fremdes Grundstück“ findet sich in der Verordnung jedoch nicht. In § 2 Nr. 2 ist aber der sinnverwandte Begriff „benachbarte Flächen“ definiert. Dies ist eine land-, forst- oder gartenbauwirtschaftlich genutzte Fläche, die ganz oder teilweise innerhalb der in der Anlage der Verordnung festgelegten pflanzenartspezifischen Abstände vom Rand

der Anbaufläche liegt. Soweit also der Schutz fremder Grundstücke auf benachbarte Flächen i. S. v. § 2 Nr. 2 der Verordnung beschränkt sein sollte, wären ausschließlich solche Flächen erfasst, die land-, forst- oder gartenbauwirtschaftlich genutzt werden. Flächen, die anderweitig oder gar nicht genutzt werden, also insbesondere die aus naturschutzfachlicher Sicht besonders wertvollen Brach-, Ödland oder Wildackerflächen wären nicht vor Auskreuzungen geschützt (so JOHN 2007, S. 6). Aber selbst wenn man davon ausgeht, dass der Begriff fremdes Grundstück auch nicht land-, forst- oder gartenbauwirtschaftlich genutzte Areale erfasst, greift der Schutz zu kurz, da ausschließlich fremde Grundstücke erfasst sind, nicht aber gentechnikfreie Bereiche des Erzeugergrundstückes. Insofern ist dringend eine Nachbesserung der Verordnung erforderlich, aus der sich eindeutig die Pflicht ergibt, sämtliche Bereiche innerhalb des Einwirkungsbereiches der GVO-Fläche vor Auskreuzungen zu schützen.

Des Weiteren fehlen in der Verordnung Regelungen, die spezifisch auf den Schutz der Imkerei gerichtet sind (Bundesrat 2007, S. 6). Darüber hinaus sind aus naturschutzfachlicher Sicht angemessene Abstandsflächen zu Gewässern erforderlich, die negative Auswirkungen auf aquatische Ökosysteme ausschließen (s. Tz. 1063).

Pflanzenartspezifische Anforderungen

1088. Pflanzenartspezifische Vorgaben sind bislang in der Anlage der GenTPflEV ausschließlich für gentechnisch veränderten Mais konkretisiert. Im Mittelpunkt dieser Regelungen stehen Abstandsflächen, die in Bezug auf Nachbarflächen mit konventionellem Maisanbau mindestens 150 m, in Bezug auf Maisfelder des ökologischen Landbaus mindestens 300 m betragen müssen.

Diese Regelungen reichen jedoch nicht aus, um einen hinreichenden Schutz der Natur und anderer Landwirtschaftsformen vor Beeinträchtigungen durch gentechnisch veränderte Organismen zu gewährleisten und damit die für die Koexistenz erforderlichen Anforderungen zu erfüllen. Zum einen sind die vorgeschriebenen Abstandsflächen viel zu gering. So erfolgen selbst bei einer Abstandsfläche von 300 m noch Fremdbestäubungen von 0,1 % bei zeitgleich blühenden Beständen (MESSEAN et al. 2006, S. 30). Selbst für Entfernungsbereiche von 1 000 m und mehr ist mittlerweile belegt, dass noch immer ein beachtlicher Transport von Maispollen stattfindet (HOFMANN 2007, S. 20 m. w. N.). Für einen hinreichenden Schutz vor Auskreuzungen sind daher Abstandsflächen von mindestens 1 000 m erforderlich. Eine Differenzierung hinsichtlich der Anbauform (gentechnikfreier konventioneller oder ökologischer Landbau) verbietet sich dabei, weil es darum gehen muss, Auskreuzungen schlechterdings zu verhindern und dieses Ziel unabhängig von der Anbauform zu verwirklichen ist (JOHN 2007, S. 7).

12.2.2.2 Kennzeichnung

1089. Gemäß § 17b Abs. 1 GenTG sind Produkte, die GVO enthalten oder aus solchen bestehen und in Verkehr gebracht werden, auf einem Etikett oder in einem Begleitdokument mit dem Hinweis „Dieses Produkt enthält gentechnisch veränderte Organismen“ zu kennzeichnen. Von der Kennzeichnungspflicht ausgenommen sind Produkte, die für eine unmittelbare Verarbeitung vorgesehen sind und deren Anteil an genehmigten GVO nicht höher als 0,9 % liegt, wenn dieser Anteil zufällig oder technisch nicht zu vermeiden ist. Nach dem jüngst neu in das GenTG eingefügten § 16e sind die §§ 16a und 16b GenTG nicht auf solches Saatgut anzuwenden, das von der Kennzeichnungspflicht ausgenommen ist. Als Konsequenz sind die Freisetzung und der Anbau von Saatgut, das mit GVO unterhalb der Kennzeichnungsschwelle von 0,9 % durchsetzt ist, von den Verpflichtungen zur Eintragung in das Standortregister und der Einhaltung der gfP befreit. Dies führt zur Akzeptanz einer schleichenden Verunreinigung von Saat- und Erntegut, da auch geringfügige Durchsetzungen von Saatgut mit GVO innerhalb von kurzer Zeit akkumulieren können.

12.2.2.3 Gentechnikfreie Regionen

1090. Gänzlich verzichtet wurde bei der Novellierung des GenTG auf die gesetzliche Statuierung von Vorgaben über die Einrichtung gentechnikfreier Regionen. Diese sind jedoch für die Sicherung der Koexistenz unabdingbar, da sie die Erzeugung vollständig gentechnikfreien Saatgutes ermöglichen und eine Entwicklung von Natur und Umwelt ohne Beeinflussung durch GVO erfolgen kann. Die Erklärung einer Region zu einer gentechnikfreien Region erfolgt derzeit auf freiwilliger Basis (s. zum aktuellen Stand BUND 2008). Um die Einrichtung derartiger Regionen zu befördern wäre eine Regelung in dem GenTG wünschenswert, die die Rahmenbedingungen für die freiwillige Ausweisung gentechnikfreier Regionen im Einklang mit dem Gemeinschaftsrecht konkretisiert. Eine gemeinschaftsrechtliche Ermächtigung zu einer solchen Bestimmung könnte in Art. 26a Abs. 1 der FreisetzungsRL gesehen werden, der die Mitgliedstaaten dazu ermächtigt, die geeigneten Maßnahmen zu ergreifen, um das unbeabsichtigte Vorhandensein von GVO in anderen Produkten zu verhindern (WEGENER 2007, S. 96).

12.2.2.4 Zwischenfazit

1091. Durch die jüngsten Änderungen des Gentechnikrechts wurde keine angemessene rechtliche Grundlage für eine gesicherte Koexistenz der die Gentechnik nutzenden und der gentechnikfreien Landwirtschaft geschaffen. Gefährdungen der gentechnikfreien Landwirtschaft werden durch die Disponibilität der Einhaltung der gfP, unzureichende Abstandsflächen zwischen mit gentechnisch veränderten Organismen be-

wirtschafteten Flächen und anderen Gebieten, unzureichende Kennzeichnungspflichten und fehlende rechtliche Regelungen zu gentechnikfreien Regionen begründet. Insgesamt führen diese Defizite dazu, dass die nach den gesetzlichen Anforderungen noch akzeptable Verunreinigung nicht gentechnisch veränderten Saatgutes von 0,9 % langfristig aller Voraussicht nach überschritten wird. Dies ist mit dem Ziel dauerhafter Koexistenz nicht vereinbar (Tz. 1083).

12.2.3 Bilanz und Ausblick

1092. Das Gentechnikrecht ist durch unterschiedliche Defizite geprägt, die insgesamt ein unzureichendes Schutzniveau für die Umwelt- und Naturgüter, aber auch für die gentechnikfreie Landwirtschaft und für die Verbraucher etablieren. Bereits die komplexen und intransparenten Verfahren zur Genehmigung von Freisetzungen und dem Inverkehrbringen von GVO sind in einer Weise ausgestaltet, dass die spezifischen Risiken des Umganges mit GVO nur unzureichend berücksichtigt werden können. Nachteilig sind insbesondere der nicht abschließend geklärte Anwendungsbereich der einzelnen Genehmigungsverfahren zum Inverkehrbringen gentechnisch veränderter Organismen, fehlende gemeinschaftliche Kriterien für die Risikobewertung und Schädlichkeitsschwellen sowie eine unzureichende Berücksichtigung der spezifischen Rahmenbedingungen für die Freisetzung oder den Anbau von GVO in den einzelnen Mitgliedstaaten. Hinzu kommen die durch die jüngste Novellierung des Gentechnikrechts bewirkten Schwächungen des Prinzips der Koexistenz. Als besonders problematisch sind die Disponibilität der Vorschriften über die gfP, Defizite dieser Vorschriften, unzureichende Pflichten zur Kennzeichnung gentechnisch veränderter Produkte und fehlende gesetzliche Bestimmungen über die Einrichtung gentechnikfreier Regionen hervorzuheben. Das durch EU-rechtliche und nationale Regelungen geprägte Gentechnikrecht ist vor diesem Hintergrund nicht geeignet, dauerhaft die Koexistenzfähigkeit zu sichern.

12.3 Monitoring

1093. Negative Auswirkungen des Anbaus gentechnisch veränderter Pflanzen auf die Umwelt sollten so weit als möglich verhindert werden. Wenn sie dennoch auftreten, sollten sie möglichst schnell erkannt werden können, sodass entsprechende Gegenmaßnahmen zügig eingeleitet werden können. Aus diesem Grund ist gemäß § 16 GenTG ein Monitoring des Anbaus gentechnisch veränderter Pflanzen vorgesehen. Monitoring setzt ein Konzept dessen voraus, was beobachtet werden soll, also ein Konzept des ökologischen Schadens. Wenn hier von wissenschaftlichen Konzepten des ökologischen Schadens gesprochen wird, so sollte klar sein, dass in diese Konzepte immer auch normative Wertungen eingehen (POTTHAST et al. 2007). Im

Folgenden werden zunächst ein Konzept ökologischen Schadens und anschließend Anforderungen an ein angemessenes Monitoring dargestellt.

12.3.1 Konzept des ökologischen Schadens

1094. Es sind zunächst die Begriffe „Umweltschaden“ und „ökologischer Schaden“ zu unterscheiden. Umweltschaden ist der weiter gefasste Begriff. Er umfasst „jede durch eine Umwelteinwirkung herbeigeführte Schädigung an Individualrechtsgütern und jeden ökologischen Schaden“ (KOKOTT et al. 2003, S. 11). Ein ökologischer Schaden bezeichnet dagegen „jede erhebliche und nachhaltige Beeinträchtigung der Naturgüter, die nicht zugleich einen individuellen Schaden darstellt“ (KOKOTT et al. 2003, S. 11; umfassend zum Begriff des „ökologischen Schadens“ POTTHAST 2004a; POTTHAST et al. 2007).

1095. Eine ausführliche Darstellung verschiedener wissenschaftlicher Konzepte des ökologischen Schadens in Bezug auf die Auswirkungen des Anbaus gentechnisch veränderter Pflanzen (evolutionäre Integrität, Eingriffstiefe, Selektionsvorteil, natürliche Variationsbreite, Gleichartigkeit) bieten KOWARIK et al. (2006). In Bezug auf das Konzept der natürlichen Variationsbreite als Definition ökologischer Schäden (SRU 1988, Tz. 1691) sehen sie Probleme darin „zu bestimmen, was natürliche Schwankungen sind, und was darüber hinausgeht“ (FISAHN 2004, S. 149). In diesem Zusammenhang weist POTTHAST (2004b) darauf hin, dass natürliche Variationsbreiten auf verschiedenen Integrationsebenen (Population, Spezies, Biozönose, Ökosystem) verschieden ausfallen dürften, dass bezüglich anthropogener Systeme grundsätzlich fraglich ist, was als natürliche Schwankung gelten soll und wie natürliche von „künstlichen“ oder „anthropogenen“ Schwankungen abgegrenzt werden können. Insbesondere die letzten beiden Punkte deuten auf eine Kritik der normativen Gültigkeit des definitorischen Bezugs auf die natürliche Variationsbreite hin, welche auch KOWARIK et al. (2006) aufgreifen, indem sie darauf hinweisen, dass in vielen Fällen im Naturschutz gerade nicht angestrebt wird, jene Bandbreite zu erhalten (KOWARIK et al. 2006).

KOWARIK et al. (2006) weisen aber zugleich darauf hin, dass diese Probleme in der vom SRU 2004 (SRU 2004a, Tz. 878 ff.) vorgeschlagenen Fassung nicht zutreffen, nach der das Überschreiten natürlicher Variationsbreiten nicht selbst als ökologischer Schaden, sondern lediglich als ein Indikator für solche Schäden angesehen wird. In dieser Fassung stellt das Konzept der Überschreitung natürlicher Variationsbreiten aber auch keine Definition eines ökologischen Schadens mehr dar, sondern lediglich ein Operationalisierungskonzept. KOWARIK et al. (2006) kommen zu dem Ergebnis, dass die von ihnen untersuchten Ansätze keine abschließende Abdeckung der Schutzgüter des Gentechnikgesetzes bieten, auf methodischer Ebene mit rechtlichen Vorgaben nicht vereinbar sind sowie Defizite in der praktischen Anwendbarkeit und eine

umstrittene normative Gültigkeit aufweisen. Gleichwohl wurden in dieser konzeptionellen Debatte Fortschritte erzielt.

1096. Ein Konzept des ökologischen Schadens kann zwar mit Blick auf die Gentechnik entwickelt werden, es sollte sich aber auch auf andere Bereiche anwenden lassen, wie etwa auf Beeinträchtigungen naturschutzfachlicher Schutzgüter durch die konventionelle Landwirtschaft oder die Auswirkungen der Ausbreitung von Neobiota. Ein Konzept, das sich auf verschiedene Bereiche anwenden lässt, ist notwendigerweise ein auf Schutzgüter bezogenes Konzept (vgl. SRU 2004a, Tz. 877). Eine besondere Bedeutung kommt in der Definition ökologischer Schäden daher der Bestimmung der Schutzgüter zu. Der SRU hat bereits darauf hingewiesen, dass die Schwierigkeit nicht darin liegt, „die wesentlichen Schutzgüter zu identifizieren, sondern [...] festzulegen, welche durch GVO hervorgerufenen Veränderungen als Schäden welcher Wertigkeit anzusehen sind und aus diesen Festlegungen Handlungsanweisungen zu gewinnen“ (ebd.). Dabei sind „Schäden nicht allein mit Blick auf die unmittelbare wirtschaftliche Nützlichkeit“ zu konzeptualisieren, sondern sollten zugleich „durch kulturelle, ästhetische und moralische Naturbezüge“ geprägt sein (POTTHAST et al. 2007).

KOWARIK et al. (2006) leiten aus den Grundlagen des Gentechnikrechts naturschutzfachliche Schutzgüter ab. Diese können einem Begriff des ökologischen Schadens, der sich nicht nur für den Bereich der Gentechnik, sondern auch für andere Bereiche operationalisieren lässt, zugrunde gelegt werden. Inhaltlich entspricht diese Definition im Wesentlichen den vom SRU (2004) gemachten Ausführungen zum Begriff des ökologischen Schadens. „Ein ökologischer Schaden – verursacht durch GVO oder deren Verwendung im Freiland – liegt vor, wenn ein biotisches Schutzgut (Tiere, Pflanzen, Pilze, Mikroorganismen) oder ein abiotisches Schutzgut (Boden, Wasser, Luft/Klima) erheblich beeinträchtigt ist, und zwar

- hinsichtlich seiner Bestandteile oder in seiner Gesamtheit oder
- als Bestandteil eines ökologischen Wirkungsgefüges oder
- hinsichtlich der nachhaltigen Nutzungsfähigkeit des Schutzgutes oder des mit ihm verbundenen ökologischen Wirkungsgefüges.“ (KOWARIK et al. 2006, S. 49).

1097. Während diese Definition auf verschiedene Tätigkeiten (Einsatz „Grüner“ Gentechnik, Einsatz von PSM, vgl. Kap. 11) bzw. Prozesse (Ausbreitung von Neobiota, Bodenerosion, vgl. Kap. 5) angewendet werden kann, muss die Operationalisierung des Schadensbegriffs bereichsspezifisch erfolgen. Für die Operationalisierung hinsichtlich der Verwendung gentechnisch veränderter Pflanzen hat der SRU 2004 ein Konzept vorgeschlagen, dass neben dem Abweichen von der natürlichen Variationsbreite die Kriterien „Ausbreitungspotenzial“, „Risikobewertung der eingeführten Transgene“ sowie „Schutzzielebene“ in die Bewertung mit einbezieht (SRU 2004a, Tz. 888).

Der SRU hat darauf hingewiesen, dass das vorgeschlagene Operationalisierungskonzept nicht als endgültig anzusehen, sondern durch Modifikationen und Präzisierungen weiter auszubauen ist (ebd.). Mit dem Abschlussbericht des Ufoplan-Vorhabens „Operationalisierung des Konzepts zu „ökologischen Schäden“ durch GVO“ (KOWARIK et al. 2007b) liegt nunmehr ein insgesamt überzeugendes Operationalisierungskonzept vor, dass eine Bewertung möglicher ökologischer Schäden anhand von Daten ermöglicht, die im Rahmen verschiedener naturschutzfachlicher, rechtlicher und planerischer Zusammenhänge bereits vorliegen: In einem ersten Schritt wird abgeschätzt, welche Umweltveränderungen durch GVO im Freiland hervorgerufen werden können. Im nächsten Schritt wird untersucht, welche dieser Umweltveränderungen als Beeinträchtigungen relevanter Schutzgüter eingestuft werden können. Daran schließt sich die eigentliche Bewertung des Schadensausmaßes an. Dieses ergibt sich aus der Kombination der naturschutzfachlichen Bedeutung der betroffenen Schutzgüter mit dem Ausmaß der Beeinträchtigung.

1098. Von den im SRU-Konzept vorgeschlagenen Kriterien greift dieses Konzept das Kriterium der „Schutzzielebene“, das heißt der Bewertung potenziell betroffener Schutzgüter hinsichtlich ihrer naturschutzfachlichen Bedeutung an zentraler Stelle und das Kriterium des Ausbreitungspotenzials als ein Kriterium zur Bewertung des Beeinträchtigungspotenzials auf. Der entscheidende Vorteil des Konzeptes liegt im Vorliegen der relevanten Daten und damit in seiner praktischen Anwendbarkeit.

1099. Die naturschutzfachliche Bewertung der betroffenen Schutzgüter erfolgt anhand der Kriterien „Seltenheit und Gefährdung“, „Rechtlicher Schutz“, „Verantwortlichkeit“, „Naturnähe“ und „kulturhistorische Bedeutung“. Für jedes dieser Kriterien schlagen KOWARIK et al. (2007b) skalierte Zuordnungen zu naturschutzfachlichen Wertstufen vor und machen es so operationalisierbar.

In Bezug auf das Ausmaß von Beeinträchtigungen bzw. die Höhe des Beeinträchtigungspotenzials unterscheiden KOWARIK et al. (2007b, S. 106 ff.) die Kriterien „Persistenz und Ausbreitung“, „Vertikaler Gentransfer“, „Auswirkungen auf Nicht-Zielorganismen durch Inhaltsstoffe des GVO“ und „Auswirkungen bedingt durch die landwirtschaftliche Anbaupraxis“. Ähnlich wie in Bezug auf die naturschutzfachliche Bewertung werden auch hier die einzelnen Kriterien anhand verschiedener Indikatoren auf einer fünfstufigen Skala operationalisiert.

Die Verknüpfung der naturschutzfachlichen Bedeutung mit dem Potenzial oder Ausmaß der Beeinträchtigungen erfolgt für jedes Schutzgut mit jeder möglichen Beeinträchtigung in einer Matrix, mittels der erhebliche von nicht erheblichen Beeinträchtigungen unterschieden und die erheblichen Beeinträchtigungen in vier Stufen differenziert werden können (vgl. Abb. 12-4).

Abbildung 12-4

Matrix zur Verknüpfung von naturschutzfachlicher Bedeutung und (indiziertem) Beeinträchtigungspotenzial oder -ausmaß sowie der Zuordnung zu Schadensstufen

Höchste ermittelte Stufe der naturschutzfachlichen Bedeutung	nicht vorhanden	gering	mittel	hoch	Sehr hoch
Sehr hoch	E_0	S_2	S_3	S_4	S_4
hoch	E_0	S_1	S_2	S_3	S_4
mittel	E_0	E_0	S_1	S_2	S_3
gering	E_0	E_0	E_0	S_1	S_2
nicht vor-handen	E_0	E_0	E_0	E_0	E_0

(indiziertes) Beeinträchtigungspotenzial oder –ausmaß

E_0 = Beeinträchtigung nicht erheblich,
S_1 = geringes, S_2 = mittleres, S_3 = hohes, S_4 = sehr hohes ökologisches Schadenspotenzial oder -ausmaß.
Der grüne Bereich markiert diejenigen Kombinationen, bei denen kein ökologisches Schaden(spotenzial) vorliegt, der orangefarbene Bereich diejenigen Kombinationen jenseits der Erheblichkeitsschwelle, die ein ökologisches Schadenspotenzial oder einen ökologischen Schaden bezeichnen.

Quelle: KOWARIK et al. 2007b, S. 198

Als Gesamtergebnis wird das Einzelergebnis, welches das höchste Schadensausmaß oder Schadenspotenzial ausdrückt, herangezogen.

12.3.2 Anforderungen an ein angemessenes Monitoring

1100. Antragsteller müssen im Rahmen der Umweltrisikoprüfung und in den Monitoringplänen, die das Inverkehrbringen begleiten, kurz- und langfristige sowie direkte und indirekte Wirkungen von GVO berücksichtigen und damit eine umfassende Prüfung der Wirkung von GVO auf Natur und Umwelt durchführen (vgl. Tz. 1074 ff.). Das Umweltmonitoring beinhaltet eine allgemeine überwachende Beobachtung und ein sogenanntes fallspezifisches Monitoring, dessen Anforderungen durch die zuvor erfolgte Umweltrisikoprüfung festgelegt werden. Beim Monitoring kann eine retrospektive Bewertung konkreter Auswirkungen bzw. Beeinträchtigungen vorgenommen werden, die im Falle

eines dann festgestellten Schadens zum Verbot des Inverkehrbringens bzw. zum Widerruf dieser Genehmigung führen kann.

Auch beim Monitoring wird es in vielen Fällen nicht möglich sein, Schäden direkt festzustellen; vielmehr wird es bei der Feststellung von Risikofaktoren bleiben, die Hinweise auf Schäden geben. Hierfür gibt es zwei Gründe: Erstens setzen Indikatoren, anhand derer Risiken eingeschätzt werden, oft weit vor dem Schadenseintritt an. Stellt man zum Beispiel fest, dass ein GVO sich auf einer Monitoringfläche ausbreitet, stellt dies meist noch keinen Schaden dar. Erst wenn der GVO wild lebende Arten oder naturschutzfachlich bedeutsame Arten in nennenswertem Ausmaß verdrängt, tritt der Schaden ein. Dann ist es aber, wie aus der Invasionsbiologie bekannt, zu spät zum Eingreifen. Monitoring macht daher nur Sinn, wenn Risiken deutlich vor dem Schadenseintritt erkannt werden. Zweitens ist es aufgrund der beschränkten Größe der Monitoringfläche unwahrscheinlich, dass eine Auswirkung festgestellt wird, die die Erheblichkeitsschwelle überschreitet. Diese Schwelle wird allerdings dann sehr schnell überschritten, wenn man davon ausgeht, dass diese Auswirkungen im gesamten Zulassungsgebiet des GVO stattfinden. Der Schaden betrifft somit nicht eine Monitoringfläche, sondern das gesamte Zulassungsgebiet und die beobachteten Auswirkungen werden erst durch ihre Aufsummierung auf einer Vielzahl von Flächen zum Schaden.

1101. Es bedarf eines mindestens bundesweit vereinheitlichten Bewertungskonzeptes zur Beurteilung der Monitoringdaten, um die Ergebnisse vergleichbar zu machen. Ebenso ist eine europaweite Harmonisierung der Monitoringstrategien erforderlich. Ein solches Konzept inklusive eines Leitfadens zur Umsetzung in Deutschland liegt mittlerweile vor und sollte von den zuständigen Ministerien und Bundesländern diskutiert und verabschiedet werden (HEINK et al. 2007; KOWARIK et al. 2006; KOWARIK et al. 2007b; 2007a; vgl. auch Tz. 1094 ff.).

Im Rahmen der Entwicklung einer Monitoringstrategie sind weiterhin Fragen offen bezüglich der Festlegung der anzuwendenden Erhebungsmethoden, der Standardisierung der Methoden, zu räumlichen und zeitlichen Abständen der Probenahme sowie der Zusammenführung und Auswertung der Daten. In Deutschland fällt die Konzeption und Durchführung der Datenerfassung in den Zuständigkeitsbereich der einzelnen Bundesländer. Bund und Länder arbeiten im Bereich des Vollzuges des Gentechnikgesetzes in der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Gentechnik (LAG) zusammen.

Um eine sinnvolle Konzeption durchführen zu können, ist zu klären, was durch die fallspezifische Überwachung und was durch allgemeine überwachende Beobachtung im Rahmen des Monitorings geleistet werden soll und wie (insbesondere bei letzterem) die Zuständigkeiten verteilt sind. Dass bei einem fallspezifischen Monitoring nur das überprüft werden soll, was in der Umweltrisikoprüfung festgestellt wurde, wird zwar

immer wieder – insbesondere von der Saatgutindustrie – gefordert, ist aber noch in heftiger Diskussion. Eine solche strikte Abgrenzung sollte vermieden werden. Beispielsweise kommen die meisten Umweltrisikoprüfungen zu dem Schluss, dass Bt-Mais keine Auswirkungen auf Wirbellose hat. Dies müsste aber durch die fallspezifische Überwachung überprüft werden.

12.3.2.1 Monitoringstrategie

1102. Seit Inkrafttreten der Freisetzungsrichtlinie wurden in Deutschland zahlreiche Monitoringansätze diskutiert (HEINK et al. 2007, m. w. N.). Das am weitesten ausgearbeitete Konzept mit übergreifenden Themenfeldern, die für die Wirkungen verschiedener gentechnisch veränderter Pflanzen auf Natur und Landschaft relevant sind, wurde von ZÜGHART und BRECKLING (2003) vorgelegt (interessant für Raps und Mais auch MEIER und HILBECK 2005). Eine Monitoringstrategie sollte hinsichtlich der Relevanz bzw. der Inhalte der Themenfelder, des Schadenskonzeptes und der Methodenstandardisierung optimiert werden. Die Untersuchungsräume und -zeiträume erfordern – insbesondere für das fallspezifische Monitoring – eine Einzelfestlegung.

1103. Der generellen Auswahl von Beobachtungsräumen sollten die Repräsentanz der Natur- bzw. Kulturlandschaften, die Repräsentanz der Nutzungen und die Repräsentanz standortökologischer Bedingungen zugrunde liegen (ZÜGHART et al. 2005). Für eine korrekte Einschätzung der im Rahmen eines Monitorings gewonnenen Daten ist die Kenntnis des Ausgangszustandes als Bezugsgröße unumgänglich. Diese Daten müssen daher vor Marktzulassung für die betroffenen Raumausschnitte vorliegen. Die allgemeine überwachende Beobachtung sollte so bald wie möglich begonnen werden, da andernfalls dieser Zustand nicht mehr zu erfassen ist (ZÜGHART et al. 2005; SRU 2004b, Tz. 884). Außerdem ist eine rasche Ausweisung von GVO-freien Gebieten als Referenzflächen für ein Monitoring erforderlich, eine Forderung, die sich auch aus den Verpflichtungen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (CBD) ergibt, auch nach der Einführung von gentechnisch veränderten Organismen ausreichend große Flächenanteile GVO-frei zu erhalten (SRU 2004b).

Diese Anforderungen kommen für die allgemeine überwachende Beobachtung denen der „Ökologischen Flächenstichprobe“ nahe. Diese zielt darauf ab, Aussagen über Veränderungen der Landschaft und des Artenbestandes zu machen und auch schleichende, nicht bestimmten Belastungen oder Verursachern zuzuordnende Veränderungen zu erkennen (BACK et al. 1996; FOECKLER et al. 1996; DRÖSCHMEISTER 2001; Statistisches Bundesamt und BFN 2000). Nach einem Stichprobenverfahren ermittelte Ausschnitte der „Durchschnittslandschaft“ werden dazu langfristig beobachtet (KÖNIG 2003; AKNU 1999). Die Möglichkeiten, die die „Ökologische Flächenstichprobe“ als Rahmen bietet, müssen durch spezifische Kausaluntersuchungen zu GVO

ergänzt werden (HILDEBRANDT et al. 2007). Eine zusätzliche Einbindung der Daten aus den Monitoring-Messnetzen der Bodendauerbeobachtung und der Wasserrahmenrichtlinie könnte ein geeignetes GVO-Monitoring ermöglichen.

1104. Um Schäden an der Umwelt zu bestimmen, werden Vergleichsmaßstäbe benötigt, anhand derer Beeinträchtigungen gemessen werden. Diese Vergleichsmaßstäbe sind je nach zugrunde gelegtem Bewertungskonzept und Auslegung des Vorsorgeprinzips unterschiedlich (HEINK et al. 2007). Vom Bewertungs- bzw. Schadenskonzept hängt unter anderem ab,

- welche Parameter erhoben werden (z. B. geeignete Parameter für den Vergleich mit Auswirkungen der konventionellen oder ökologischen Landwirtschaft, Veränderung einer Population über einen bestimmten Zeitraum),
- die Auswahl der Organismen (Kriterien für die Artauswahl z. B. Abundanz, Verbreitung, Gefährdung),
- die Größe der Stichprobe (diese hängt von dem Ausmaß der zur Feststellung eines Schadens nachzuweisenden Veränderung ab, z. B. Nachweis für den Rückgang einer Population um 5 % oder 50 %).

In bisherigen Monitoring-Ansätzen wird die Bewertung ökologischer Schäden als Voraussetzung für das Monitoring-Design unzureichend diskutiert, obwohl Bewertungsfragen einen erheblichen Einfluss auf das Monitoring-Design haben (HEINK et al. 2007).

1105. Für die Vergleichbarkeit der im Rahmen des Monitorings erhobenen Daten ist es weiterhin notwendig, abgestimmte und standardisierte Methoden zur Verfügung zu haben (BEISMANN 2006). Ein Teil der in acht Bund/Länder-Forschungsvorhaben entwickelten Methoden werden vom Verein deutscher Ingenieure (VDI) standardisiert (BERHORN et al. 2005). Sie entsprechen den vom (SRU 1996, Tz. 844) erhobenen Minimalanforderungen an ein Standardsetzungssystem, insbesondere derjenigen nach Transparenz von Datenerhebung, Datenbewertung und Kriterien des Standardansatzes.

12.3.2.2 Untersuchungsräume und -zeiträume

1106. Mit der Bestimmung des konkreten Untersuchungsraumes wird der räumliche Rahmen vorgegeben, innerhalb dessen ein Monitoring bezüglich Arten und Biotoptypen oder Biotope zu erheben ist, die hinsichtlich ihrer naturschutzfachlichen Bedeutung und bezüglich derer Potenzial oder Ausmaß ihrer Beeinträchtigung zu bewerten sind. Beim Monitoring nach Inverkehrbringen ist das gesamte Anbaugebiet als Untersuchungsraum für die Ermittlung und Bewertung relevant. Die Festlegung des Untersuchungsraumes erfolgt in Hinblick auf konkrete Anbauflächen und kann nicht pauschal vorgenommen werden. Der Untersuchungsraum muss in Bezug auf den kon-

kreten Bewertungsfall (z. B. auf Grundlage des Standortregisters) bestimmt werden (vgl. GRAEF et al. 2006; BEISMANN und KUHLMANN 2006). Er sollte sich an der maximalen Reichweite einer bewertungsrelevanten Wirkung (z. B. Auskreuzungsdistanzen) orientieren (KOWARIK et al. 2007a).

Die Dauer des Untersuchungszeitraumes soll vom Antragsteller im Rahmen der Anmeldung vorgeschlagen und von der genehmigenden Behörde abschließend festgelegt werden. Die Festlegung eines Untersuchungszeitraumes ist fachlich zu begründen. Als Untersuchungszeitraum für das fallspezifische Monitoring werden von KOWARIK et al. (2007a) zehn Jahre vorgeschlagen entsprechend des Genehmigungszeitraumes für eine Marktzulassung. Unter bestimmten Umständen (z. B. sind Rapssamen über zehn Jahre lang keimfähig) muss ein Monitoring jedoch länger als die Dauer der Anbauphase durchgeführt werden. Die allgemeine überwachende Beobachtung erfordert längere Zeiträume (kontinuierlich, d. h. unbegrenzt, solange GVO angebaut werden).

12.3.2.3 Finanzierung

1107. Eine klare Verteilung der anfallenden Kosten für das Monitoring steht weiterhin aus. Das bezieht sich sowohl auf die allgemein überwachende Beobachtung, deren Finanzierung zwischen Bund und Ländern geregelt werden muss, als auch auf das fallspezifische Monitoring.

Auch wenn die Freisetzungsrichtlinie vorzugeben scheint, dass insbesondere der Antragsteller oder Verwender die im Rahmen des Monitorings anfallenden Aufgaben wahrzunehmen hat, ist eine generelle Pflicht des Antragstellers oder Verwenders zur Durchführung beider Formen des Monitorings unverhältnismäßig (SRU 2004a, Tz. 934; SRU 1998, Tz. 887). Es erscheint sinnvoller, die allgemeine überwachende Beobachtung als eine staatliche Aufgabe auszugestalten. Unterstellt man die allgemein überwachende Beobachtung den allgemeinen Grundsätzen des Naturschutzes gemäß Art. 72 Abs. 3 Nr. 2 GG (s. eingehend Tz. 427 ff.), fällt dem Bund die gegenüber landesrechtlichen Regelungen abweichungsfeste Regelungskompetenz und damit auch die Lösung der Kostenfrage zu. In Deutschland wird in diesem Sinne eine Anbindung des Monitorings an bestehende staatliche Umweltbeobachtungsprogramme empfohlen. Um den Antragsteller oder Verwender aber nicht völlig von der Aufgabe der Überwachung zu befreien, erscheint es folgerichtig, diesem die zeitlich begrenzte produktbezogene fallspezifische Überwachung zur Auflage zu machen (vgl. SRU 2004a, Tz. 934; SRU 1998, Tz. 827, 887; MLU 2003). In Deutschland könnte eine solche Auflage auf § 19 GenTG gestützt werden (s. zu den Voraussetzungen des § 19 GenTG PRALL 2007, Rn. 170 ff.).

Es besteht eine Erstattungspflicht des Bundes für Aufwendungen der Länder in Fällen von Stellungnahmen nach § 16 Abs. 4 Satz 2 GenTG (MLU 2003).

HILDEBRANDT et al. (2007) geben als GVO-spezifische Kosten für eine allgemeine überwachende Beobachtung im Rahmen der ökologischen Flächenstichprobe 1,64 Mio. Euro pro Jahr an (8,24 Mio. Euro pro Erhebungszeitraum von fünf Jahren). Dazu kämen Startkosten in Höhe von 1,3 bis 1,4 Mio. Euro. Als Vergleich: Für Strahlenschutzmessungen gibt der Bund mit jährlich circa 17,3 Mio. Euro etwa die zehnfache Summe aus.

12.4 Zusammenfassung und Empfehlungen

1108. Der Anbau gentechnisch veränderter Pflanzen kann verschiedene negative Auswirkungen auf Natur und Umwelt aber auch auf die gentechnikfreie Landwirtschaft haben. Diese Auswirkungen sind letztlich nur sortenspezifisch und auf eine Anbauregion bezogen zu bewerten. Gleichzeitig ist der Anbau solcher Pflanzen in Europa momentan wirtschaftlich nicht relevant. Schließlich sind die bisher entwickelten gentechnisch veränderten Pflanzen an der Lösung pflanzenbaulicher Probleme ausgerichtet, die auch auf anderem Weg gelöst werden können. Gentechnisch veränderte Pflanzen sind also relativ leicht substituierbar. Aus diesem Grund ist eine restriktive Regelung der Zulassung und des Anbaus gentechnisch veränderter Pflanzen erforderlich. Negative Auswirkungen auf Umwelt und Natur, aber auch auf die gentechnikfrei wirtschaftende Landwirtschaft sollten von vornherein vermieden werden. Aufgetretene Schäden sollten schnell erkannt und Gegenmaßnahmen zügig eingeleitet werden.

1109. Für bestimmte Arten gentechnisch veränderter Pflanzen sind daher Einschränkungen des Anbaus notwendig. Pflanzen des Dispersionstyps (vgl. Tz. 1070) sollten nicht für den Anbau zugelassen werden. In Anbetracht der möglichen negativen Auswirkungen sogenannter Pharmapflanzen sowie der voraussichtlich geringen Anbauflächen sollte der Anbau (inklusive Freisetzungen) dieser Pflanzen auf geschlossene Systeme beschränkt werden (vgl. SRU 2004a, Tz. 853). Eine Freisetzung von Bäumen in die Umwelt sollte mindestens so lange unterlassen werden, bis Ergebnisse zu wesentlich langfristigeren Untersuchungen aus geschlossenen Systemen vorliegen. Die Dauer solcher Untersuchungen sollte ein Mehrfaches des vorgesehenen Erntealters der jeweiligen Kultur umfassen, um Erfahrungen über mehrere Generationen zu ermöglichen. Nur wenn auf dieser Basis begründete Konzepte für einen ausreichenden Schutz vor einer Ausbreitung von Transgenen in die Umwelt möglich sind, sollten transgene Bäume auch im Freiland angebaut werden dürfen.

1110. Das Gentechnikrecht, das durch ein intransparentes Geflecht mitgliedstaatlicher und gemeinschaftsrechtlicher Bestimmungen geprägt ist, muss klarer gefasst werden. Gegenwärtig ist das Genehmigungsinstrumentarium nach dem sogenannten Stufenprinzip aufgebaut. Demzufolge dürfen gentechnisch veränderte Organismen erst dann vermarktet werden, wenn sie zuvor zunächst im Labor und anschließend in Freiland-

versuchen getestet worden sind und eine Genehmigung zum Inverkehrbringen vorliegt. Für den landwirtschaftlichen Anbau von GVO existiert keine präventive Kontrolle. Allerdings sind Anbaubedingungen statuiert, die die gfP konkretisieren, die aber in maßgeblichen Aspekten unzulänglich sind.

Insbesondere muss der Anwendungsbereich der Verfahren zur Genehmigung des Inverkehrbringens gentechnisch veränderter Organismen konkretisiert werden. Darüber hinaus sind gemeinschaftseinheitliche Bestimmungen über die von den Antragstellern vorzulegenden Unterlagen sowie Kriterien der Risikobewertung erforderlich. Ein besonders problematisches Gestaltungselement des Genehmigungsverfahrens für das Inverkehrbringen nach der Freisetzungsrichtlinie ist, dass Genehmigungsanträge unter Einschränkungen der Mitwirkungsmöglichkeiten der Öffentlichkeit in beliebigen Mitgliedstaaten gestellt werden können. Auf diese Weise können gezielt Mitgliedstaaten ausgewählt werden, die geringere Vorbehalte gegen den Einsatz von GVO haben als andere Mitgliedstaaten.

Eine wichtige Rolle im Rahmen der Genehmigungsverfahren zum Inverkehrbringen gentechnisch veränderter Organismen kommt den Stellungnahmen der EFSA zu. Ökologische Aspekte müssen neben den Belangen des Verbraucherschutzes gestärkt werden. Dies kann beispielsweise durch zwingend einzuholende Stellungnahmen der Europäischen Umweltagentur gewährleistet werden. Die Stellungnahmen sollten auch Öffnungsklauseln enthalten, aufgrund derer es den Mitgliedstaaten möglich ist, einen angemessenen Schutz für die nationalen ökologisch sensiblen Gebiete sicherzustellen.

Zur Gewährleistung der dauerhaften Koexistenz der die Gentechnik nutzenden und der gentechnikfreien Landwirtschaft sind Verbesserungen des jüngst novellierten Gentechnikrechts erforderlich. Dabei muss es namentlich darauf ankommen,

- die Verpflichtung zur Einhaltung der gfP der partiellen privatrechtlichen Dispositionsbefugnis zu entziehen,
- den durch die GenTPflEV geschützten Bereich auf nicht landwirtschaftlich bewirtschaftete Flächen, naturbelassene Landschaftsbestandteile sowie dem Gebietsschutz unterstehende Bereiche zu erweitern,
- spezielle Regelungen zum Schutz der Imkerei zu treffen,
- den Anbau gentechnisch veränderter Organismen in Naturschutzgebieten, Nationalparks und Biosphärenreservaten sowie auf dem Gelände von Genbanken, die dem ex-situ-Schutz dienen, zu untersagen sowie Abstandsregeln in Bezug auf diese Gebiete festzulegen,
- für Landschaftsschutzgebiete und Naturparks eine Verträglichkeitsprüfung analog §§ 34, 34a BNatSchG festzulegen,

- den Anbau gentechnisch veränderter Pflanzen nur in solchen Regionen zu gestatten, in denen die gentechnisch veränderten Eigenschaften ein ausreichendes Nutzenpotenzial versprechen,
- in Bezug auf den Anbau von gentechnisch verändertem Mais Abstandsflächen von mindestens 1 000 m sowie aus naturschutzfachlicher Sicht angemessene Abstandsflächen zu Gewässern festzulegen sowie pflanzenartspezifische Regelungen zu anderen GVO aus naturschutzfachlicher Sicht angemessen auszugestalten,
- auch Saatgut, das mit einem Anteil von weniger als 0,9 % mit GVO durchsetzt ist, der Kennzeichnungspflicht zu unterstellen und
- die Rahmenbedingungen der Einrichtung gentechnikfreier Regionen zu statuieren.

1111. Monitoring soll ermöglichen, negative Auswirkungen auf Natur und Umwelt rasch festzustellen und mit entsprechenden Gegenmaßnahmen zu reagieren. Der Anbau von gentechnisch veränderten Pflanzen erfordert zwei aufeinander abgestimmte Umweltmonitoring-Konzepte: eine allgemeine überwachende Beobachtung und ein sogenanntes fallspezifisches Monitoring. Für eine bundes- und europaweite Auswertung der Ergebnisse eines Monitorings ist ein inhaltlich und methodisch harmonisiertes Vorgehen sinnvoll. Um eine Monitoringstrategie implementieren zu können ist notwendig

- die Verabschiedung eines Bewertungskonzeptes,
- eine Klärung bzw. Abgrenzung, welche Inhalte durch die fallspezifische Überwachung und welche durch die allgemeine überwachende Beobachtung bearbeitet werden sollen inklusive der Zuständigkeiten,
- die zügige Ausgestaltung einer konkreten Monitoringstrategie unter Berücksichtigung der relevantem Themenfelder, des Schadenskonzeptes und der Methodenstandardisierung,
- die Erfassung des derzeitigen Referenzzustandes als notwendige Voraussetzung, um spätere Veränderungen durch GVO zuordnen zu können,
- eine Kostenklärung für die allgemeine überwachende Beobachtung und das fallspezifische Monitoring
- die Einbindung der Antragsteller bei der Erteilung einer Zulassung in Bezug auf die Monitoring-Pläne, ihre notwendige Dauer und die Kosten des fallspezifischen Monitorings.

Literaturverzeichnis

Kapitel 1

Adelle, C., Hertin, J., Jordan, A. (2006): Sustainable Development 'Outside' the European Union: What Role for Impact Assessment? European Environment 16 (2), S. 57-72.

Bundesregierung (2007): Bericht Deutschlands an die EU-Kommission zur Umsetzung der Europäischen Nachhaltigkeitsstrategie. Berlin: Bundesregierung.

Bundesregierung (2005): Wegweiser Nachhaltigkeit 2005. Bilanz und Perspektiven. Berlin: Presse- und Informationsamt der Bundesregierung.

Bundesregierung (2004): Perspektiven für Deutschland. Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. Fortschrittsbericht 2004. Berlin: Presse- und Informationsamt der Bundesregierung.

Bundesregierung (2002): Perspektiven für Deutschland. Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. Berlin: Presse- und Informationsamt der Bundesregierung.

Busch, P.-O., Jörgens, H. (2005): Globale Ausbreitungsmuster umweltpolitischer Institutionen. In: Tews, K., Jänicke, M. (Hrsg.): Die Diffusion umweltpolitischer Innovationen im internationalen System. Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften, S. 55-193.

CDU, CSU, SPD (2005): Gemeinsam für Deutschland - mit Mut und Menschlichkeit. Koalitionsvertrag zwischen CDU, CSU und SPD. Berlin.

Dalal-Clayton, B. (2004): The EU Strategy for Sustainable Development: Process and Prospects. London: International Institute for Environment and Development.

DNR (Deutscher Naturschutzring) (2007): Strategien für Nachhaltigkeit. Die Rolle der Bundesländer bei der Umsetzung nachhaltiger Entwicklung. Dokumentation der Konferenz vom 5. Juli 2007 in Berlin. Bonn: DNR.

DNR, BUND (Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland), NABU (Naturschutzbund Deutschland) (2005): Stellungnahme zum Fortschrittsbericht 2004 der Bundesregierung zur nationalen Nachhaltigkeitsstrategie. Berlin: DNR, BUND, NABU.

EEAC (European Environment and Sustainable Development Advisory Councils) (2006). Impact Assessment. Statement and Background Analysis. Brüssel: EEAC.

EEB (Europäisches Umweltbüro) (2006): EU-Strategie für nachhaltige Entwicklung. Von Theorie zu Praxis. Brüssel: EEB.

Eichener, V. (2000): Das Entscheidungssystem der Europäischen Union. Institutionelle Analyse und demokratietheoretische Bewertung. Opladen: Leske + Budrich.

Europäische Kommission (2007a): Fortschrittsbereicht 2007 zur Strategie für nachhaltige Entwicklung. KOM(2007) 642 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2007b): Halbzeitbewertung des Sechsten Umweltaktionsprogramms der Gemeinschaft. KOM(2007) 225 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2006a): Jetzt aufs Tempo drücken. Die neue Partnerschaft für Wachstum und Arbeitsplätze. KOM(2006) 30 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2006b): Umsetzung der erneuerten Lissabon-Strategie für Wachstum und Beschäftigung: „Ein Jahr der Ergebnisse“. KOM(2006) 816 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2006c): Strategische Überlegungen zur Verbesserung der Rechtsetzung in der Europäischen Union. KOM(2006) 689 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2006d): Erster Fortschrittsbericht über die Strategie für die Vereinfachung des ordnungspolitischen Umfelds. KOM(2006) 690 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2006e): Berechnung der Verwaltungskosten und Verringerung der Verwaltungslasten in der Europäischen Union. KOM(2006) 691 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2005a): Überprüfung der EU-Strategie der nachhaltigen Entwicklung 2005: Erste Bestandsaufnahme und künftige Leitlinien. KOM(2005) 37 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2005b): Überprüfung der Strategie für nachhaltige Entwicklung – Ein Aktionsprogramm. KOM(2005) 658 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2005c): Sustainable Development Indicators to monitor the implementation of the EU Sustainable Development Strategy. SEC(2005) 161 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2005d): Better Regulation and the Thematic Strategies for the Environment. KOM(2005) 466 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2005e): Zusammenarbeit für Wachstum und Arbeitsplätze. Ein Neubeginn für die Strategie von Lissabon. KOM(2005) 24 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2005f): Integrierte Leitlinien für Wachstum und Beschäftigung (2005-2008). Luxemburg: Amt für amtliche Veröffentlichungen der Europäischen Gemeinschaften.

Europäische Kommission (2005g): Gemeinsame Maßnahmen für Wachstum und Beschäftigung. Das Lissabon-Programm der Gemeinschaft. KOM(2005) 330 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2005h): Bessere Rechtsetzung für Wachstum und Arbeitsplätze in der Europäischen Union. KOM(2005) 97 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2005i): Leitfaden zur Folgenabschätzung. SEK (2005) 791. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2005j): Ergebnis der Überprüfung von Vorschlägen, die sich derzeit im Gesetzgebungsverfahren befinden. KOM(2005) 462 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2005k): Umsetzung des Lissabon-Programms der Gemeinschaft: Eine Strategie zur Vereinfachung des ordnungspolitischen Umfelds. KOM(2005) 535 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2004a): Einbeziehung von Umweltbelangen in andere politische Bereiche – eine Bestandsaufnahme des Cardiff-Prozesses. KOM(2004) 394 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2004b): Die Herausforderung annehmen. Die Lissabon-Strategie für Wachstum und Beschäftigung. Bericht der Hochrangigen Sachverständigengruppe unter Vorsitz von Wim Kok. Luxemburg: Amt für amtliche Veröffentlichungen der Europäischen Gemeinschaften.

Europäische Kommission (2002): Aktionsplan „Vereinfachung und Verbesserung des Regelungsumfeldes“. KOM(2002) 278 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2001): Nachhaltige Entwicklung in Europa für eine bessere Welt: Strategie der Europäischen Union für die nachhaltige Entwicklung. KOM(2001) 264 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäischer Rat (2007a): Schlussfolgerungen des Vorsitzes. Tagung des Europäischen Rates vom 14. Dezember 2007 in Brüssel. Brüssel: Rat der Europäischen Union. Dok. 16616/07.

Europäischer Rat (2007b): Schlussfolgerungen des Vorsitzes. Europäischer Rat (Brüssel), 8./9. März 2007. Brüssel: Rat der Europäischen Union. Dok. 7224/1/07 REV 1.

Europäischer Rat (2006a): Schlussfolgerungen des Vorsitzes. Europäischer Rat (Brüssel), 15./16. Juni 2006. Brüssel: Rat der Europäischen Union. Dok. 10633/06 REV 1.

Europäischer Rat (2006b): Schlussfolgerungen des Vorsitzes. Europäischer Rat (Brüssel), 23./24. März 2006. Brüssel: Rat der Europäischen Union. Dok. 7775/1/06 REV 1.

Europäischer Rat (2006c): Schlussfolgerungen des Vorsitzes. Europäischer Rat (Brüssel), 15./16. Dezember 2005. Brüssel: Rat der Europäischen Union. Dok. 15914/1/05 REV 1.

Europäischer Rat (2005): Schlussfolgerungen des Vorsitzes. Europäischer Rat (Brüssel), 22./23. März 2005. Brüssel: Rat der Europäischen Union. Dok. 7619/05.

Europäischer Rat (2001): Schlussfolgerungen des Vorsitzes. Europäischer Rat (Göteborg), 15./16. Juni 2001. Brüssel: Rat der Europäischen Union. Dok. SN 200/1/01 REV 1.

Europäischer Rat (2000): Schlussfolgerungen des Vorsitzes. Europäischer Rat (Lissabon), 23. und 24. März 2000. Brüssel: Rat der Europäischen Union.

Eurostat (Statistisches Amt der Europäischen Gemeinschaften) (2007): Measuring progress towards a more sustainable Europe. 2007 monitoring report of the EU sustainable development strategy. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

Ewen, C., Schäfer, Y. (2007): Nachhaltigkeitspolitik der Bundesländer. Hintergrundpaper zur Vorbereitung des Lernworkshops am 7. November 2007. Im Auftrag des Rates für Nachhaltige Entwicklung. Darmstadt: Team Ewen.

Fergusson, M., Coffey, C., Wilkinson, D., Baldock, D. (2001): The Effectiveness of EU Council Integration Strategies and Options for Carrying Forward the Cardiff Process. London: Institute for European Environmental Policy.

George, C., Kirkpatrick, C. (2006): Assessing national sustainable development strategies: Strengthening the links to operational policy. Natural Resources Forum 30 (2), S. 146-156.

Herodes, M., Adelle, C., Pallemaerts, M. (2007): Environmental Policy Integration at the EU Level – A Literature Review. Berlin: Ecologic. EPIGOV Paper 5.

Hertin, J., Berkhout, F. (2005): Environmental Policy Integration for Sustainable Technologies: Rationale and Practical Experiences at EU Level. In: Lyall, C., Tait, J. (Hrsg.): New Modes of Governance. Developing an Integrated Policy Approach to Science, Technology, Risk and the Environment. Aldershot: Ashgate, S. 139-158.

Hey, C. (2006a): Diskussionszirkel ohne Steuerungskraft? EU-Rundschreiben, Sonderheft 15 (05), S. 10-11.

Hey, C. (2006b): Neuer Schwung für die zweite Halbzeit? Umweltstrategien der Europäischen Union. Politische Ökologie 102/103, S. 18-22.

Hey, C., Volkery, A., Zerle, P. (2005): Neue umweltpolitische Steuerungskonzepte in der Europäischen Union. Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht 28 (1), S. 1-38.

Homeyer, I. von (2007): The Thematic Strategies: Governance für Environmental Policy Integration? Berlin: Ecologic. EPIGOV Paper 8.

Jacob, K., Volkery, A. (2007): Nichts Neues unter der Sonne? Zwischen Ideensuche und Entscheidungsblockade – die Umweltpolitik der Bundesregierung Schröder 2002-2005. In: Egle, C., Zohlnhöfer, R. (Hrsg.): Ende des rot-grünen Projekts. Eine Bilanz der Regierung Schröder 2002-2005. Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften, S. 431-452.

Jänicke, M., Jörgens, H., Jörgensen, K., Nordbeck, R. (2002): Germany. In: OECD (Hrsg.): Governance for sustainable development. Five OECD case studies. Paris: OECD, S. 113-153.

Jänicke, M., Jörgens, H. (Hrsg.) (2000): Umweltplanung im internationalen Vergleich – Strategien der Nachhaltigkeit. Berlin: Springer.

Jordan, A., Schout, A, Unfried, M. (2008): The European Union. In: Jordan, A., Lenschow, A. (Hrsg.): Integrating the environment for sustainability. Cheltenham: Elgar (im Erscheinen).

Jordan, A., Schout, A. (2006): The Coordination of the European Union. Exploring the capacities of networked governance. Oxford: Oxford University Press.

Knill, C., Lenschow, A. (2007): Hierarchie, Kommunikation und Wettbewerb: Muster europäischer Umweltpolitik und ihre nationalen Auswirkungen. In: Jacob, K., Biermann, F., Busch, P.-O., Feindt, P. H. (Hrsg.): Politik und Umwelt. Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften. Politische Vierteljahresschrift, Sonderheft 39, S. 223-242.

Kraemer, A. (2000): Ergebnisse des “Cardiff-Prozesses” – Bewertung des Zwischenstands zu Verkehr, Landwirtschaft, Energie und Industrie sowie anderer Sektoren und Biodiversität. Bericht an das Umweltbundesamt und das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Berlin: Ecologic.

Littmeier, A. (2004): Realpolitik statt Lebensstilldebatte? EU-Rundschreiben, Sonderteil 13 (07), S. 19-22.

Lofstedt, R. E. (2006): The ‘Plateau-ing’ of the European Better Regulation Agenda: An analysis of activities carried out by the Barroso Commission. London: King’s Centre for Risk Management.

Lundqvist L. (2004): Management by objectives and results. In: Lafferty, W. (Hrsg.): Governance for sustainable development. Cheltenham: Elgar, S. 95-127.

Mazey, S., Richardson, J (2006): Interest Groups and EU Policy Making: organisational logic and venue shopping. In: Richardson, J. (Hrsg.): European Union: Power and Policy Making. London: Routledge, S. 217-234.

Meadowcroft, J. (2007): National Sustainable Development Strategies: Features, Challenges and Reflexivity. European Environment 17 (3), S. 152-163.

Neyer, J. (2003): Discourse and Order in the EU. Journal of Common Market Studies 41 (4), S. 687-706.

Nielsen, U., Lerche, D. B., Kjellingbro, P. M., Jeppesen, L. M. (2006): Getting Proportions Right. How far should EU impact assessments go? Kopenhagen: Environmental Assessment Institute.

OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) (2006): Good Practices in the National Sustainable Development Strategies of OECD Countries. Paris: OECD.

Pallemaerts, M. (2006): The EU and Sustainable Development: An Ambiguous Relationship. In: Pallemaerts, M., Azmanova, A. (Hrsg.): The European Union and Sustainable Development: Internal and External Dimensions. Brüssel: VUBPRESS, S. 19-52.

Pallemaerts, M., Herodes, M., Adelle, C. (2007): Does the EU Sustainable Development Strategy Contribute to Environmental Policy Integration? Berlin: Ecologic. EPIGOV Paper 9.

Pallemaerts, M., Wilkinson, D., Bowyer, C., Brown, J., Farmer, A., Farmer, M., Herodes, M., Hjerp, P., Miller, C., Monkhouse, C., Skinner, I., Brink, P. ten, Adelle, C. (2006): Drowning in Process? The Implementation of the EU's 6th Environmental Action Programme. An IEEP Report for the European Environmental Bureau. London: Institute for International and European Environmental Policy.

Radaelli, C. (2003): The Open Method of Coordination: A New Governance Architecture for the European Union? Stockholm: Swedish Institute for European Policy Studies.

Rat der Europäischen Union (2006): Überprüfung der EU-Strategie für nachhaltige Entwicklung – Die neue Strategie. Brüssel: Rat der Europäischen Union. Dok. 10117/06.

Renda, A. (2006): Impact Assessment in the EU. The State of the Art and the Art of the State. Brüssel: Centre for European Policy Studies.

Risse, T. (2004): Global governance and communicative action. Government and Opposition 39 (2), S. 288-313.

RNE (Rat für Nachhaltige Entwicklung) (2007): Tätigkeitsbericht des Rates für Nachhaltige Entwicklung 2001-2007. Berlin: RNE.

SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2007): Klimaschutz durch Biomasse. Sondergutachten. Berlin: Erich Schmidt.

SRU (2006): Der Vorschlag der Europäischen Kommission für eine Meeresschutzstrategie – Rückzug aus der europäischen Verantwortung? Berlin: SRU. Kommentar zur Umweltpolitik 5.

SRU (2004): Umweltgutachten 2004. Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern. Baden-Baden: Nomos.

SRU (2002): Umweltgutachten 2002. Für eine neue Vorreiterrolle. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

SRU (2000): Umweltgutachten 2000. Schritte ins nächste Jahrtausend. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

SRU (1998): Umweltgutachten 1998. Umweltschutz: Erreichtes sichern - Neue Wege gehen. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

SRU (1996): Umweltgutachten 1996. Zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

Statistisches Bundesamt (2007): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Indikatorenbericht 2006. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.

Steurer, R. (2008): Strategies for sustainable development. In: Jordan, A., Lenschow, A. (Hrsg.): Integrating the environment for sustainability. Cheltenham: Elgar (im Erscheinen).

Steurer, R., Martinuzzi, A. (2005): Towards a new pattern of strategy formation in the public sector: first experiences with national strategies for sustainable development in Europe. Environment and Planning C 23 (3), S. 455-472.

Volkery, A. (2004): German Case Study. Analysis of National Strategies for Sustainable Development. Berlin: Environmental Policy Research Centre. http://www.iisd.org/pdf/2004/measure_sdsip_germany.pdf.

Volkery, A., Swanson, D., Jacob, K., Bregha, F., Pinter L. (2006): Coordination, challenges, and innovations in 19 national sustainable development strategies. World Development 34 (12), S. 2047-2063.

Wilkinson, D. (2007): Environmental Policy Integration at EU level – State-of-the-Art Report. Berlin: Ecologic. EPIGOV Paper 4.

Wilkinson, D. (2005): The Commission's Lisbon Review and the downgrading of environmental policy. Challenge Europe 13.

Wilkinson, D., Monkhouse, C., Herodes, M., Farmer, A. (2005): For Better or for Worse? The EU's 'Better Regulation' Agenda and the Environment. London: Institute for European Environmental Policy.

Wilkinson, D., Fergusson, M., Bowyer, C., Brown, J., Ladefoged, A., Monkhouse, C., Zdanowicz, A. (2004): Sustainable Development in the European Commission's Integrated Impact Assessments for 2003. London: Institute for European Environmental Policy.

Wurzel, R. (2008): Germany. In: Jordan, A., Lenschow, A. (Hrsg.): Integrating the environment for sustainability. Cheltenham: Elgar (im Erscheinen).

Kapitel 2

Anderson, J., Bassi, S. Stantcheva, E., Brink, P. ten (2006): Innovation case study: Photovoltaics. Brüssel: Institute for European Environmental Policy.

Ashford, N. A. (2005): Government and Environmental Innovation in Europe and North America. In: Weber, M., Hemmelskamp, J. (Hrsg.): Towards Environmental Innovation Systems. Berlin: Springer, S. 159-174.

Ashford, N. A. (2000): An Innovation-Based Strategy for a Sustainable Environment. In: Hemmelskamp, J., Rennings, K., Leone, F. (Hrsg.): Innovation-oriented Environmental Regulation. Mannheim: Physica, S. 67-107.

Ashford, N. A., Ayers, C., Stone, R. F. (1985): Using Regulation to Change the Market for Innovation. Harvard Environmental Law Review 2 (9), S. 419-466.

Bernauer, T., Engels, S., Kammerer, D., Seijas, J. (2007): Explaining Green Innovation. Ten Years after Porter's Win-Win Proposition: How to Study the Effects of Regulation on Corporate Environmental Innovation? In: Jacob, K., Biermann, F., Busch, P.-O., Feindt, P. H. (Hrsg.): Politik und Umwelt. Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften. Politische Vierteljahresschrift, Sonderheft 39, S. 323-341.

Blazejczak, J., Edler, D., Hemmelskamp, J., Jänicke, M. (1999): Umweltpolitik und Innovation. Politikmuster und Innovationswirkungen im Internationalen Vergleich. Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 22 (1), S. 1-32.

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2007a): GreenTech made in Germany – Umwelttechnologie-Atlas für Deutschland. München: Vahlen.

BMU (2007b): Environment – Innovation – Employment. Elements of a European Ecological Industrial Policy. Working Paper to the Informal Meeting of Environment Ministers in Essen. Berlin: BMU.

BMU (2006a): Ökologische Industriepolitik. Memorandum für einen „New Deal“ von Wirtschaft, Umwelt und Beschäftigung. Berlin: BMU.

BMU (2006b): National ETAP Roadmap Germany. Innovationen forcieren – Umwelt schützen. Berlin: BMU.

Bouwer, M., Jonk, M., Berman, T., Bersani, R., Lusser, H., Nappa, V., Nissinen, A., Parikka, K., Szuppinger, P., Viganò, C. (2006): Green Public Procurement in Europe 2006 – Conclusions and recommendations. Haarlem: Virage Milieu & Management.

Brüggemann, A. (2005): KfW-Befragung zu den Hemmnissen und Erfolgsfaktoren von Energieeffizienz in Unternehmen. Frankfurt a. M.: KfW Bankengruppe.

Bryner, G. C. (1995): Blue Skies, Green Politics: The Clean Air Act of 1990 and Its Implementation. Washington, DC: Congressional Quarterly Books.

Chappin, M. M. H., Meeus, M. T. H., Hekkert, M. P., Vermeulen, W. J. V. (2007): Dynamic perspective on the relation between environmental policy and eco-efficiency: the case of wastewater treatment, waste and energy efficiency in the Dutch paper and board industry. Progress in Industrial Ecology 4 (1/2), S. 19-40.

DTI (Department of Trade and Industry), Defra (Department for Environment, Food and Rural Affairs) (2006): Environmental Innovation. Bridging the gap between environmental necessity and economic opportunity. First Report of the Environmental Innovations Advisory Group. London: DTI, DEFRA.

ECCJ (Energy Conservation Center Japan) (2006): Top Runner Program. Revised Edition. Tokio: ECCJ.

Ekins, P., Venn, A. (2006): Assessing innovation dynamics induced by environmental policy. London: Policy Studies Institute.

Ernst & Young (2006): Eco-industry, its size, employment, perspectives and barriers to growth in an enlarged EU. Final Report. Brüssel: Europäische Kommission, GD Umwelt.

Esty, D. C., Levy, M. A., Srebotnjak, T., Sherbinin, A. de, Kim, C. H., Anderson, B. (2006): Pilot 2006 Environmental Performance Index. New Haven: Yale Center for Environmental Law & Policy.

Europäische Kommission (2007): Bericht über den Aktionsplan für Umwelttechnologie (2005-2006). KOM(2007) 162 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2005): Zusammenarbeit für Wachstum und Arbeitsplätze. Ein Neubeginn für die Strategie von Lissabon. KOM(2005) 24 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäischer Rat (2007): Schlussfolgerungen des Vorsitzes. Europäischer Rat (Brüssel), 8./9. März 2007. Brüssel: Rat der Europäischen Union. Dok. 7224/07.

Europäischer Rat (2006): Schlussfolgerungen des Vorsitzes. Europäischer Rat (Brüssel), 23./24. März 2006. Brüssel: Rat der Europäischen Union. Dok. 7775/06.

Europäischer Rat (2005): Schlussfolgerungen des Vorsitzes. Europäischer Rat (Brüssel), 22./23. März 2005. Brüssel: Rat der Europäischen Union. Dok. 7619/05.

Gagelmann, F., Frondel, M. (2005): The Impact of Emissions Trading on Innovation – Science Fiction of Reality? European Environment 15 (4), S. 203-211.

Görlach, B., Knigge, M., Lückge, H. (2005): Wirkungen der Ökologischen Steuerreform auf Innovation und Marktdurchdringung. Band V des Endberichts für das Vorhaben: „Quantifizierung der Effekte der Ökologischen Steuerreform auf Umwelt, Beschäftigung und Innovation“. Berlin: Ecologic.

Günther, E., Klauke, I. (2004): Public procurement and its potentials for encouraging environmental innovation. In: Bundesministerium für Bildung und Forschung (Hrsg.): Sustainability, Innovation and Policy. Seeon Conference 2004. Berlin: BMBF, CD-ROM.

Gunningham, N., Grabosky, P. (1998): Smart Regulation. Designing Environmental Policy. Oxford: Clarendon Press.

Hauff, V., Scharpf, F. W. (1975): Modernisierung der Volkswirtschaft. Technologiepolitik als Strukturpolitik. Frankfurt a. M.: Europäische Verlagsanstalt.

Hekkert, M. P, Hoed, R. van den (2006). Competing Technologies and the Struggle towards a New Dominant Design: The Emergence of the Hybrid Vehicle at the Expense of the Fuel Cell Vehicle? Greener Management International 47, S. 29-47.

Henzelmann, T., Mehner, S., Zelt, T. (2007): Umweltpolitische Innovations- und Wachstumsmärkte aus Sicht der Unternehmen. Berlin: UBA, BMU. Umwelt, Innovation, Beschäftigung 02/07.

Hertin, J., Jacob, K., Kahlenborn, W. (2006): Fallstudien zur Innovationsorientierung ausgewählter europäischer Politiken. Bericht im Auftrag des Bundesumweltministeriums und des Umweltbundesamts. Berlin: Adelphi Research.

Hildén, M., Lepola, J., Mickwitz, P., Mulders, A., Palosaari, M., Similä, J., Sjöblom, S., Vedung, E. (2002): Evaluation of environmental policy instruments. A case study of the

Finnish pulp & paper and chemical industries. Helsinki: Finnish Environment Institute. Monographs of the Boreal Environment Research 21.

Holzinger, K., Knill, C., Schäfer, A. (2006): Rhetoric or Reality? „New Governance“ in EU Environmental Policy. European Law Journal 12 (3), S. 403-420.

Huber, J. (1982): Die verlorene Unschuld der Ökologie. Neue Technologien und superindustrielle Entwicklung. Frankfurt a. M.: Fischer.

IEA (International Energy Agency) (2007): Energy Policies of IEA Countries. 2006 Review. Paris: OECD/IEA.

IEA (2003): World Energy Investment Outlook. Paris: OECD/IEA.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2007): Summary for Policymakers. In: Metz, B., Davidson, O. R., Bosch, P. R., Dave, R., Meyer, L. A. (Hrsg.) (2007): Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, S. 1-24.

Jacob, K., Beise, M., Blazejczak, J., Edler, D., Haum, R., Jänicke, M., Löw, T., Petschow, U., Rennings, K. (2005): Lead Markets for Environmental Innovations. Heidelberg: Physica. ZEW Economic Studies 27.

Jänicke, M. (2008): Megatrend Umweltinnovation. Zur ökologischen Modernisierung von Wirtschaft und Staat. München: oekom verlag.

Jänicke, M. (1996): Was ist falsch an der Umweltpolitikdebatte? Kritik des umweltpolitischen Instrumentalismus. In: Altner, G., Mettler-von Meibom, B., Simonis, U. E., Weizsäcker, E. U. von (Hrsg.): Jahrbuch Ökologie 1997. München: Beck, S. 35-46.

Jänicke, M. (Hrsg.) (1985): Vor uns die Goldenen Neunziger Jahre? Langzeitprognosen auf dem Prüfstand. München: Piper.

Jänicke, M. (1984): Umweltpolitische Prävention als ökologische Modernisierung and Strukturpolitik. Berlin: WZB. IIUG Discussion Papers 84-1.

Jänicke, M. (Hrsg.) (1978): Umweltpolitik. Beiträge zur Politologie des Umweltschutzes. Opladen: Leske + Budrich.

Jänicke, M., Jacob, K. (Hrsg.) (2006): Environmental Governance in Global Perspective. New Approaches to Ecological and Political Modernisation. Berlin: Forschungsstelle für Umweltpolitik. FFU-Report 01-2006.

Jaffe, A. B., Newell, R. G., Stavins, R. N. (2004): Technology Policy for Energy and the Environment. In: Jaffe, A. B., Lerner, J., Stern, S. (Hrsg.): Innovation Policy and the Economy. Cambridge: MIT Press, S. 35-68.

Klemmer, P., Lehr, U., Löbbe, K. (Hrsg.) (1999): Umweltinnovationen: Anreize und Hemmnisse. Berlin: Analytica. Innovative Wirkungen umweltpolitischer Instrumente 2.

Kneese, A. V., Schultze, C. L. (1975): Pollution, prices, and public policy. Washington, DC: Brookings Institution.

Köppl, A. (2007): Dynamics in the Environmental Industry: The Case of Austria. Vortrag, Workshop „Environment – Innovation – Employment“ des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 19.-20.04.2007, Berlin.

Kuckartz, U., Rheingans-Heintze, A. (2006): Trends im Umweltbewusstsein – Umweltgerechtigkeit, Lebensqualität und persönliches Engagement. Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften.

Kuehr, R. (2007): Environmental Technologies – From Misleading Interpretations to an Operational Categorisation & Definition. Journal of Cleaner Production 15 (13-14), S. 1316-1320.

Kuik, O. (2006): Environmental Innovation Dynamics in the Automotive Industry. Amsterdam: Institute for Environmental Studies.

Kuntze, U., Walz, R., Corley, M., Kalb, H., Lang, J. Schön, M., Stahl, B. (1999): Innovationswirkungen ausgewählter Beispiele des Ordnungsrechts im Bereich der Umweltpolitik. In: Klemmer, P. (Hrsg.): Innovationen und Umwelt. Fallstudien zum Anpassungsverhalten in Wirtschaft und Gesellschaft. Berlin: Analytica, S. 235-259.

Lehr, U. (1999): Innovative Wirkungen umweltpolitischer Instrumente – das Beispiel des Energieverbrauchs der Privaten Haushalte. In: Klemmer, P. (Hrsg.): Innovationen und Umwelt. Fallstudien zum Anpassungsverhalten in Wirtschaft und Gesellschaft. Berlin: Analytica, S. 305-328.

Linscheidt, B. (1999): Innovationswirkungen von Umweltabgaben in der Industrie. In: Klemmer, P. (Hrsg.): Innovationen und Umwelt. Fallstudien zum Anpassungsverhalten in Wirtschaft und Gesellschaft. Berlin: Analytica, S. 155-165.

MITI (Ministry of International Trade and Industry) (1974): Direction for Japan’s Industrial Structure. Tokio: MITI.

Network of Heads of European Environment Protection Agencies (2005): The Contribution of Good Environmental Regulation to Competitiveness. Kopenhagen: EEA.

Oosterhuis, F. (2006a): Ex-post estimates of costs to business of EU environmental legislation. Final Report. Amsterdam: Institute for Environmental Studies.

Oosterhuis, F. (2006b): Energy efficient office appliances. A case study in the framework of the project ‘Assessing innovation dynamics induced by environment policy’. Amsterdam: Institute for Environmental Studies.

Oosterhuis, F. (2006c): Substitution of hazardous chemicals. A case study in the framework of the project ‘Assessing innovation dynamics induced by environment policy’. Amsterdam: Institute for Environmental Studies.

Porter, M. E. (1991): Nationale Wettbewerbsvorteile. Erfolgreich konkurrieren auf dem Weltmarkt. München: Droemer Knaur.

Porter, M. E., Linde, C. van der (1995): Green and Competitive: Ending the Stalemate. Harvard Business Review 73 (5), S. 120-134.

Prognos AG (1982): Euro Report 1983. Basel: Prognos AG.

Roediga-Schluga, T. (2004): The Porter Hypothesis and the Economic Consequences of Environmental Regulation. A Neo-Schumpeterian Approach. Cheltenham: Elgar.

Sarkis, J. (Hrsg.) (2006): Greening the Supply Chain. London: Springer.

Scheer, D., Rubik, F. (Hrsg.) (2006): Governance of integrated product policy. In search of sustainable production and consumption. Sheffield: Greenleaf Publishing.

Similä, J. (2002): Pollution Regulation and its Effects on Technological Innovations. Journal of Environmental Law 14 (2), S. 143-160.

SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2007): Klimaschutz durch Biomasse. Sondergutachten. Berlin: Erich Schmidt.

SRU (2006): Die nationale Umsetzung des europäischen Emissionshandels: Marktwirtschaftlicher Klimaschutz oder Fortsetzung der energiepolitischen Subventionspolitik mit anderen Mitteln? Berlin: SRU. Stellungnahme 11.

SRU (2002): Umweltgutachten 2002. Für eine neue Vorreiterrolle. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

Steenblik, R., Vaughan, S., Waide, P. (2006): Can Energy-Efficient Electrical Appliances be Considered „Environmental Goods”? Paris: OECD. OECD Trade and Environment Working Paper 2006-04.

Swedish Environmental Protection Agency (2005): The Top Runner Program in Japan – its effectiveness and implications for the EU. Stockholm: Swedish Environmental Protection Agency. Report 5515.

Tukker, A., Huppes, G., Guinée, J., Heijungs, R., Koning, A. de, Oers, L. van, Suh, S., Geerken, T., Holderbeke, M. van, Jansen, B., Nielsen, P. (2006): Environmental Impact of Products (EIPRO). Analysis of the life cycle environmental impacts related to the final consumption of the EU-25. Sevilla: IPTS. Technical Report EUR 22284 EN.

Weider, M. (2007): Technology Forcing – Verkehrspolitik und Umweltinnovation. In: Schöller, O., Canzler, W., Knie, A. (Hrsg.): Handbuch Verkehrspolitik. Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften, S. 663-686.

Zeddies, G. (2006): Gesamtwirtschaftliche Effekte der Förderung regenerativer Energien, insbesondere der Biomasse – Eine kritische Beurteilung vor dem Hintergrund modelltheoretischer Konzeptionen. Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 29 (2), S. 183-205.

ZEW (Zentrum für Europäische Wirtschaftsforschung) und FFU (Forschungsstelle für Umweltpolitik) (2007): Instrumente zur Förderung von Umweltinnovationen – Bestandsaufnahme, Bewertung und Defizitanalyse. Bericht an das Umweltbundesamt zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 206 14 132/01. Mannheim, Berlin: ZEW, Freie Universität Berlin.

Kapitel 3

ACEA (European Automobile Manufactures' Association) (2008): EU Economic Report. February 2008. Brüssel: ACEA.

Adger, N., Aggarwal, P., Agrawala, S., Alcamo, J., Allali, A., Anisimov, O., Arnell, N., Boko, M., Carter, T., Casassa, G., Confalonieri, U., Cruz, R. V., Alcaraz, E. de A., Easterling, W., Field, C., Fischlin, A., Fitzharris, B., García, C. G., Harasawa, H., Hennessy, K., Huq, S., Jones, R., Bogataj, L. K., Karoly, D., Klein, R., Kundzewicz, Z., Lal, M., Lasco, R., Love, G., Lu, X., Magrín, G., Mata, L. J., Menne, B., Midgley, G., Mimura, N., Mirza, M. Q., Moreno, J., Mortsch, L., Niang-Diop, I., Nicholls, R., Nováky, B., Nurse, L., Nyong, A., Oppenheimer, M., Patwardhan, A., Lankao, P. R., Rosenzweig, C., Schneider, S., Semenov, S., Smith, J., Stone, J., Ypersele, J.-P. van, Vaughan, D., Vogel, C., Wilbanks, T., Wong, P. P., Wu, S., Yohe, G. (2007): Technical Summary. In: IPCC (Hrsg.): Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, S. 23-78.

AGEB (Arbeitsgemeinschaft Energiebilanzen) (2008): Energieverbrauch in Deutschland im Jahr 2007. Berlin: AGEB.

Alcamo, J. (2007): Klimaänderung, Klimafolgen und Verwundbarkeit in Europa Ergebnisse aus dem IPCC. Vortrag, 3. Nationaler Workshop Klimawandel in Deutschland: Strategien der Anpassung, 06.11.2007, Dessau.

Alcamo, J., Moreno, J. M., Nováky, B., Bindi, M., Corobov, R., Devoy, R. J. N., Giannakopoulos, C., Martin, E., Olesen, J. E., Shvidenko, A. (2007): Europe. Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In: Parry, M. L., Canziani, O. F., Palutikof, J. P., Linden, P. J. van der, Hanson, C. E. (Hrsg.): Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, S. 541-580.

Anderson, K., Bows, A., Footitt, A. (2007): Aviation in a low-carbon EU: A research report by the Tyndall Centre, University of Manchester. Norwich: Tyndall Centre.

Arimura, T. H., Burtraw, D., Krupnick, A., Palmer, K. (2007): U.S. Climate Policy Developments. Washington, DC: Recources for the Future. RFF Discussion Paper 07-45.

Augst, H. J., Lütt, S., Thiessen, H., Wälter, T., Krütgen, J. (2007): Klimawandel in Schleswig Holstein. Folgen und Handlungsoptionen für den Naturschutz. Flintbek: Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig Holstein, Abteilung 3 Naturschutz und Landschaftspflege.

Azar, C., Dowlatabadi, H. (1999): A Review of Technical Change in Assessment of Climate Policy. Annual Review of Energy and Environment 24, S. 513-544.

Baake, R., Resch, J., Rosenkranz, G. (2007): Eingeknickt und zu kurz gesprungen. Bewertung des Regierungsentwurfs "Eckpunkte für ein integriertes Energie- und Klimaprogramm". Berlin: Deutsche Umwelthilfe.

Bachor, A. (2006): Erfolgsrezept für Energieversorger: Contracting für Kleinanlagen. Energiewirtschaftliche Tagesfragen 56 (3), S. 56-58.

Bade, M., Beckers, R., Behnke, A., Berg, H., Burger, A., Eichler, F., Erdmenger, C., Friedrich, A., Georgi, B., Hanhoff, I., Heinen, F., Jering, A., Hartschall, K., Kaschenz, H., Krause, B., Kühleis, C., Langrock, T., Mahrenholz, P., Mordziol, C., Nantke, H.-J., Paulini, I., Pichl, P., Saupe, S., Schneider, J., Schulz, D., Schwaab, K., Söker, M., Strohschein, J., Verron, H., Wehrspaun, M., Weiß, M., Westermann, B., Winzer, M. (2005): Die Zukunft in unseren Händen. 21 Thesen zur Klimaschutzpolitik des 21. Jahrhunderts und ihre Begründungen. Dessau: Umweltbundesamt. Climate Change 06/05.

Barker, T., Bashmakov, I., Alharti, A., Amann, M., Cifuentes, L., Drexhage, J., Duan, M., Edenhofer, O., Flannery, B., Grubb, M., Hoogwijk, M., Ibitoye, F. I., Jepma, C. J., Pizer, W. A., Yamaji, K. (2007a): Mitigation from a cross-sectoral perspective. In: IPCC (Hrsg.): Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, S. 619-690.

Barker, T., Bashmakov, I., Bernstein, L., Bogner, J. E., Bosch, P., Dave, R., Davidson, O., Fischer, B. S., Gupta, S., Halsnaes, K., Heij, B. J., Ribeiro, S. K., Kobayashi, S., Levine, M. D., Martino, D. L., Masera, O., Metz, B., Meyer, L., Nabuurs, G.-J., Najam, A., Nakicenovic, N., Rogner, H. H., Roy, J., Sathaye, J., Schock, R., Shukla, P., Sims, R. E. H., Smith, P., Tirpak, D. A., Urge-Vorsatz, D., Zhou, D. (2007b): Technical Summary. In: IPCC (Hrsg.): Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, S. 25-93.

Barthel, C., Bunse, M., Irrek, W., Thomas, S. (2006): Optionen und Potenziale für Endenergieeffizienz und Energiedienstleistungen. Kurzfassung. Enbericht im Auftrag der E.ON AG. Wuppertal: Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie.

Bayerischer Klimaforschungsverbund (1999): Klimaänderungen in Bayern und ihre Auswirkungen. München: Bayerischer Klimaforschungsverbund.

Beaucamp, G., Beaucamp, R. (2002): Überblick zur neuen Energieeinsparverordnung. Neue Zeitschrift für Miet- und Wohnungsrecht 5 (8), S. 323-326.

Beierkuhnlein, C., Foken, T. (Hrsg.) (2008): Klimawandel in Bayern. Auswirkungen und Anpassungsmöglichkeiten. Bayreuth: Bayreuther Zentrum für Ökologie und Umweltforschung. Bayreuther Forum Ökologie 113.

Bellamy, P. H., Loveland, P. J., Bradley, R. I., Lark, R. M., Kirk, G. J. D. (2005): Carbon losses from all soils across England and Wales 1978-2003. Nature 7056, S. 245-248.

Blok, K., Jager, D. de, Hendriks, C. (2001): Economic Evaluation of Sectoral Emission Reduction Objectives for Climate Change. Summary Report for Policy Makers. Brüssel: Europäische Kommission.

BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2006a): Agrarpolitischer Bericht der Bundesregierung 2006. Berlin: BMELV.

BMELV (2006b): Bericht über den Zustand des Waldes 2006. Ergebnisse des forstlichen Umweltmonitorings. Berlin: BMELV.

BMELV (2006c): Nationaler Strategieplan der Bundesrepublik Deutschland für die Entwicklung ländlicher Räume 2007-2013. Berlin: BMELV.

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2008): Bundesregierung startet Integriertes Energie- und Klimaprogramm. Umwelt, Sonderteil 2008 (1), S. II-XII.

BMU (2007a): Das Integrierte Energie- und Klimaprogramm der Bundesregierung. Berlin: BMU. Hintergrundpapier. http://www.bmu.de/klimaschutz/downloads/doc/40515.php (17.12.2007).

BMU (2007b): Entwurf eines Gesetzes zur Änderung der Rechtsgrundlagen zum Emissionshandel im Hinblick auf die Zuteilungsperiode 2008 bis 2012. Gesetzestext mit Begründung in der Fassung des Kabinettsbeschlusses vom 18. April 2007. Berlin: BMU.
http://www.bmu.de/pressemitteilungen/aktuelle_pressemitteilungen/pm/39176.php (18.04.2007).

BMU (2007c): Fördergeld für Energieeffizienz und erneuerbare Energien. Programme - Ansprechpartner - Adressen. Berlin: BMU.

BMU (2007d): Gesetz zur Änderung der Rechtsgrundlagen zum Emissionshandel im Hinblick auf die Zuteilungsperiode 2008 bis 2012. Berlin: BMU. http://www.bmu.de/emissionshandel/downloads/doc/39620.php (03.08.2007).

BMU (2007e): GreenTech made in Germany. Umwelttechnologie-Atlas für Deutschland. München: Vahlen.

BMU (2007f): Klimaagenda 2020: Der Umbau der Industriegesellschaft. Berlin: BMU. Hintergrundpapier. http://www.bmu.de/klimaschutz/downloads/doc/39238.php.

BMU (2007g): Klimaagenda 2020: Klimapolitik der Bundesregierung nach den Beschlüssen des Europäischen Rates. Klimaschutz bedeutet Umbau der Industriegesellschaft. Bundesumweltminister Sigmar Gabriel, Regierungserklärung, 26.04.2007, Deutscher Bundestag. Berlin: BMU. http://www.bmu.de/reden/bundesumweltminister_sigmar_gabriel/doc/39239.php.

BMU (2006): Nationaler Allokationsplan 2008-2012 für die Bundesrepublik Deutschland. Berlin: BMU. http://www.bmu.de/emissionshandel/downloads/doc/36957.php (28.06.2006).

BMU, BMBF (Bundesministerium für Bildung und Forschung) (2006): Bericht der Arbeitsgruppe 3 "Forschung und Energieeffizienz" zum Energiegipfel am 9. Oktober 2006. Berlin: BMU. http://www.bmu.de/energieeffizienz/aktionsprogramm_energieeffizienz/doc/37830.php (13.02.2007).

BMU, BMWi (Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie) (2006): Energieversorgung für Deutschland. Statusbericht für den Energiegipfel am 3. April 2006. Berlin: BMWi, BMU.

BMU (o. J.): CO_2-Emissionen neuer Pkw in g/km 1995-2006. Tabellenblatt. Berlin: BMU. http://www.erneuerbare-energien.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/verk_co2_pkw_neu.pdf (19.03.2008).

BMVEL (Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) (2005): Bericht zum Klimaschutz im Bereich Land- und Forstwirtschaft. Berlin: BMVEL.

BMWi (Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie) (2007a): Energiedaten. Nationale und internationale Entwicklung. Berlin: BMWi. http://www.bmwi.de/BMWi/Navigation/Energie/Energiestatistiken/energiedaten,did=51884.html (23.01.2007).

BMWi (2007b): Nationaler Energieeffizienz-Aktionsplan (EEAP) der Bundesrepublik Deutschland. Berlin: BMWi.

BMWi (2006): Vorschlag für ein 10-Punkte-Programm für mehr Energieeffizienz im Nachfragebereich. Berlin: BMWi. http://www.bmwi.de/BMWi/Navigation /energie,did=143426.html (05.10.2006).

BMWi, BMU (2007): Bericht zur Umsetzung der in der Kabinettsklausur am 23./24.08.2007 in Meseberg beschlossenen Eckpunkte für ein Integriertes Energie- und Klimaprogramm. Berlin: Bundesregierung.

BMWi, BMU, BMBF (2007): Entwicklungsstand und Perspektiven von CCS-Technologien in Deutschland. Gemeinsamer Bericht des BMWi, BMU und BMBF für die Bundesregierung. Berlin: BMWi.

Böhringer, C., Hoffmann, T., Manrique-de-Lara-Penate, C. (2006): The efficiency costs of separating carbon markets under the EU emissions trading scheme: A quantitative assessment for Germany. Energy Economics 28 (1), S. 44-61.

Brandt, H. (2004): Kosten und Auswirkungen der gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) in Deutschland. Berlin: Oxfam Deutschland.

Buchner, B. (2007): The economic aspects of linking trading schemes. Vortrag, Fourth meeting of the ECCP working group on emissions trading, 14.06.2007, Brüssel.

Bundesrat (2007): Gesetz zur Änderung der Rechtsgrundlagen zum Emissionshandel im Hinblick auf die Zuteilungsperiode 2008 bis 2012. Berlin: Bundesrat. Drucksache 443/07.

Bundesregierung (2007a): Eckpunkte für ein integriertes Energie- und Klimaprogramm. Berlin: Bundesregierung.

Bundesregierung (2007b): Klimaschutz. Berlin: Bundesregierung. http://www.bundesregierung.de/Webs/Breg/DE/ThemenAZ/Klimaschutz/klimaschutz (21. August 2007).

Bundesregierung (2006): Wachstum und Verantwortung - Leitmotiv der deutschen G8-Präsidentschaft. Berlin: Bundesregierung. http://www.g-8.de/Webs/G8/DE /G8Gipfel/Agenda/agenda.html (16.04.2007).

Bundesregierung (2002): Perspektiven für Deutschland. Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. Berlin: Presse- und Informationsamt der Bundesregierung.

Bürger, V., Wiegmann, K. (2007): Energieeinsparquote und Weiße Zertifikate. Freiburg: Öko-Institut. Arbeitspapier.

Burgi, M., Selmer, P. (2007): Verfassungswidrigkeit einer entgeltlichen Zuteilung von Emissionszertifikaten. Stuttgart: Boorberg. Bochumer Beiträge zum Berg- und Energierecht 48.

Butterbach-Bahl, K., Rothe, A., Papen, H. (2002): Effect of tree distance on N_2O- and CH_4-fluxes from soils in temperate forest ecosystems. Plant and Soil 240 (1), S. 91-103.

Cames, M., Deuber, O., Rath, U. (2004): Emissionshandel im internationalen zivilen Luftverkehr. Berlin: Öko-Institut.

CarboEurope IP (2004a): Greenhouse Gas Emissions from European Croplands. Jena: Max-Planck-Institut für Biogeochemie. http://www.carboeurope.org/ (13.03.2008).

CarboEurope IP (2004b): Specific Study on Forest Greenhouse Gas Budget. Jena: Max-Planck-Institut für Biogeochemie. http://www.carboeurope.org/ (13.03.2008).

CDU, CSU, SPD (2005): Gemeinsam für Deutschland - mit Mut und Menschlichkeit. Koalitionsvertrag zwischen CDU, CSU und SPD. Berlin. http://www.bundesregierung.de/nsc_true/Content/DE/__Anlagen/koalitionsvertrag,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/koalitionsvertrag (13.02.2007).

CE Delft, Germanischer Loyd, MARINTEK, Det Norske Veritas (2006): Greenhouse Gas Emissions for Shipping and Implementation Guidance for the Marine Fuel Sulphur Directive. Delft: CE Delft.

Christensen, T. R., Friborg, T. (Hrsg.) (2004): EU Peatlands: Current Carbon Stocks and Trace Gas Fluxes. University of Lund. Carbo Europe Report SS4.

Cline, W. R. (2005): The Costs of Inaction with Respect to Climate Change. Paris: OECD. EPOC High-Level Special Session on the Costs of Inaction.

Coninck, H. d., Anderson, J., Curnow, P., Flach, T., Flagstad, O.-A., Groenenberg, H., Norton, C., Reiner, D., Shackley, S. (2006): Acceptability of CO_2 capture and storage. A review of legal, regulatory, economic and social aspects of CO_2 capture and storage. Petten: Energy reseach Centre of the Netherlands. ECN Working Paper ECN-C--06-026.

Cramer, W. (2007): Die wesentlichen Aussagen des Berichtes der Arbeitsgruppe II des IPCC. Vortrag, Nationaler Workshop zum Bericht der Arbeitsgruppe II des IPCC, 16.04.2007, Potsdam.

Davies, C. (2007): Report on the Community Strategy to reduce CO_2 emissions from passenger cars and light commercial vehicles. Brüssel: Europäisches Parlament. A6-0343/2007.

Defra (Department for Environment Food and Rural Affairs) (2007): Carbon Emissions Reduction Target April 2008 to March 2011. Consultation Proposals. London: Defra.

DEHSt (Deutsche Emissionshandelsstelle) (2007): Kohlendioxidemissionen der emissionshandelspflichtigen Anlagen im Jahr 2006. Berlin: DEHSt.

http://www.dehst.de/cln_011/nn_476194/SharedDocs/Downloads/DE/Emissionsberichterstattung__2006/Auswertung__Ist-Emissionen__VET__2006,templateId=raw, property =publicationFile.pdf/Auswertung_Ist-Emissionen_VET_2006.pdf (11.05.2007).

DEHSt (2005): Implementation of Emissions Trading in the EU: National Allocation Plans of all EU States. Berlin: DEHSt. http://www.dehst.de/cln_007/nn_76140/DE/Service/Downloads/downloads__node.html__nnn=true (5. Januar 2006).

dena (Deutsche Energie-Agentur) (2007): Zukunft Haus. Berlin: dena. http://www.contractingoffensive.de/page/index.php?id=2241 (19.02.2007).

Denman, K. L., Brasseur, G., Chidthaisong, A., Ciais, P., Cox, P. M., Dickinson, R. E., Hauglustaine, D., Heinze, C., Holland, E., Jacob, D., Lohmann, U., Ramachandran, S., da Silva Dias, P. L., Wofsy, S. C., Zhang, X. (2007): Couplings Between Changes in the Climate System and Biogeochemistry. In: IPCC (Hrsg.): Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, S. 499-587.

Deutscher Bundestag (2007): Beschlussempfehlung und Bericht des Ausschusses für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (16. Ausschuss) 1. zu dem Gesetzentwurf der Fraktionen CDU/CSU und SPD und 2. zu dem Gesetzentwurf der Bundesregierung: Entwurf eines Gesetzes zur Änderung der Rechtsgrundlagen zum Emissionshandel im Hinblick auf die Zuteilungsperiode 2008 bis 2012. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 16/5769.

Deutscher Bundestag (2005): Nationales Klimaschutzprogramm. Sechster Bericht der Interministeriellen Arbeitsgruppe "CO_2-Reduktion". Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 15/5931.

Deutscher Bundestag (1994): Schlußbericht der Enquete-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre" zum Thema mehr Zukunft für die Erde - Nachhaltige Energiepolitik für dauerhaften Klimaschutz. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 12/8600.

Didden, M. H., D'haeseleer, W. D. (2003): Demand Side Management in a competitive European market: Who should be responsible for its implementation? Energy Policy 31 (13), S. 1307-1314.

Dietrich, L. (2007): CO_2-Abscheidung und Ablagerung (CAA) im deutschen und europäischen Energieumweltrecht. Baden-Baden: Nomos. Forum Energierecht 12.

DOE (U.S. Department of Energy) (2008): DOE Announces Restructured FutureGen Approach to Demonstrate CCS Technology at Multiple Clean Coal Plants. Washington, DC: DOE. http://www.energy.gov/news/5912.htm (11.02.2008).

Döll, P. (2007): Einfluss des Klimawandels auf die Wasserressourcen. Vortrag, Nationaler Workshop zum Bericht der Arbeitsgruppe II des IPCC, 16.04.2007, Potsdam.

Doll, C., Eichhammer, W., Fleiter, T., Ragwitz, M., Schade, W., Schleich, J., Schlomann, B., Sensfuss, F., Walz, R., Wietschel, M., Harthan, R. O., Matthes, F. C., Hansen, P., Kleemann, M., Markewitz, P., Martinsen, D., Ziesing, H.-J., Jakob, M. (2008): Wirtschaftlicher Nutzen des Klimaschutzes. Kostenbetrachtung ausgewählter Einzelmaßnahmen der Meseberger Beschlüsse zum Klimaschutz. Karlsruhe, Berlin, Jülich, Zürich: Fraunhofer ISI, Forschungszentrum Jülich, Öko-Institut, ETH Zürich.

Doyle, U., Ristow, M. (2006): Biodiversitäts- und Naturschutz vor dem Hintergrund des Klimawandels. Für einen dynamischen integrativen Schutz der biologischen Vielfalt. Naturschutz und Landschaftsplanung 38 (4), S. 101-107.

Doyle, U., Vohland, K., Rock, J., Schümann, K., Ristow, M. (2007): Nachwachsende Rohstoffe - eine Einschätzung aus Sicht des Naturschutzes. Natur und Landschaft 82 (12), S. 529-535.

DRL (Deutscher Rat für Landespflege) (2006): Die Auswirkungen erneuerbarer Energien auf Natur und Landschaft. Bonn: DRL. Schriftenreihe des deutschen Rates für Landespflege 79.

Drösler, M. (2005): Trace gas exchange and climatic relevance of bog ecosystems, Southern Germany. München, Technische Universität, Lehrstuhl für Vegetationsökologie, Department für Ökologie, Dissertation.

DTI (Department of Trade and Industry) (2007): Meeting the Energy Challenge. A White Paper on Energy. London: DTI.

Dudenhöfer, F. (2007): Emissionshandel für die Autoindustrie. Ifo Schnelldienst 60 (5), S. 20-24.

Duscha, M., Seebach, D., Grießmann, B. (2006): Politikinstrumente zur Effizienzsteigerung von Elektrogeräten und -anlagen in Privathaushalten, Büros und im Kleinverbrauch. Dessau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 20/06.

ECCJ (Energy Conservation Center Japan) (2006): Top Runner Program. Tokio: ECCJ. http://www.eccj.jp/top_runner/index.hmtl (13.11.2007).

Ecofys (2007): Grobanalyse der mit den Maßnahmen des Eckpunkteplans "Integriertes Energie- und Klimaprogramm" (Entwurf vom 16.8.2007 von 20:00 h) bis 2020 im Inland erreichbaren Treibhausgasemissionsreduktionen. Nürnberg: Ecofys.

http://www.ecofys.de/de/news/documents/Klima-EckpunkteplanAnalyseEcofys-Greenpeace.pdf.

Edenhofer, O., Flachsland, C., Marschinski, R. (2007): Wege zu einem globalen CO_2-Markt. Eine ökonomische Analyse. Potsdam: PIK.

EEA (European Environment Agency) (2007a): Annual European Community greenhouse gas inventory 1990-2005 and inventory report 2007. Kopenhagen: EEA. Technical report 7/2007.

EEA (2007b): Assessing water quality in Europe using stratification techniques - Results of a prototype application using French data. Kopenhagen: EEA. EEA Technical report 10/2007.

EEA (2007c): Greenhouse gas emission trends and projections in Europe 2007. Kopenhagen: EEA. EEA Report 5/2007.

EEAC (European Advisory and Sustainable Development Councils) (2007): Energy Efficiency. Key pillar for a competitive, secure and environmentally friendly European Energy Policy. Brüssel: EEAC. EEAC Statement.

Eekhoff, J. (2006): Wohnungs- und Bodenmarkt. 2., neubearb. Auflage. Tübingen: Mohr Siebeck.

Ellis, M. (2007): Experience with Energy Efficiency Regulation for Electrical Equipment. Paris: IEA. IEA Information Paper.

EURACOAL (European Association for Coal and Lignite) (2006): Euracoal's Market Report. Brüssel: EURACOAL. http://euracoal.be/newsite/report.php (08.11.2007).

Europäische Kommission (2008a): Accompanying Document to the Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on the geological storage of carbon dioxide. Impact Assessment. COM(2008) XXX. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2008b): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament und den Rat über die erste Bewertung der durch die Richtlinie 2006/32/EG über Endenergieeffizienz und Energiedienstleistungen vorgeschriebenen nationalen Energieeffizienz-Aktionspläne. Gemeinsame Fortschritte bei der Energieeffizienz. KOM(2008) 11 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2008c): Proposal for a decision of the European Parliament and of the Council on the effort of Member States to reduce their greenhouse gas emissions to meet the Community's greenhouse gas emission reduction commitments up to 2020. COM(2008) 17 final. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2008d): Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über die geologische Speicherung von Kohlendioxid und zur Änderung der Richtlinien 85/337/EWG und 96/61/EG des Rates sowie der Richtlinien 2000/60/EG, 2001/80/EG, 2004/35/EG, 2006/12/EG und der Verordnung (EG) Nr. 1013/2006. KOM(2008) 18 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2008e): Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Richtlinie 2003/87/EG zwecks Verbesserung und Ausweitung des EU-Systems für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten. KOM(2008) 16 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2007a): Accompanying document to the Proposal from the Commission to the European Parliament and Council for a regulation to reduce CO_2 emissions from passenger cars. Impact Assessment. SEC(2007) 1723. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2007b): Begrenzung des globalen Klimawandels auf 2 Grad Celsius. Der Weg in die Zukunft bis 2020 und darüber hinaus. KOM(2007) 2 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2007c): Ein wettbewerbsfähiges Kfz-Regelungssystem für das 21. Jahrhundert. Stellungnahme der Kommission zum Schlussbericht der hochrangigen Gruppe CARS 21. KOM(2007) 22 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2007d): Eine Energiepolitik für Europa. KOM(2007) 1 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2007e): Ergebnisse der Überprüfung der Strategie der Gemeinschaft zur Minderung der CO_2-Emissionen von Personenkraftwagen und leichten Nutzfahrzeugen. KOM(2007) 19 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2007f): Vorschlag für eine Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates zur Festsetzung von Emissionsnormen für neue Personenkraftwagen im Rahmen des Gesamtkonzepts der Gemeinschaft zur Verringerung der CO_2-Emissionen von Personenkraftwagen und leichten Nutzfahrzeugen. KOM(2007) 856 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2006a): Aktionsplan für Energieeffizienz: Das Potenzial ausschöpfen. KOM(2006) 545 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2006b): Entscheidung der Kommission vom 29. November 2006 über den nationalen Plan zur Zuteilung von Treibhausgasemissionszertifikaten,

den Deutschland gemäß der Richtlinie 2003/87/EG des Europäischen Parlaments und des Rates übermittel hat. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2006c): Errichtung eines globalen Kohlenstoffmarkts - Bericht nach Maßgabe von Artikel 30 der Richtlinie 2003/87/EG. KOM(2006) 676 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2006d): Mitteilung der Kommission an den Rat und an das Europäische Parlament über die Bewertung der nationalen Pläne für die Zuteilung von Zertifikaten für Treibhausgasemissionen im zweiten Zeitraum des EU-Emissionshandelssystems. KOM(2006) 725 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2006e): Umsetzung der Gemeinschaftsstrategie zur Verminderung der CO_2-Emissionen von Kraftfahrzeugen: Sechster Jahresbericht über die Wirksamkeit der Strategie. KOM(2006) 463 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2006f): Umsetzung der Gemeinschaftsstrategie zur Verminderung der CO_2-Emissionen von Kraftfahrzeugen: Sechster Jahresbericht über die Wirksamkeit der Strategie. Begleitendes Dokument zu KOM(2006) 463 endg. SEK(2006) 1078. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2006g): Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Richtlinie 2003/87/EG zwecks Einbeziehung des Luftverkehrs in das System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft. KOM(2006) 818 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2005a): Grünbuch über Energieeffizienz oder Weniger kann mehr sein. KOM(2005) 265 endg./2. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2005b): Strategie für eine erfolgreiche Bekämpfung der globalen Klimaänderung. KOM(2005) 35 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2005c): Verringerung der Klimaauswirkungen des Luftverkehrs. KOM(2005) 459 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2002): Fiscal Measures to reduce CO_2 Emission from New Passenger Cars. Brüssel: Europäische Kommission. Final Report.

Europäischer Rat (2008): Schlussfolgerungen des Vorsitzes. Europäischer Rat (Brüssel), 13./14. März 2008. Brüssel: Rat der Europäischen Union. 7652/08.

Europäischer Rat (2007): Schlussfolgerungen des Vorsitzes. Europäischer Rat (Brüssel), 8./9. März 2007. Brüssel: Rat der Europäischen Union. Dok. 7224/1/07 REV 1.

Eurostat (Statistisches Amt der Europäischen Gemeinschaften) (2006): Energieintensität der Wirtschaft. Luxemburg: Eurostat. http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page?_pageid=1996,45323734&_dad=portal&_schema=PORTAL&screen=welcomeref&open=/&product=STRIND_ENVIRO&depth=3 (19.01.2007).

EUtech (EUtech Energie & Management GmbH) (2007): Bewertung und Vergleich mit dem Greenpeace Energiekonzept "Plan B". Das Integrierte Energie- und Klimaprogramm der Bundesregierung (Meseberger-Beschlüsse). Aachen: EUtech.

Farinelli, U., Johansson, T. B., McCormick, K., Mundaca, L., Oikonomou, V., Örtenvik, M., Patel, M., Santi, F. (2005): "White and Green": Comparison of market-based instruments to promote energy efficiency. Journal of Cleaner Production 13 (10-11), S. 1015-1026.

Fisher, B. S., Nakicenovic, N., Knut, A., Corfee Morlot, J., de la Chesnaye, F., Hourcade, J.-C., Jiang, K., Kainuma, M., La Rovere, E., Matysek, A., Rana, A., Riahi, K., Richels, R., Rose, S., van Vuuren, D., Warren, R. (2007): Issues related to mitigation in the long-term context. In: IPCC (Hrsg.): Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, S. 169-250.

Fleischhauer, M., Bornefeld, B. (2006): Klimawandel und Raumplanung. Ansatzpunkte der Raumordnung und Bauleitplanung für den Klimaschutz und die Anpassung an den Klimawandel. Raumforschung und Raumordnung 64 (3), S. 161-171.

Flessa, H., Beese, F., Brumme, R., Priesack, E., Przemeck, E., Lay, J. P. (1998): Freisetzung und Verbrauch der klimarelevanten Spurengase N_2O und CH_4 beim Anbau nachwachsender Rohstoffe. Osnabrück: Zeller. Initiativen zum Umweltschutz 11.

Fließbach, A., Oberholzer, H.-R., Gunst, L., Mäder, P. (2006): Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. Agriculture, Ecosystems and Environment 118 (1-4), S. 273-284.

Foljanty-Jost, G. (1995): Ökonomie und Ökologie in Japan. Politik zwischen Wachstum und Umweltschutz. Opladen: Leske + Budrich.

Franz, O., Wissner, M., Büllingen, F., Gries, C.-I., Cremer, C., Klobasa, M., Sensfuß, F., Kimpeler, S., Baier, E., Lindner, T., Schäffler, H., Roth, W., Thoma, M. (2006): Potenziale der Informations- und Kommunikations-Technologien zur Optimierung der Energieversorgung und des Energieverbrauchs (eEnergy). Studie für das Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie (BMWi). Bad Honnef: wik-Consult, Fraunhofer ISI, Fraunhofer ISE.

Freibauer, A., Schrumpf, M. (2006): Ergebnisse aus dem EU-Projekt CarboEurope zu Fragen der standortgerechten Bodennutzung und des Klimaschutzes. In: Umweltbundesamt (Hrsg.): UBA-Workshop: Klimaänderungen - Herausforderungen für den Bodenschutz am 28. und 29. September 2005. Dessau: UBA. UBA-Texte 06/06, S. 137-147.

Frenz, W. (2005): Emissionshandelsrecht. Kommentar zum TEHG und ZuG. Berlin: Springer.

Fritz, P. (Hrsg.) (2006): Ökologischer Waldumbau in Deutschland. München: oekom verlag.

Gaudioso, D. (2006): Work Package 3.1. White Certificate Schemes and European Emissions Trading System. Mailand: EuroWhiteCert Project.

GdW (GdW Bundesverband deutscher Wohnungs- und Immobilienunternehmen) (2006): Was kann und soll ein Energieausweis für Wohngebäude leisten? Ergebnisse eines Praxistests. Berlin: GdW.

Geller, H., Attali, S. (2005): The Experience with Energy Efficiency Policies and Programmes in IEA Countries. Learning from the Critics. Paris: IEA. IEA Information Paper.

Gerstengarbe, F.-W., Werner, P. C., Hauf, Y. (2004): Erstellung regionaler Klimaszenarien für Nordrhein-Westfalen. Potsdam: Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung.

Gerstengarbe, F.-W., Badeck, F., Hattermann, F., Krysanova, V., Lahmer, W., Lasch, P., Stock, M., Suckow, F., Wechsung, F., Werner, P. C. (2003): Studie zur klimatischen Entwicklung im Land Brandenburg bis 2055 und deren Auswirkungen auf den Wasserhaushalt, die Forst- und Landwirtschaft sowie die Ableitung erster Perspektiven. Potsdam: Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung. PIK Report 83.

Geschäftsbereich des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft (2005): Klimawandel in Sachsen. Sachstand und Ausblick. Dresden: Saxoprint.

Gisi, U. (1997): Bodenökologie. 2., neu bearb. und erw. Auflage. Stuttgart: Thieme.

Graß, R., Reulein, J., Scheffer, K., Wachendorf, M. (2007): Innovatives Nutzungsverfahren zur energetischen Verwertung von Biomassen aus naturschutzfachlich bedeutsamen Landschaften. In: Zikeli, S. (Hrsg.): Zwischen Tradition und Globalisierung. Beiträge zur 9. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau Universität Hohenheim, 20.-23.03.2007. Bd. 1. Berlin: Köster, S. 125-128.

Grubb, M., Vrolijk, C., Brack, D. (1999): The Kyoto Protocol: A Guide and Assessment. London: Royal Institute of International Affairs.

Gupta, S., Tirpak, D. A., Burger, N., Gupta, J., Höhne, N., Boncheva, A. I., Kanoan, G. M., Kolstad, C., Kruger, J. A., Michalowa, A., Murase, S., Pershing, J., Saijo, T., Sari, A. (2007): Policies, Instruments and Co-operative Arrangements. In: IPCC (Hrsg.): Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, S. 745-807.

Hampicke, U. (2003): The capacity to solve problems as a rationale for intertemporal discounting. International Journal of Sustainable Development 6 (1), S. 98-116.

Hans-Böckler-Stiftung, DGB-Bundesvorstand (Hrsg.) (2006): Der EnergieSparFond für Deutschland. Düsseldorf: Hans-Böckler-Stiftung.

Hargrave, T. (2002): Identifying the Proper Incidence of Regulation in a European Union Greenhouse Gas Emissions Allowance Trading System. Washington, DC: Center for Clean Air Policy.

Hargrave, T. (2000): An Upstream/Downstream Hybrid Approach to Greenhouse Gas Emissions Trading. Washington, DC: Center for Clean Air Policy. Airlie Carbon Trading Papers.

Hargrave, T. (1998): US Carbon Emissions Trading: Description of an Upstream Approach. Washington, DC: Center for Clean Air Policy.

Hargrave, T., Festa, D., Keller, S. (1998): Accounting for non-fuel uses of fossil fuels in an upstream carbon trading system. Washington, DC: Center for Clean Air Policy.

Harrison, D., Sorrel, S., Radov, D., Klevnas, P., Foss, A. (2005): Interactions of the EU ETS with Green and White Certificate Schemes. London: NERA Economic Consulting.

Heiland, S., Geiger, B., Rittel, K., Steinl, C., Wieland, S. (2008): Der Klimawandel als Herausforderung für die Landschaftsplanung. Naturschutz und Landschaftsplanung 40 (2), S. 37-41.

Heister, J., Michaelis, P., Klepper, G., Krämer, H. R., Mohr, E., Neu, A. D., Schmidt, R., Weichert, R. (1990): Umweltpolitik mit handelbaren Emissionsrechten - Möglichkeiten zur Verringerung der Kohlendioxid- und Stickoxidemissionen. Tübingen: Mohr. Kieler Studien 237.

Hentrich, S., Matschoss, P. (2006): Emissionshandel in Deutschland - Klimaschutz im Schatten von Lobbyismus und Industriepolitik. Energiewirtschaftliche Tagesfragen 56 (10), S. 50-53.

Hertle, H., Duscha, M., Eisenmann, L., Bliss, U. (2005): Verbrauchs- oder Bedarfspass? Anforderungen an den Energiepass für Wohngebäude aus Sicht privater Käufer und Mieter. Heidelberg: IFEU.

Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz (2007): Klimaschutzkonzept Hessen 2012. Wiesbaden: Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz.

Heuser, I. L. (2005): Europäisches Bodenschutzrecht. Entwicklungslinien und Maßstäbe der Gestaltung. Berlin: Erich Schmidt. Umwelt- und Technikrecht 80.

Höhne, N. (2006): What is next after the Kyoto Protocol? Assessment of options for international climate policy post 2012. Amsterdam: Techne Press.

Höhne, N., Phylipsen, D., Moltmann, S. (2006): Factors underpinning future action. Köln: Ecofys.

Höhne, N., Phylipsen, D., Ullrich, S., Blok, K. (2005): Options for the second commitment period of the Kyoto Protocol. Berlin: Umweltbundesamt. Climate Change 02/05.

Höltermann, A. (2006): Wald, Naturschutz und Klimawandel: Handeln angesichts ungewisser Zukunft. In: Höltermann, A., Hiermer, J. D. (Hrsg.): Wald, Naturschutz und Klimawandel. Ein Workshop zur Zukunft des Naturschutzes im Wald vor dem Hintergrund des globalen Klimawandels. Bonn: BfN. BfN-Skripten 185, S. 5-9.

Hyvönen, R., Ågren, G. I., Linder, S., Persson, T., Cotrufo, M. F., Ekblad, A., Freeman, M., Grelle, A., Janssens, I. A., Jarvis, P. G., Kellomäki, S., Lindroth, A., Loustau, D., Lundmark, T., Norby, R. J., Oren, R., Pilegaard, K., Ryan, M. G., Sigurdsson, B. D., Strömgren, M., Marcel, O. v., Wallin, G. (2007): The likely impact of elevated [CO2], nitrogen deposition, increased temperature and management on carbon sequestration in temperate and boreal forest ecosystems: a literature review. New Phytologist 173 (3), S. 463-480.

ICAP (International Carbon Action Partnership) (2007): International Carbon Action Partnership. Berlin: ICAP. http://www.icapcarbonaction.com/ (08.02.2008).

ICCT (International Council on Clean Transportation) (2007): Passenger Vehicle Greenhouse Gas and Fuel Economy Standards: A Global Update. Washington, DC: ICCT.

IEA (International Energy Agency) (2007a): Energy Policies of IEA Countries. 2006 Review. Paris: IEA.

IEA (2007b): Energy Technologies at the Cutting Edge. Paris: IEA.

IEA (2007c): The United Kingdom. 2006 Review. Paris: IEA. Energy Policies of IEA Countries.

IEA (2007d): World Energy Outlook 2007. Paris: IEA.

IEA (2006a): Energy Balances of OECD Countries 2003-2004. Paris: OECD/IEA.

IEA (2006b): Energy Technology Perspectives 2006. Paris: OECD/IEA.

IEA (2006c): World Energy Outlook 2006. Paris: OECD/IEA.

IEA (2005): Roadmapping Coal's Future. Zero Emissions Technologies for Fossil Fuels. Paris: IEA.

IEA (2004): Oil Crises and Climate Challenges. 30 Years of Energy Use in IEA Countries. Paris: OECD/IEA.

IEA (2003): Cool Appliances. Policy Strategies for Energy Efficient Homes. Paris: OECD/IEA.

ifs (Institut für Städtebau, Wohnungswirtschaft und Bausparwesen) (2006): Pro-Kopf-Wohnfläche weiter gestiegen. Berlin: ifs.

IISD (International Institute for Sustainable Development) (2007): Summary of the Thirteenth Conference of the Parties to the UN Framework Convention on Climate Change and Third Meeting of the Parties to the Kyoto Protocol: 3-15 December 2007. Earth Negotiations Bulletin 12 (354), S. 1-22. http://www.iisd.ca/vol12/ (14.01.2008).

IISD (2006): Summary of the Twelfth Conference of the Parties to the UN Framework Convention on Climate Change and Second Meeting of the Parties to the Kyoto Protocol: 6-17 November 2006. Earth Negotiations Bulletin 12 (318). http://www.iisd.ca/vol12/enb12318e.html (01.06.2007).

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2007a): Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press.

IPCC (2007b): Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press.

IPCC (2007c): Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press.

IPCC (2007d): Summary for Policy Makers. In: IPCC (Hrsg.): Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, S. 7-22.

IPCC (2007e): Summary for Policy Makers. In: IPCC (Hrsg.): Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment

Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, S. 1-18.

IPCC (2007f): Summary for Policy Makers. In: IPCC (Hrsg.): Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, S. 1-23.

IPCC (2005a): IPCC Special Report on Carbon Dioxide Capture and Storage. Prepared by the Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press.

IPCC (2005b): Summary for Policy Makers. In: IPCC (Hrsg.): IPCC Special Report on Carbon Dioxide Capture and Storage. Prepared by the Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press.

IPCC (2000a): Emissions Scenarios. A special report of Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Summary for Policymakers. Genf: IPCC. IPCC Special Report.

IPCC (2000b): Special Report on Emissions Scenarios. A special report of Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press.

Irastorza, V. (2005): New metering enables simplified and more efficient rate structures. Electricity Journal 18 (10), S. 53-61.

Jänicke, M. (2008): Megatrend Umweltinnovation. Zur ökologischen Modernisierung von Wirtschaft und Staat. München: oekom verlag.

Jänicke, M. (2007): The Japanese Top Runner and the EuP Standard. Vortrag, Europe INNOVA Thematic Workshop "Putting knowledge into practice: Supporting and financing eco-innovative companies", 31.01.2007, Brüssel.

Jänicke, M., Jakob, K. (Hrsg.) (2006): Environmental Governance in Global Perspective - New Approaches to Ecological and Political Modernsation. Berlin: Freie Universität.

Janssens, I. A., Freibauer, A., Schlamadinger, B., Ceulemans, R., Ciais, P., Dolman, A. J., Heimann, M., Nabuurs, G. J., Smith, P., Valentini, R., Schulze, E. D. (2005): The carbon budget of terrestrial ecosystems at country-scale - a European case study. Biogeosciences 2005 (2), S. 15-26.

Jones, C., Cox, P., Huntingford, C. (2005): Impact of Climate-Carbon Cycle Feedbacks on Emission Scenarios to Achieve Stabilisation. Vortrag, Symposium, Avoiding Dangerous Climate Change, 1-3 February 2005, Exeter.

Joosten, H., Augustin, J. (2006): Peatland restoration and climate: On possible fluxes of gases and money. Proceedings of the International conference “peat in solution of energy, agriculture and ecology problems”, Minsk (Weißrussland) 2006, S. 412-417.

Kah, O., Feist, W. (2005): Wirtschaftlichkeit von Wärmedämm-Maßnahmen im Gebäudebestand 2005. Darmstadt: Passivhaus Institut.

KBA (Kraftfahrt-Bundesamt) (2006): Statistische Mitteilungen. Reihe 1: Fahrzeugzulassungen. Neuzulassungen, Besitzumschreibungen, Löschungen, Bestand. Flensburg: KBA.

Keyhanian, C. (2008): Rechtliche Instrumente zur Energieeinsparung. Hamburg: Universität Hamburg. Unveröffentlichtes Manuskript.

Kirschbaum, M. U. F. (2006): The temperature dependence of organic-matter decomposition - still a topic of debate. Soil Biology and Biochemistry 38 (9), S. 2510-2518.

Kleemann, M., Hansen, P. (2005): Evaluierung der CO_2-Minderungsmaßnahmen im Gebäudebereich. Jülich: Forschungszentrum Jülich. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umvvelt/Environment 60.

Knigge, M., Bausch, C. (2006): Climate Change Policies at the U.S. Subnational Level - Evidence and Implications. Berlin: Ecologic. Discussion Paper.

Koch, H.-J., Wienecke, A. (2001): Klimaschutz durch Emissionshandel. Deutsches Verwaltungsblatt 116 (14), S. 1085-1095.

Kögel-Knabner, I., Lützow, M. von (2005): Das Klima aus dem Untergrund. Forschung 2005 (3-4), S. 33-35.

Kopp, R. J. (2007): Greenhouse Gas Regulation in the United States. Washington, DC: Resources for the Future. RFF Discussion Paper 07-16.

Körner, R., Vierhaus, H.-P. (2005): TEHG: Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz, Zuteilungsgesetz 2007. Kommentar. München: Beck.

Krémer, Z., Liebernickel, T., Ebert, V., Moosreiner, S. (2005): Abbau von Hemmnissen bei der energetischen Sanierung des Gebäudebestandes. München: TECHNOMAR GmbH.

Kretschmann, K., Behm, R. (2003): Mulch total. Der Garten der Zukunft. Kevelaer: Organischer Landbau Verlag.

Kundzewicz, Z. (2007): Extremereignisse. Vortrag, Nationaler Workshop zum Bericht der Arbeitsgruppe II des IPCC, 16.04.2007, Potsdam.

Landgrebe, J., Kaschenz, H., Sternkopf, R., Westermann, B., Becker, K., Müller, W., Schneider, J., Burger, A., Kühleis, C. (2003): Anforderungen an die zukünftige

Energieversorgung - Analyse des Bedarfs zukünftiger Kraftwerkskapazitäten und Strategie für eine nachhaltige Stromnutzung in Deutschland. Berlin: Umweltbundesamt. Climate Change 06/03.

Lechtenböhmer, S., Grimm, V., Mitze, D., Thomas, S., Wissner, M. (2005): Target 2020: Policies and Measures to Reduce Greenhouse Gas Emissions in the EU. Wuppertal: Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie.

Lechtenböhmer, S., Barthel, C., Dudda, C., Hellmann, R., Hintennach, G., Rath, U., Wohlauf, G. (2001): Klimaschutz durch Effizienzsteigerung von Geräten und Anlagen im Bereich Haushalte und Kleinverbrauch. Sachstand, Projektionen, CO2-Minderungspotentiale. Wuppertal, Tübingen: Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie, ebök.

Leem, S.-J. (1997): Least-Cost Planning als Lösungsansatz klimabezogener Energiepolitik, untersucht am Beispiel der Elektrizitätswirtschaft Deutschlands und Japans. Berlin, Freie Universität, Dissertation.

Lind, R. C., Schuler, R. E. (1998): Equity and Discounting in Climate-Change Decisions. In: Nordhaus, W. D. (Hrsg.): Exonomics and Policy Issues in Climate Change. Washington, DC: Resources for the Future, S. 59-96.

Linßen, J., Markewitz, P., Martinsen, D., Walbeck, M. (2006): Zukünftige Energieversorgung unter den Randbedingungen einer großtechnischen CO_2-Abscheidung und Speicherung. Jülich: Forschungszentrum Jülich. STE Arbeitsbericht 1/2006.

Loga, T., Großklos, M., Knissel, J. (2003): Der Einfluss des Gebäudestandards und des Nutzerverhaltens auf die Heizkosten – Konsequenzen für die verbrauchsabhängige Abrechnung. Darmstadt: Institut für Wohnen und Umwelt.

Lucau, A.-L. (2007): Einbeziehung des internationalen Flugverkehrs in das Europäische Emissionshandelssystem (ETS). Grundlagen und aktuelle Entwicklungen. Universität Greifswald, Institut für Botanik und Landschaftsökologie, Hausarbeit.

Lumer, C. (2002): The greenhouse. A welfare assessment and some morals. Lanham: University Press of America.

Magnani, F., Mencuccini, M., Borghetti, M., Berbigier, P., Berninger, F., Delzon, S., Grelle, A., Hari, P., Jarvis, P. G., Kolari, P., Kowalski, A. S., Lankreijer, H., Law, B. E., Lindroth, A., Loustau, D., Manca, G., Moncrieff, J. B., Rayment, M., Tedeschi, V., Valentini, R., Grace, J. (2007): The human footprint in the carbon cycle of temperate and boreal forests. Nature 447 (7146), S. 849-851.

Mantzos, L., Capros, P. (2006a): European energy and transport. Scenarios on energy efficiency and renewables. Luxemburg: Office for Official Publications of the European Communities.

Mantzos, L., Capros, P. (2006b): European energy and transport. Scenarios on high oil and gas prices. Luxemburg: Office for Official Publications of the European Communities.

Mantzos, L., Capros, P. (2006c): European energy and transport. Trends to 2030 - update 2005. Luxemburg: Office for Official Publications of the European Communities.

Mantzos, L., Capros, P., Kouvaritakis, N., Zeka-Paschou, M. (2003): European energy and transport. Trends to 2030. Luxemburg: Office for Official Publications of the European Communities.

Marland, G., Pielke, R. A., Apps, M., Avissar, R., Betts, R. A., Davis, K. J., Frumhoff, P. C., Jackson, S. T., Joyce, L. A., Kauppi, P., Katzenberger, J., MacDicken, K. G., Neilson, R., Niles, J. O., Dutta, D., Niyogi, S., Norby, R. J., Pena, N., Sampson, N., Xue, Y. (2003): The climatic impacts of land surface change and carbon management, and the implications for climate-change mitigation policy. Climate Policy 3 (2), S. 149-157.

Martini, M., Gebauer, J. (2007): "Alles umsonst?" Zur Zuteilung von CO_2-Emissionszertifikaten: Ökonomische Idee und rechtliche Rahmenbedingungen. Zeitschrift für Umweltrecht 18 (5), S. 225-234.

Matschoss, P. (2008): Doch kein NEPP? – Struktur und Wettbewerbswirkungen des revidierten NAP II. Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 31 (2) (im Erscheinen).

Matschoss, P. (2007): Economic Potential and Contribution of Energy Efficiency. In: Hey, C. (Hrsg.): Energy Efficiency. Key Pillar for a Competitive, Secure and Sustainable Europe. Background Material to the EEAC Statement and Annual Conference 2007. Brüssel: EEAC, S. 6-15.

Matschoss, P. (2004): Flexible Climate Policy Mechanisms and Induced Technical Change. Oldenburg: BIS-Verlag.

Matthes, F. C., Ziesing, H.-J. (2006): Ein Jahr CO_2-Handel - Erfolge, Misserfolge und Lösungsansätze. Vortrag, Geschäftsstelle des Sachverständigenrates für Umweltfragen, 28.02.2006, Berlin.

McKinsey & Company (2007): Kosten und Potenziale der Vermeidung von Treibhausgasemissionen in Deutschland. Eine Studie von McKinsey & Company, Inc., erstellt im Auftrag von "BDI initiativ - Wirtschaft für Klimaschutz". Düsseldorf: McKinsey & Company.

Menzel, A. (2007): Beobachtete Wirkungen des Klimawandels. Vortrag, Nationaler Workshop zum Bericht der Arbeitsgruppe II des IPCC, 16.04.2007, Potsdam.

Metzger, M. J., Schröter, D. (2006): Towards a spatially explicit and quantitative vulnerability assessment of environmental change in Europe. Regional Environmental Change 6 (4), S. 201-216.

Michaelis, P. (2006): Der Entwurf zum Nationalen Allokationsplan 2008-2012: Kommentar im Rahmen der Öffentlichkeitsbeteiligung nach § 8, Abs. 1 TEHG. Augsburg: Universität Augsburg, Lehrstuhl für Volkswirtschaftslehre. http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/nap_stellungnahme_michaelis.pdf.

Michaelis, P. (1997): Effiziente Klimapolitik im Mehrschadstoffall - eine theoretische und empirische Analyse. Tübingen: Mohr. Kieler Studien 280.

Mundaca, L., Neij, L. (2006): Transaction costs of energy efficiency projects: A review of quantitative estimations. Contribution to work package 3. Mailand: EuroWhiteCert Project.

Nakicenovic, N. (2007): The Potential of Energy Efficiency. Vortrag, 15th Annual Conference of the European Environment and Sustainable Development Councils: Energy Efficiency - Key Pillar for a Competitive, Secure and Sustainable Europe, 10.-12.10.2007, Evora.

NEA (Nuclear Energy Agency), IAEA (International Atomic Energy Agency) (2006): Uranium 2005: Resources, Production and Demand. Paris: OECD.

Nordhaus, W. D. (1994): Managing the Global Commons. The Economics of Climate Change. Cambridge: MIT Press.

Nordhaus, W. D., Yang, Z. (1996): A Regional Dynamic General-Equilibrium Model of Alternative Climate-Change Strategies. American Economic Review 86 (4), S. 741-765.

Oberthür, S., Ott, H. E. (1999): The Kyoto Protocol: International Climate Policy for the 21st Century. Berlin: Springer.

Ofgem (Office of Gas and Electricity Markets) (2007): A review of the second year of the Energy Efficiency Commitment 2005-2008. London: Ofgem.

Oikonomou, V., Patel, M., Mundaca, L., Johansson, T. B., Farinelli, U. (2004): A qualitative analysis of White, Green Certificates and EU CO_2 allowances. Utrecht: Copernicus Institute, Utrecht University.

Oosterhuis, F. (Hrsg.) (2006): Ex-post estimates of costs to business of EU environmental legislation. Final report. Amsterdam: Institute for Environmental Studies.

Ott, K. (2007): Ethical Orientation for Climate Change Policies. In: Rodi, M. (Hrsg.): Implementing the Kyoto Protocol. Chances and Challenges for Transition Countries. Berlin: Lexxion, S. 13-20.

Ott, K. (2006): Climate change and the loss of biodiversity: an intertwined relationship and its ethical and political implications. In: Harley, M., Cordi, B., Abreu, A., Nijhoff, P. (Hrsg.): Climate Change and Biodiversity - meeting the challenge. 13th Annual Conference of the European Environment and Sustainable Development Advisory Councils (EEAC). English Nature, S. 32-36.

Ott, K. (2003): Reflections on discounting: some philosophical remarks. International Journal of Sustainable Development 6 (1), S. 7-24.

Ott, K., Zerbe, S., Bartolomäus, C., Mattheiß, V., Schäfer, C., Porembski, S., Riederl, W., Wenzel, M. (2008): Biodiversität und Naturschutz. In: Ministerium für Wirtschaft Arbeit und Tourismus Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg.): Das Klima bewegt uns. Klimaänderung in Mecklenburg-Vorpommern - Erste Analysen und Handlungsempfehlungen (im Erscheinen).

Ott, K., Klepper, G., Lingner, S., Schäfer, A., Scheffran, J., Sprinz, D. (2004): Reasoning Goals of Climate Protection. Specification of Article 2 UNFCCC. Berlin: Umweltbundesamt. Climate Change 01/04.

Parfit, D. (1983): Energy policy and the further future. In: MacLean, D., Brown, P. G. (Hrsg.): Energy and the future. Totowa: Roman and Littlefield, S. 31-37.

Perrels, A., Ostertag, K., Henderson, G. (2006): Reshaping markets for the benefit of energy saving. Energy Policy 34 (2), S. 121-128.

Pew Center on Global Climate Change (o. J.): Summary of The Lieberman-McCain Climate Stewardship Act. Arlington: Pew Center on Global Climate Change. http://www.pewclimate.org/policy_center/analyses/s_139_summary.cfm (07.03.2008).

Pizer, W. A., Kopp, R. J. (2003): Summary and Analysis of McCain-Lieberman – “Climate Stewardship Act of 2003”. S.139, introduced 01/09/03. Washington, DC: Recources for the Future. http://www.rff.org/rff/News/Features/Understanding-the-McCain-Lieberman-Stewardship-Act.cfm (07.03.2008).

Powlson, D. (2005): Climatology: Will soil amplify climate change? Nature 433 (7023), S. 204-205.

Prochnow, A., Heiermann, M., Schelle, H., Drenckhan, A. (2007): Biomethanisierung von Landschaftspflegeaufwuchs. Jahresverlauf der Biogaserträge. Naturschutz und Landschaftsplanung 39 (1), S. 19-24.

Prognos AG, EWI (Energiewirtschaftliches Institut an der Universität zu Köln) (2007): Energieszenarien für den Energiegipfel 2007 (Inklusive Anhang 2 %-Variante). Endbericht. Basel, Köln: Prognos, EWI.

Radgen, P., Cremer, C., Warkentin, S., Gerling, P., May, F., Knopf, S. (2006): Verfahren zur CO_2-Abscheidung und -Speicherung. Abschlussbericht. Dessau: Umweltbundesamt. Climate Change 07/06.

Radov, D., Klevnas, P. (2007): CO_2 Cost Pass-Through: German Competition Regulators' Shaky Economics. London: NERA Economic Consulting. Energy Regulation Insights 31. http://www.nera.com/Newsletter.asp?n_ID=27 (18.03.2008).

Rat der Europäischen Union (2006): Überprüfung der EU-Strategie für nachhaltige Entwicklung - Die erneuerte Strategie. Brüssel: Rat der Europäischen Union. 10917/06.

Rebentisch, M. (2006): Rechtsfragen der kostenlosen Zuteilung von Berechtigungen im Rahmen des Emissionshandelsrechts. Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 25 (7), S. 747-753.

Rehbinder, E. (o. J.): Die Konsequenzen des Emissionshandels für das Umweltrecht. Frankfurt a. M.: J. W. Goethe-Universität.

Reinaud, J. (2005): The European refinery industry under the EU emissions trading scheme. Competitiveness, trade flows and investment implications. Paris: IEA. IEA Information Paper.

RFF (Resources for the Future) (2008): Summary of Market-Based Climate Change Bills Introduced in the 110th Congress. Washington, DC: RFF. http://www.rff.org/rff/News/Releases/2007Releases/Nov2007ClimateChangeBillsinCongress.cfm (07.03.2008).

Röder-Persson, C., Ochtendung, B., Spieth, W. D., Prieß, H.-J., Pitschas, C., Bonhage, J. D., Snethlage, I., Hagemeister, R. U., Isted, J., Hattan, E., Laloum, T., Bourgoin, F., Giraudet, M. (2002): Luftbewirtschaftung durch europäischen Emissionshandel. Rechtliche Probleme des Richtlinien-Vorschlages der Europäischen Kommission für den Handel mit Treibhausgasemissionsberechtigungen in der Gemeinschaft. Berlin: Freshfields Bruckhaus Deringer.

Säcker, F. J., Rixcker, R. (Hrsg.) (2008): Münchener Kommentar zum Bürgerlichen Gesetzbuch. Bd. 3: Schuldrecht Besonderer Teil I §§ 433-610, Finanzierungsleasing, HeizkostenV, BetriebskostenV, CISG. München: Beck.

Schäfer, A. (2005): ALNUS - Renaturierung von Niedermooren durch Schwarzerlenbestockung. In: Weigel, H.-J., Dämmgen, U. (Hrsg.): Biologische Senken für atmosphärischen Kohlenstoff in Deutschland - Tagungsband. Braunschweig:

Landbauforschung Völkenrode - FAL Agricultural Research. Sonderheft 20, S. 113-119.

Schafhausen, F. (2007): Vorausschauende Klimapolitik - Zukünftige Rolle des Emissionshandels und daraus resultierende Revisionserfordernisse. Vortrag, Berliner Energietage, 09.05.2007, Berlin.

Scheffer, M., Brovkin, V., Cox, P. (2006): Positive feedback between global warming and atmospheric CO2 concentration inferred from past climate change. Geophysical Research Letters 33 (10), S. L10702.

Schmid, C., Layer, G., Arndt, U., Brakhage, A., Carter, J., Duschl, A., Lilleike, J., Nebelung, O., Radgen, P. (2003): Möglichkeiten, Potenziale, Hemmnisse und Instrumente zur Senkung des Energieverbrauchs branchenübergreifender Techniken in den Bereichen Industrie und Kleinverbrauch. Karlsruhe, München: Fraunhofer ISI, Forschungsstelle für Energiewirtschaft.

Schröder, M., Claussen, M., Grunwald, A., Hense, A., Klepper, G., Lingner, S., Ott, K., Schmitt, D., Sprinz, D. (2002): Klimavorhersage und Klimavorsorge. Berlin: Springer. Wissenschaftsethik und Technikfolgenbeurteilung 16.

Schulte-Bisping, H., Brumme, R., Priesack, E. (2003): Nitrous oxide emission inventory of German forest soils. Journal of Geophysical Research 108 (D4), S. 4132.

Schulze, E. D., Freibauer, A. (2005): Environmental science - Carbon unlocked from soils. Nature 437 (7056), S. 205-206.

Schulze, E.-D., Freibauer, A., Matthes, F. C., Herold, A., Wouters, F., Höhne, N. (2007): Kyoto-Protokoll: Untersuchung von Optionen für die Weiterentwicklung der Verpflichtungen für die 2. Verpflichtungsperiode, Teilvorhaben „Senken in der 2. Verpflichtungsperiode“. Umweltbundesamt. Climate Change. http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3190.pdf (16.08.07).

Scientific Council on Climate Issues (2007): A Scientific Basis for Climate Policy. Stockholm: Swedish Government Offices. http://www.sweden.gov.se /sb/d/8202/a/86968 (08.11.2007).

Seefeld, F., Wünsch, M., Michelsen, C., Baumgartner, W., Ebert-Bolla, O., Matthes, U., Leypoldt, P., Herz, T. (2007): Potenziale für Energieeinsparung und Energieeffizienz im Lichte aktueller Preisentwicklungen. Endbericht 18/06. Basel: Prognos.

SEPA (Swedish Environmental Protection Agency) (2005): The Top Runner Program in Japan. Stockholm: SEPA.

Smokers, R., Vermeulen, R., Mieghem, R. van, Gense, R., Skinner, I., Fergusson, M., MacKay, E., Brink, P. t., Fontaras, G., Samaras, Z. (2006): Review and analysis of the

reduction potential and costs of technological and other measures to reduce CO_2-emissions from passenger cars. Delft, London, Thessaloniki: TNO, IEEP, LAT.

Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Alley, R. B., Berntsen, T., Bindoff, N. L., Chen, Z., Chidthaisong, A., Gregory, J. M., Hegerl, G. C., Heimann, M., Hewitson, B., Hoskins, B. J., Joos, F., Jouzel, J., Kattsov, V., Lohmann, U., Matsuno, T., Molina, M., Nicholls, N., Overpeck, J., Raga, G., Ramaswamy, V., Ren, J., Rusticucci, M., Somerville, R., Stocker, T. F., Whetton, P., Wood, R. A., Wratt, D. (2007): Technical Summary. In: IPCC (Hrsg.): Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, S. 19-91.

Sorrell, S. (2007): The economics of energy service contracts. Energy Policy 35 (1), S. 507-521.

Sorrell, S. (2006): Submission to the Environment, Food and Rural Affairs Committee inquiry on Climate change: citizen's agenda. Brighton: University of Sussex.

SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2007): Klimaschutz durch Biomasse. Sondergutachten. Berlin: Erich Schmidt.

SRU (2006): Die nationale Umsetzung des europäischen Emissionshandels: Marktwirtschaftlicher Klimaschutz oder Fortsetzung der energiepolitischen Subventionspolitik mit anderen Mitteln? Berlin: SRU. Stellungnahme 11.

SRU (2005a): Kontinuität in der Klimapolitik - Kyoto-Protokoll als Chance. Berlin: SRU. Stellungnahme 7.

SRU (2005b): Umwelt und Straßenverkehr. Hohe Mobilität - Umweltverträglicher Verkehr. Sondergutachten. Baden-Baden: Nomos.

SRU (2004): Umweltgutachten 2004. Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern. Baden-Baden: Nomos.

SRU (2003): Windenergienutzung auf See. Berlin: SRU. Stellungnahme.

SRU (2002a): Umweltgutachten 2002. Für eine neue Vorreiterrolle. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

SRU (2002b): Für eine Stärkung und Neuorientierung des Naturschutzes. Sondergutachten. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

SRU (1981): Energie und Umwelt. Sondergutachten. Stuttgart: Kohlhammer.

Statistisches Bundesamt (2007a): Bautätigkeit. Baufertigstellungen im Hochbau Deutschland. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. http://www.destatis.de/jetspeed /portal/cms/Sites/destatis/Internet/DE/Content/Statistiken/BauenWohnen/Bautaetigkeit/ Tabellen/Content50/Baufertigstellungen,templateId=renderPrint.psml (11.12.2007).

Statistisches Bundesamt (2007b): Umweltnutzung und Wirtschaft. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. Bericht zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen.

Steenblik, R., Vaughan, S., Waide, P. (2006): Can Energy-Efficient Electrical Appliances be Concidered "Environmental Goods"? Paris: OECD. OECD Trade and Environment Working Paper 2006-04.

Stern, N. (2007): The Economics of Climate Change. The Stern Review. Cambridge: Cambridge University Press.

Stern, N. (2006): Stern Review: The Economics of Climate Change. London: HM Treasury. http://www.hm-treasury.gov.uk/independent_reviews/stern_review_economics_climate_change/sternreview_index.cfm (14.06.2007).

Stock, M. (Hrsg.) (2005): KLARA. Klimawandel - Auswirkungen, Risiken, Anpassung. Potsdam: Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung. PIK Report 99.

Streitfert, A., Grünhage, L., Jäger, H.-J. (2005): Klimawandel und Pflanzenphänologie in Hessen. Gießen: Institut für Pflanzenökologie.

T & E (European Federation for Transport and Environment) (2007): Regulating CO_2 emissions of new cars. Brüssel: T & E. Background Briefing. http://www.transportenvironment.org/docs/Publications/2007/2007-10_background_briefing_cars_co2_regulation.pdf (11.12.2007).

Tabet, J. P. (2007): White Certificates Scheme in France: a working process. Vortrag, 26. Session of the Subsidiary Bodies to the UNFCCC, Workshop on Energy Efficiency, 15.05.2007, Bonn.

Techem AG (2006): Heizölverbrauch in zentralbeheizten Mehrfamilienhäusern. Eschborn: Techem AG. http://www.techem.de/Deutsch/Presse/Pressemeldungen/Produkte_und_Verbraucherinfos/Techem_StudieIn128Staedten2006/index.phtml (11.03.2008).

Thomas, S. (2006): Aktivitäten der Energiewirtschaft zur Förderung der Endenergieeffizienz auf der Nachfrageseite in liberalisierten Strom- und Gasmärkten europäischer Staaten: Kriteriengestützter Vergleich der politischen Rahmenbedingungen. Berlin, Freie Universität Berlin, Otto-Suhr-Institut für Politikwissenschaft, Dissertation.

Thomas, S., Wissner, M., Kristof, K., Irrek, W. (2002): Die vergessene Säule der Energiepolitik. Energieeffizienz im liberalisierten Strom- und Gasmarkt in Deutschland. Wuppertal: Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie. Wuppertal Spezial 24.

Thomas, S., Adnot, J., Alari, P., Irrek, W., Lopes, C., Nilsson, L. J., Pagliano, L., Verbruggen, A. (2000): Completing the Market for Least-Cost Energy Services.

Strengthening Energy Efficiency in the Changing European Electricity and Gas Markets. Wuppertal: Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie.

Thorwarth, K. (1997): CO_2-Minderungspotentiale im Wärmebedarf von Wohn- und Gewerbegebäuden und das Instrumentarium des Bau- und Immissionsschutzrechts. In: Koch, H.-J., Caspar, J. (Hrsg.): Klimaschutz im Recht. Baden-Baden: Nomos, S. 185-219.

Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie (2004): Klimawandel in Thüringen - eine Herausforderung in unserer Zeit. Jena: Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie.

TMNLU (Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt) (2000): Thüringer Klimaschutzkonzeption. Teil 1: Klimaschutz in Thüringen. Analysen, Potenziale, Handlungsfelder. Teil 2: Katalog der Handlungsmöglichkeiten. Erfurt: TMNLU. http://www.tlug-jena.de/klima/schutz/klimaschutzkonzept.html.

TNO (Netherlands Organization for Applied Scientific Research), IEEP (Institute for European Environmental Policy), LAT (Laboratory of Applied Thermodynamics) (2006): Review and analysis of the reduction potential and costs of technological and other measures to reduce CO_2-emissions from passenger cars. Delft, London, Thessaloniki: TNO, IEEP, LAT.

Tukker, A., Huppes, G., Guinée, J., Heijungs, R., Koning, A. de, Oers, L. van, Suh, S., Geerken, T., Holderbeke, M. van, Jansen, B. (2006): Environmental Impacts of Products (EIPRO). Sevilla: IPTS. EUR 22284 EN.

UBA (Umweltbundesamt) (2008a): Emissionsentwicklung 1990 - 2006, Treibhausgase und klassische Luftschadstoffe, inkl. erweiterte Auswertung und Äquivalentemissionen der Treibhausgase. Dessau: UBA. http://www.umweltbundesamt.de /emissionen/publikationen.htm (26.03.2008).

UBA (2008b): Wirkung der Meseberger Beschlüsse vom 23. August 2007 auf die Treibhausgasemissionen in Deutschland im Jahr 2020. Dessau: UBA. http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-presse/hintergrund/meseberg.pdf (27.08.2007).

UBA (2007a): Klimaschutz in Deutschland: 40%-Senkung der CO_2-Emissionen bis 2020 gegenüber 1990. Dessau: Umweltbundesamt. Climate Change 05/07.

UBA (2007b): Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990-2005. Dessau: Umweltbundesamt.

UBA (2007c): Umweltdaten Deutschland. Nachhaltig wirtschaften - Natürliche Ressourcen und Umwelt schonen. Dessau: Umweltbundesamt. http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3244.pdf (15.10.2007).

UBA (2006a): UBA-Workshop: Klimaänderungen - Herausforderungen für den Bodenschutz, am 28. und 29. September 2005. Dessau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 06/06.

UBA (2006b): Technische Abscheidung und Speicherung von CO_2 – nur eine Übergangslösung. Mögliche Auswirkungen, Potenziale und Anforderungen. Kurzfassung. Dessau: UBA.

UBA (2005): Deutsches Treibhausgasinventar 1990 - 2003. Nationaler Inventarbericht 2005. Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen. Berlin: UBA.

UNDSD (United Nations Division for Sustainable Development) (2002): Plan of Implementation of the World Summit on Sustainable Development. New York: UNDSD. http://www.un.org/esa/sustdev/documents/WSSD_POI_PD/English/POIToc.htm (07.11.2007).

UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change) (2007a): Essential Background. Bonn: UNFCCC. http://unfccc.int/essential_background/items/2877.php (12.04.2007).

UNFCCC (2007b): Report of the Conference of the Parties on its thirteenth session, held in Bali from 3 to 15 December 2007. Addendum. Part Two: Action taken by the Conference of the Parties at its thirteenth session. Bonn: UNFCCC. http://unfccc.int/documentation/documents/advanced_search/items/3594.php?rec=j&priref=600004671#beg (08.02.2008).

Upham, P., Anderson, K., Bows, A. (2007): Tyndall Centre Manchester Policy Submission - key issues in relation to: Proposal for a directive of the European Parliament and of the Council amending Directive 2003/87/EC so as to include aviation activities in the scheme for greenhouse gas emission allowance trading within the Community COM(2006) 818 final. Manchester: Tyndall Centre. http://tyndall.web.man.ac.uk/publications/EU%20Emissions%20Trading%20aviation%20evidence_%20final.pdf (06.09.2007).

Uyterlinde, M. A., Rösler, H., Coninck, H. de, Zwaan, B. C. C. van der, Keppo, I., Kouvaritakis, N., Panos, V., Szabó, L., Russ, P., Suwala, W., Rafaj, P., Kypreos, S., Blesl, M., Ellersdorfer, I., Zürn, M., Fahl, U., Kydes, A. S., Martin, L., Sano, F., Akimoto, K., Homma, T., Tomoda, T., Gielen, D. (2006): The contribution of CO_2 capture and storage to a sustainable energy system. Petten: Energy Reseach Centre of the Netherlands. ECN Working Paper ECN-C--06-009.

Viebahn, P., Fischedick, M., Nitsch, J. (2007a): CO_2-Abtrennung und Speicherung in Deutschland. Kosten, Ökobilanzen und Szenarien im Rahmen einer integrativen Bewertung. Technikfolgenabschätzung - Theorie und Praxis 3 (16), S. 70-77.

Viebahn, P., Nitsch, J., Fischedick, M., Esken, A., Schüwer, D., Supersberger, N., Zuberbühler, U., Edenhofer, O. (2007b): Comparison of carbon capture and storage with renewable energy technologies regarding structural, economic, and ecological aspects in Germany. International Journal of Greenhouse Gas Control 1 (1), S. 121-133.

Vielle, M., Viguier, L. (2007): On the climate change effect of high oil prices. Energy Policy 35 (2), S. 844-849.

Vine, E., Hamrin, J., Eyre, N., Crossley, D., Maloney, M., Watt, G. (2003): Public policy analysis of energy efficiency and load management in changing electricity business. Energy Policy 31 (5), S. 405-430.

Viscusi, K. W., Harrington, J. E. J., Vernon, J. M. (2005): Economics of Regulation and Antitrust. 4. Cambridge: The MIT Press.

Wagner, U. (2006): Energieeffizienz und CO_2-Minderung - Maßnahmen, Kosten, Potenziale. Vortrag, DENA-Konferenz "Stromeffizienz 2006", 19.09.2006, Berlin.

Wald, M. L. (2008): Higher Costs Cited as U.S. Shuts Down Coal Project. New York: New York Times. http://www.nytimes.com/2008/01/31/business/31coal.html (11.02.2008).

Wartmann, S., Harnisch, J., Phylipsen, D., Gilbert, A. (2006): Inclusion of Additional Activities and Gases into the EU-Emissions Trading Scheme. Utrecht: Ecofys. Report under the project "Review of EU Emissions Trading Scheme".

Watson, C. (2007): Statoil and Shell decide against carbon capture project. London: Business Review. Energy Business review online 02.07.2007. http://www.energy-business-review.com/article_news.asp?guid=93A4AF76-7450-4BE1-A08D-43F82D75DBAA (29.01.2008).

WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen) (2007): Welt im Wandel: Sicherheitsrisiko Klimawandel. Berlin: Springer.

WBGU (2006): Die Zukunft der Meere - zu warm, zu hoch, zu sauer. Sondergutachten. Berlin: WBGU.

WBGU (2003): Über Kioto hinaus denken - Klimaschutzstrategien für das 21. Jahrhundert. Berlin: WBGU. Sondergutachten.

Wegener, J., Lücke, W., Heinzemann, J. (2006): Analyse und Bewertung landwirtschaftlicher Treibhausgas-Emissionen in Deutschland. Agricultural Engineering Research 12, S. 103-114.

Weizsäcker, E. U. von (1992): Erdpolitik. Ökologische Realpolitik an der Schwelle zum Jahrhundert der Umwelt. 3. Auflage. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft.

Wenning, M., Tostmann, S. (2008): Maßnahmenpaket Klimawandel und Energie. Vortrag, Expertengespräch Energie-/Klimapaket, 23.01.2008, Berlin.

Westling, H. (2004): IEA Implementing Agreement on Demand-Side Management Technologies and Programmes. Final Management Report. Task X Performance Contracting. Paris: IEA.

Wit, R. C. N., Boon, B. H., Velzen, A. van, Cames, M., Deuber, O., Lee, D. S. (2005): Giving wings to emissions trading. Inclusion of aviation under the European Emission Trading System (ETS): Design and impacts. Report for the European Commission, DG Environment. Delft: CE Delft. ENV.C.2/ETU/2004/0074r.

Wolff, D. (2007a): Energie- und Kosteneffizienz von Maßnahmen der energetischen Modernisierung im Vergleich. Vortrag, Berliner Energietage, 07.05.2007, Berlin.

Wolff, D. (2007b): Standard-Angebot oder Top-Level-Modernisierung? Einsparpotentiale, Wirtschaftlichkeit, Reihenfolge von Modernisierungsschritten. In: Diehl, J., Rudolf, H. (Hrsg.): BHKS-Almanach 2007. Bonn: Bundesindustrieverband Heizungs-, Klima-, Sanitärtechnik/Technische Gebäudesysteme, S. 68-78.

Wuppertal Institut (Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie), DLR (Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt), ZSW (Zentrum für Sonnenenergie- und Wasserstoff-Forschung), PIK (Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung) (2007): RECCS. Strukturell-ökonomisch-ökologischer Vergleich regenerativer Energietechnlogien (RE) mit Carbon Capture and Storage (CCS). Berlin: BMU.

Yergin, D. (2005): Energy Security and Markets. In: Kalicki, J. H., Goldwyn, D. L. (Hrsg.): Energy & Security. Toward a new Foreign Policy Strategy. Washington, DC: Woodrow Wilson Center Press, S. 51-64.

Zebisch, M., Grothmann, T., Schröter, D., Hasse, C., Fritsch, U., Cramer, W. (2005): Klimawandel in Deutschland. Vulnerabilität und Anpassungsstrategien klimasensitiver Systeme. Berlin: Umweltbundesamt. Climate Change 08/05.

Zeddies, G. (2006): Gesamtwirtschaftliche Effekte der Förderung regenerativer Energien, insbesondere der Biomasse. Eine kritische Beurteilung vor dem Hintergrund modelltheoretischer Konzeptionen. Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 29 (2), S. 183-205.

Zierock, K.-H., Mehlin, M., Köhler, K. (2007): Entwicklung eines Ansatzes für die Begrenzung der spezifischen CO2-Emissionen von Personenkraftwagen in der EU. Endbericht des Gutachtens im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Berlin: BMU.

Ziesing, H.-J. (2008): Kurz-Information. CO_2-Emissionen in Deutschland 2007: Starker Rückgang sollte nicht überschätzt werden. Berlin.

Ziesing, H.-J. (2007a): CO_2-Emissionen in Deutschland 2006 - nach wie vor keine Trendwende in Sicht. Energiewirtschaftliche Tagesfragen 57 (5), S. 80-87.

Ziesing, H.-J. (2007b): Nach wie vor weltweit steigende CO_2-Emissionen. Energiewirtschaftliche Tagesfragen 57 (9), S. 64-74.

Ziesing, H.-J. (2006a): CO_2-Emissionen in Deutschland im Jahre 2005 deutlich gesunken. DIW-Wochenbericht 73 (12), S. 153-162.

Ziesing, H.-J. (2006b): Trotz Klimaschutzabkommen: Weltweit steigende CO_2-Emissionen. DIW-Wochenbericht 73 (35), S. 485-499.

Ziesing, H.-J., Wittke, F. (2006): Hohe Energiepreise dämpfen Primärenergieverbrauch in Deutschland. DIW-Wochenbericht 73 (10), S. 117-131.

Kapitel 4

AMK (Agrarministerkonferenz) (2006): Agrarministerkonferenz am 10. März 2006 in Mainz. Ergebnisprotokoll. TOP 34: Ermittlung und Bewertung von Stickstoffeinträgen (N-Depositionen) im Rahmen der Genehmigung und Überwachung von Tierhaltungsanlagen. Mainz: AMK.

Ågren, C. (2007): Paradoxical and shameful. Acid News 2007 (1), S. 2.

Amann, M., Asmann, W., Bertok, I., Cofala, J., Heyes, C., Klimont, Z., Schöpp, W., Wagner, F. (2007): Cost-optimized reductions of air pollutant emissions in the EU Member States to meet the environmental targets of the Thematic Strategy on Air Pollution. Part 1 - March 22, 2007. Laxenburg: International Institute for Applied Systems Analysis. NEC Scenario Analysis Report 3.

Amann, M., Bertok, I., Cofala, J., Gyarfas, F., Heyes, C., Klimont, Z., Schöpp, W., Winiwarter, W. (2005a): Baseline Scenarios for the Clean Air for Europe (CAFE) Programme. Final Report. Corrected version, February 2005. Laxenburg: International Institute for Applied Systems Analysis.

Amann, M., Bertok, I., Cabala, R., Cofala, J., Heyes, C., Gyarfas, F., Klimont, Z., Schöpp, W., Wagner, F. (2005b): A final set of scenarios for the Clean Air For Europe (CAFE) programme. Final Report. Laxenburg: International Institute for Applied Systems Analysis. CAFE Scenario Analysis Report 6.

Behnke, A. (2007): Die Nebenwirkungen der Behaglichkeit: Feinstaub aus Kamin und Holzofen. Dessau: Umweltbundesamt. http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-presse/hintergrund/holzfeuerung.pdf (10.03.2008).

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2007a): Nationales Programm zur Verminderung der Ozonkonzentration und zur Einhaltung der Emissionshöchstmengen. Programm gemäß §8 der 33. BImSchV. Berlin: BMU. http://www.bmu.de/luftreinhaltung/sommersmog/nationales_programm/doc/39416.php (05.06.2007).

BMU (2007b): Umweltfreundliche Schiffe sorgen für saubere Luft und bieten neue Chancen im Wettbewerb. Umwelt 2007 (3), S. 171-173.

BMU (2007c): Entwurf. Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen – 1. BImSchV). Berlin: BMU. http://www.bmu.de/luftreinhaltung/downloads/doc/39616.php (15.02.2008).

BMU (2007d): Kleinfeuerungsanlagen. Gesundheitliche Wirkung von Feinstaub aus der Holzverbrennung. Bonn: BMU. http://www.bmu.de/luftreinhaltung/downloads/doc/39616.php (15.02.2008).

BMU (2007e): Die Novelle der Kleinfeuerungsverordnung. Heizen mit Holz. Berlin: BMU. http://www.bmu.de/luftreinhaltung/downloads/doc/39616.php (15.02.2008).

BMU (2007f): Geplante Umweltzonen in Deutschland. Berlin: BMU. http://www.bmu.de/luftreinhaltung/aktuell/doc/40590.php (31.01.2008).

BMU (2007g): Entwurf. Siebenunddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung zur Absicherung von Luftqualitätsanforderungen – 37. BImSchV). Berlin: BMU. http://www.bmu.de/luftreinhaltung/downloads/doc/40513.php) (21.02.2008).

BMU (2006a): Abschätzung der Folgen der Thematischen Strategie zur Verbesserung der Luftqualität für Deutschland. Art der Maßnahmen, deren Wirkungen und Kosten. Bonn: BMU. http://www.bmu.de/files/luftreinhaltung/downloads/application/pdf/strategien_luftqualitaet.pdf (13.11.2007).

BMU (2006b): Eckpunktepapier Novellierung der 1. BImSchV (Stand 10. November 2006). Berlin: BMU. http://www.bosy-online.de/eckpunktepapier_10nov06.pdf (15.02.2008).

BMU (2006c): Bessere Luft für Europa – Thematische Strategie der Kommission. Abschätzungen der Folgen für Deutschland. Umwelt 2006 (6), S. 340-341.

BMU (2005a): Luftverschmutzung – ein weltweites Problem. Ergebnisse und Perspektiven der Luftreinhaltungskonferenz „Acid Rain“ im Juni 2005 in Prag. Umwelt 2005 (9), S. 502-504.

BMU (2005b): Staubsenkung unter der Genfer Luftreinhaltekonvention. Expertengruppe durch deutsche Initiative begründet. Umwelt 2005 (2), S. 105-107.

Bundesregierung (2007): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Michael Kauch, Birgit Homburger, Angelika Brunkhorst, weiterer Abgeordneter und der Fraktion der FDP. Drucksache 16/4638. Feinstaubemissionen bei Holzverbrennung – Novellierung der 1. Bundesimmissionsschutzverordnung. Berlin: BMU. http://www.bmu.de/luftreinhaltung/parl_vorgaenge/doc/38985.php (04.06.2007).

Central Environment Council (2005): Future Policy for Motor Vehicle Emission Reduction (Eighth Report). Tokio: Central Environment Council. http://www.env.go.jp/en/air/aq/mv/vehicle-8th.pdf (19.02.2008).

Ceto-Verlag (2006): So heizen die Deutschen. Leipzig: Ceto-Verlag. http://www.brennstoffspiegel.de/print.php?id=221&menu=2%2006/2006 (19.02.2008).

Cofala, J., Amann, M., Heyes, C., Wagner, F., Klimont, Z., Posch, M., Schöpp, W., Tarasson, L., Jonson, J. E., Whall, C., Stavrakaki, A. (2007): Analysis of Policy Measures to Reduce Ship Emissions in the Context of the Revision of the National Emissions Ceilings Directive. Final Report. Laxenburg: International Institute for Applied Systems Analysis.

DGAI (Deutsche Gesellschaft für Allergologie und klinische Immunologie), ÄDA (Ärzteverband Deutscher Allergologen), DAAU (Deutsche Akademie für Allergologie und Umweltmedizin) (2004): Weißbuch Allergie in Deutschland. München: Urban & Vogel.

Diegmann, V., Pfäfflin, F., Wursthorn, H. (2007a): Aktualisierung der Bestandsaufnahme der Luftreinhalte- und Aktionspläne. Endbericht. Freiburg: IVU Umwelt GmbH.

Diegmann, V., Pfäfflin, F., Wiegand, G., Wursthorn, H., Dünnebeil, F., Helms, H., Lambrecht, U. (2007b): Maßnahmen zur Reduzierung von Feinstaub und Stickstoffdioxid. Dessau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 22/07.

Dore, A. J., Vieno, M., Tang,Y. S., Dragosits, U., Dosio, A., Weston, K. J., Sutton, M. A. (2007): Modelling the atmospheric transport and deposition of sulphur and nitrogen over the United Kingdom and assessment of the influence of SO2 emissions from international shipping. Atmospheric Environment 41 (11), S. 2355-2367.

EEA (European Environment Agency) (2007a): Air pollution by ozone in Europe in summer 2006. Overview of exceedances of EC ozone threshold values for April-September 2006. Kopenhagen: EEA. EEA Technical Report 5/2007.

EEA (2007b): NEC Directive status report 2006. Kopenhagen: EEA. EEA Technical Report 15/2007.

EEA (2006a): Progress towards halting the loss of biodiversity by 2010. Kopenhagen: EEA. EEA Report 5/2006.

EEA (2006b): Annual European Community LRTAP Convention. Emission Inventory 1990-2004. Submission to EMEP through the Executive Secretary of the UNECE. Kopenhagen: EEA. EEA Technical Report 8/2006.

EEA (2005): The European Environment. State and Outlook 2005. Kopenhagen: EEA.

EEB (European Environmental Bureau), T&E (European Federation for Transport and Environment), Swedish NGO Secretariat on Acid Rain (2005): Clean Air for Europe. Comments regarding the forthcoming proposals from the European Commission for the Thematic Strategy on air pollution and for revision of the air quality legislation. Brüssel: EEB. Final draft 04-06-05.

ENTEC (2007): Assessment of the Implementation by the Member States of the IPPC Directive. Final Report. Brüssel: Europäische Kommission.

EPA (Environmental Protection Agency) (2007): Acid Rain Program 2006 Progress Report. Washington, DC: EPA.

Europäische Kommission (2007a): Questions and Answers on Implementation of the Integrated Pollution Prevention and Control Directive. Brüssel: Europäische Kommission. MEMO/07/441.

Europäische Kommission (2007b): Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on industrial emissions (integrated pollution prevention and control). Presented by the Commission. COM(2007) 844 final. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2007c): Vorschlag für eine Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates über die Typgenehmigung von Kraftfahrzeugen und Motoren hinsichtlich der Emissionen von schweren Nutzfahrzeugen (Euro VI) und über den Zugang zu Reparatur- und Wartungsinformationen für Fahrzeuge. KOM(2007) 851 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2007d): Towards an improved policy on industrial emissions. COM(2007) 843 final. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2005a): Proposal for a directive of the European Parliament and the Council on ambient air quality and cleaner air for Europe. COM(2005) 447 final. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2005b): Thematic Strategy on air pollution. COM(2005) 446 final. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2005c): Report of the Commission on the implementation of Directive 96/61/EC concerning integrated pollution prevention and control. COM(2005) 540 final. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2005d): Annex to: The Communication on Thematic Strategy on Air Pollution and The Directive on “Ambient Air Quality and Cleaner Air for Europe”. Impact Assessment. SEC(2005) 1133. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäisches Parlament (2008): Position of the European Parliament adopted at second reading on 11 December 2007 with a view to the adoption of Directive 2008/.../EC of the European Parliament and of the Council on ambient air quality and cleaner air for Europe. Brüssel: Europäisches Parlament. http://www.europarl.europa.eu/sides/getDoc.do?pubRef=-//EP//TEXT+TA+P6-TA-2007-0596+0+DOC+XML+V0//EN (27.02.2008).

Falkenberg, E. (2006): Luftreinhalteplanung in NRW und Beispiele für PM10 und NO2. In: Gesellschaft für Umweltrecht (Hrsg.): Dokumentation zur 29. wissenschaftlichen Fachtagung der Gesellschaft für Umweltrecht e.V. Berlin 2005. Berlin: Erich Schmidt, S. 107-122.

Fischer, G., Frohne, T., Gerharz, L., Hildebrandt, M., Klemm, O., Mildenberger, K., Nording, C., Rehberger, I., Schiffer, M., Voulkoudis, C. S. (2006): Veränderungen des NO/NO_2-Verhältnisses in Nordrhein-Westfalen (1984-2004) und mögliche Ursachen. Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung 18 (3), S. 155-163.

Franze, T., Weller, M. G., Niessner, R., Pöschl, U. (2005): Protein nitration by polutted air. Environmental Science & Technology 39 (6), S. 1673-1678.

Gammeltoft, P. (2005): Clearing the Air: From Pollution to Resolution. Shared Spaces 12 (04).

Görgen, R., Lambrecht, U. (2007): Feinstaubbelastung. Aktuelle Diskussion über den PM_{10}-Tagesmittelwert. Immissionsschutz 12 (1), S. 4-11.

Heinrich, J., Slama, R. (2007): Fine particles, a major threat to children. International Journal of Hygiene and Environmental Health 210 (5), S. 617-622.

Höpfner, U., Lambrecht, U., Dünnebeil, F. (2006): Dicke Luft in Städten und Gemeinden – Wie ist der Verkehr daran beteiligt, was kann er dagegen tun? Vortrag, Fachtagung „Öko-Verkehrs-Siegel und betriebliches Mobilitätsmanagement – für reine Luft im Berufsverkehr“, 23.03.2006, Umweltakademie Baden-Württemberg. http://www.umweltakademie.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/20702/VortragHoepfner.pdf?command=downloadContent&filename=VortragHoepfner.pdf (26.11.2007).

IEEP (Institute für European Environmental Policy) (2006): Proposed air quality Directive: Assessment of the Environmental impact of Parliament's amended proposal. Policy Brief for the EP Environment Committee IP/A/ENVI/FWC/2005-35. London: IEEP.

IIASA (International Institute for Applied Systems Analysis) (2007): GAINS - Greenhouse Gas and Air Pollution Interactions and Synergies. Laxenburg: IIASA. http://www.iiasa.ac.at/rains/gains.html?sb=7 (12.04.2007).

Jörß, W., Handke, V. (2007): Emissionen und Maßnahmenanalyse Feinstaub 2000-2020. Dessau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 38/07.

Kessler, C., Scholz, W., Ahrens, D., Niederau, A. (2007): Anstieg des NO_2/NO_x-Verhältnisses an Luftmessstationen in Baden-Württemberg zwischen 1995 und 2005. Immissionsschutz 12 (2), S. 68-72.

Kim, J. S. (2007): A China Environmental Health Projekt Research Brief. Transboundary Air Pollution – Will China Choke On Its Success? Washington, DC: Woodrow Wilson International Center for Scholars. http://www.wilsoncenter.org/index.cfm?topic_id=1421&fuseaction=topics.item&news_id=218780 (28.02.2008).

Klein, H., Benedictow, A., Fagerli, H. (2007): Transboundary air pollution by main pollutants (S, N, O_3) and PM. Germany. Oslo: Norwegian Meteorological Institute. MSC-W Data Note 1/2007. http://www.emep.int/publ/reports/2007/Country_Reports/report_DE.pdf (12.12.2007).

Koch, H.-J. (2006): Aktuelle Probleme des Luftreinhalterechts in der EU und in Deutschland. In: Geis, M.-E. (Hrsg.): Planung - Steuerung - Kontrolle. Festschrift für Richard Bartlsperger zum 70. Geburtstag. Berlin: Duncker & Humblot, S. 497-514.

KRdL (Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN - Normenausschuss KRdL) (2003a): Bewertung der gesundheitlichen Wirkungen von Stickstoffmonoxid und Stickstoffdioxid. Im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Düsseldorf: KRdL.

KRdL (2003b): Bewertung des aktuellen wissenschaftlichen Kenntnisstandes zur gesundheitlichen Wirkung von Partikeln in der Luft. Im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Düsseldorf: KRdL.

Krzyzanowski, M., Kuna-Dibbert, B., Schneider, J. (2005): Health effects of transport-related air pollution. Kopenhagen: WHO.

LAI (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz) (2006): Arbeitskreis „Ermittlung und Bewertung von Stickstoffeinträgen". Kurzbericht. Stand 13.09.2006. http://www.lanuv.nrw.de/landwirtschaft/zulassung/pdf/KurzBer_LAI_130906.pdf. (15.02.2008).

Lahl, U. (2008): Neue Anforderungen an die Abgasreinigung – die 37. BImSchV. In: Thomé-Kozmiensky, K. J., Beckmann, M. (Hrsg.): Energie aus Abfall. Bd. 4. Neuruppin: TK, S. 153-162.

Lambrecht, U. (2006): Ursachen der hohen NO_2-Belastung in Innenstädten. Beitrag von primärem NO_2 aus dem Abgas und aus der Ozonchemie. In: Kommission Reinhaltung der Luft (Hrsg.): Feinstaub und Stickstoffdioxid. Rechtliche Rahmenbedingungen, Minderung, Messung, Luftreinhaltepläne, Aktionspläne. Düsseldorf: VDI. KRdL-Schriftenreihe 36, S. 25-35.

Martin, K. C., Joskow, P. L., Ellerman, D. A. (2007): Time and Location Differentiated NOX Control in Competitive Electricity Markets Using Cap-and-Trade Mechanisms. Cambridge: MIT. CEEPR Working Paper 07-004.

McKibbin, W. J., Wilcoxen, P. J. (2002): Climate Change Policy after Kyoto - Blueprint for a Realistic Approach. Washington, DC: Brookings Institution Press.

Mills, N. L., Törnqvist, H., Gonzalez, M. C., Vink, E., Robinson, S. D., Söderberg, S., Boon, N. A., Donaldson, K., Sandström, S., Blomberg, A., Newby, D. E. (2007): Ischemic and Thrombotic Effects of Dilute Diesel-Exhaust Inhalation in Men with Coronary Heart Disease. New England Journal of Medicine 357 (11), S. 1075-1082.

o. V. (2007): Ermittlung und Bewertung von Stickstoffeinträgen. Immissionsschutz 12 (2), S. 79.

Rat der Europäischen Union (2007): Common position adopted by the Council with a view to the adoption of a Directive of the European Parliament and of the Council on ambient air quality and cleaner air for Europe. Brüssel: Rat der Europäischen Union. 16477/06.

Sparwasser, R. (2006a): Luftqualitätsplanung zur Einhaltung der EU-Grenzwerte. Vollzugsdefizite und ihre Rechtsfolgen. In: Gesellschaft für Umweltrecht (Hrsg.): Dokumentation zur 29. wissenschaftlichen Fachtagung der Gesellschaft für Umweltrecht e.V. Berlin 2005. Berlin: Erich Schmidt, S. 123-151.

Sparwasser, R. (2006b): Luftqualitätsplanung zur Einhaltung der EU-Grenzwerte - Vollzugsdefizite und ihre Rechtsfolgen. Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 25 (4), S. 369-377.

SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2007): Umweltverwaltungen unter Reformdruck. Herausforderungen, Strategien, Perspektiven. Sondergutachten. Berlin: Erich Schmidt.

SRU (2005a): Umwelt und Straßenverkehr. Hohe Mobilität - Umweltverträglicher Verkehr. Sondergutachten. Baden-Baden: Nomos.

SRU (2005b): Feinstaub durch Straßenverkehr - Bundespolitischer Handlungsbedarf. Berlin: SRU. Stellungnahme 6.

SRU (2004): Umweltgutachten 2004. Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern. Baden-Baden: Nomos.

SRU (2002): Umweltgutachten 2002. Für eine neue Vorreiterrolle. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

Theloke, J., Calaminus, B., Dünnebeil, F., Friedrich, R., Helms, H., Kuhn, A., Lambrecht, U., Nicklaß, D., Pregger, T., Reis, S., Wenzel, S., Jörß, W., Handke, V. (2007): Maßnahmen zur Einhaltung der Emissionshöchstmengen der NEC-Richtlinie. Dessau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 36/07.

Tietenberg, T. H. (2006): Emissions Trading. Principles and Practice. 2. Auflage. Washington, DC: Resources for the Future.

T&E (European Federation for Transport and Environment) (2005): EURO 5 Emission Limits for Passenger Cars and Light Duty Vehicles. Position Paper – September 2005. Brüssel: T&E. http://www.transportenvironment.org/docs/Positionpapers/2005/2005-09_euro5.pdf (19.02.2008).

UBA (Umweltbundesamt) (2008): Trotz günstiger Witterungsbedingungen im Jahr 2007 nach wie vor Überschreitungen der Grenzwerte für die Luftqualität. Vorläufige Auswertung der Luftbelastungssituation in Deutschland. Dessau: UBA. http://www.umweltbundesamt.de/luft/downloads/luftbelastung_2007.pdf (14.02.2008).

UBA (2007a): Jahresbericht 2006. Dessau: UBA.

UBA (2007b): UBALLL - Liste der Luftreinhaltepläne in Deutschland. Stand 24.11.2007. http://www.env-it.de/umweltbundesamt/luftdaten/download/public/html/Luftreinhalteplaene/uballl.htm (24.11.2007).

UBA (2007c): Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen seit 1990. Emissionsentwicklung 1990-2006, Treibhausgase und klassische Luftschadstoffe, inkl. erweiterte Auswertung und Äquivalentemissionen der Treibhausgase. Dessau: UBA. http://www.umweltbundesamt.de/emissionen/publikationen.htm (22.05.2007).

UBA (2007d): Umwelt Deutschland. Emissionen von Luftschadstoffen. http://www.env-it.de/umweltdaten/public/theme.do?nodeIdent=2359 (11.03.2008).

UBA (2006b): Umwelt Deutschland. Einträge von Luftschadstoffen. http://www.env-it.de/umweltdaten/public/theme.do?nodeIdent=2386 (31.01.2008).

UBA (2005a): Ozonsituation 2005 in der Bundesrepublik Deutschland. Dessau: UBA.

UBA (2005b): Daten zur Umwelt. Der Zustand der Umwelt in Deutschland. Berlin: Erich Schmidt.

UBA (2005d): Internationales BMU/UBA-Fachgespräch über den Beitrag des Fernstransport zur Feinstaubbelastung in Deutschland am 14. und 15. März 2005 im Umweltbundesamt Berlin. Schlussfolgerungen. Berlin: UBA. http://www.umweltbundesamt.de/luft/infos/veranstaltungen/fg_ferntrans_fsbel_2005/Schlussfolgerungen_fin.pdf (13.11.2007).

UNECE (United Nations Economic Commission for Europe) (2007): Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Genf: UNECE. http://www.unece.org/env/lrtap/welcome.html (10.03.2008).

Winkler, D. (2007): Anmerkung zum Beschluss des BVerwG vom 29. März 2007 - 7 C 9.06. Zeitschrift für Umweltrecht 18 (7-8), S. 364-366.

WHO (World Health Organization) (2004): Health aspects of air pollution. Results from the WHO project "Systematic review of health aspects of air pollution in Europe". Kopenhagen: WHO.

Kapitel 5

Agrawala, S. (Hrsg.) (2007): Climate change in the European Alps. Adapting winter tourism and natural hazards management. Paris: OECD.

Anderson, S. (2002): Identifying Important Plant Areas: a site selection manual for Europe, and a basis for developing guidelines for other regions of the world. London: Plantlife International. http://www.plantlife.org.uk/international/assets/important-plant-areas/IPAs-criteria-and-methodology/Europe-identifying-IPAs-English.pdf (29.04.2008).

Apfelbacher, D., Adenauer, U., Iven, K. (1999): Das Zweite Gesetz zur Änderung des Bundesnaturschutzgesetzes. Natur und Recht 21 (2), S. 63-78.

AUbE (Akademie für Umweltforschung und -bildung in Europa) (2003): Nationalparke als Wirtschaftsfaktor für eine nachhaltige Regionalentwicklung. Bielefeld: AUbE-Umweltakademie. http://www.aube-umweltakademie.de/PDF-Dateien/Artikel_Nationalparke_Wirtschaftsfaktor.pdf (22.01.2008).

Bairlein, F., Winkel, W. (2001): Birds and climate change. In: Lozan, J. L., Graßl, H., Hupfer, P. (Hrsg.): Climate of the 21st Century: Changes and Risks. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, S. 278-282.

Bakkenes, M., Alkemade, J. R. M., Ihle, F., Leemans, R., Latour, J. B. (2002): Assessing effects of forecasted climate change on the diversity and distribution of European higher plants for 2050. Global Change Biology 8 (4), S. 390-407.

Balzer, S., Ellwanger, G., Raths, U., Schröder, E., Ssymank, A. (2008): Verfahren und erste Ergebnise des nationalen Berichts nach Artikel 17 der FFH-Richtlinie. Natur und Landschaft 83 (3), S. 111-117.

Bathke, M., Brahms, E., Brenken, H., Haaren, C. von, Hachmann, R., Meiforth, J. (2003): Integriertes Gebietsmanagement. Neue Wege für Naturschutz, Grundwasserschutz und Landwirtschaft am Beispiel der Wassergewinnungsregion Hannover-Nord. Weikersheim: Margraf.

Bauer, M. W., Bogumil, J., Knill, C., Ebinger, F., Krapf, S., Reißig, K. (2007): Modernisierung der Umweltverwaltung. Reformstrategien und Effekte in den Bundesländern. Berlin: Edition Sigma. Modernisierung des öffentlichen Sektors 30.

Baumgarten, M., Teuffel, K. v. (2005): Nachhaltige Waldwirtschaft in Deutschland. In: Teuffel, K. v., Baumgarten, M., Hanewinkel, M., Konold, W., Sauter, U. H., Spiecker, H., Wilpert, K. v. (Hrsg.): Waldumbau für eine zukunftsorientierte Waldwirtschaft. Ergebnisse aus dem Südschwarzwald. Berlin: Springer, S. 1-10.

Bauriegel, G., Herzer, W., Neumann, F. (2000): Stand der Eingriffsregelung in Thüringen. Untersuchungen zur Umsetzung

von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen an ausgewählten Eingriffsvorhaben. Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen 37 (3), S. 66-75.

Bayerischer Landtag (2005): Gesetzentwurf der Staatsregierung zur Änderung des Bayerischen Naturschutzgesetzes und anderer Vorschriften. München: Bayerischer Landtag. Drucksache 15/3477.

BBA (Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft) (2004): Ein bedeutender Quarantäneschädling im Mais: Westlicher Maiswurzelbohrer Diabrotica virgifera virgifera. Braunschweig: BBA.

BBR (Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung) (2007): Flächeninanspruchnahme 2005. Bonn: BBR. http://www.bbr.bund.de/cln_005/nn_21994/DE/ForschenBeraten/Fachpolitiken/FlaecheLandschaft/Flaechenmonitoring/Flaechenerhebung_202005/Flaechenerhebung2005.html (03.04.2008).

Beck, S., Born, W., Dziock, S., Görg, C., Hansjürgens, B., Henle, K., Jax, K., Köck, W., Neßhöver, C., Rauschmayer, F., Ring, I., Schmidt-Loske, K., Unnerstall, H., Wittmer, H. (2006): Die Relevanz des Millennium Ecosystem Assessment für Deutschland. Leipzig: UFZ. UFZ-Bericht 02/2006.

Beck, U. (1986): Risikogesellschaft. Auf dem Weg in eine andere Moderne. Frankfurt a. M.: Suhrkamp.

Bennett, A. F. (1999): Linkages in the landscape. The role of corridors and connectivity in wildlife conservation. Gland: IUCN.

Benz, A., Koch, H.-J., Suck, A., Fizek, A. (2007): F+E-Vorhaben „Naturschutz unter sich verändernden gesellschaftlichen Rahmenbedingungen“. FKZ 805 81 012. Abschlussbericht. Hagen, Hamburg: FernUniversität in Hagen, Universität Hamburg.

Berchter, D. (2007): Die Eingriffsregelung im Naturschutzrecht. Defizite und Möglichkeiten zur Effektivierung des Gesetzesvollzugs. Baden-Baden: Nomos. Forum Umweltrecht 58.

Berg, C., Bilz, M., Ristow, M., Raab, B. (2008): Important Plant Areas (IPA). Ein internationales Konzept zum Schutz der Wildpflanzen der Erde. Naturschutz und Landschaftsplanung 40 (4), S. 101-105.

Berry, P. M., Dawson, T. P., Harrison, P. A., Pearson, R., Butt, N. (2003): The sensitivity and vulnerability of terrestrial habitats and species in Britain and Ireland to climate change. Journal for Nature Conservation 11 (1), S. 15-23.

BFANL (Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie) (1989): Leitlinien des Naturschutzes und der Landschaftspflege in der Bundesrepublik Deutschland. Bonn: BFANL. Natur und Landschaft, Beilage 64 (9).

BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2008): Daten zur Natur 2008. Münster: Landwirtschaftsverlag.

BfN (2007): Keine Entwarnung für gefährdete Lebensräume in Deutschland. Bonn: BfN. Hintergrundpapier. http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents /presse/Hintergrund_Rote_Liste.pdf (15.01.2008).

Biesmeijer, J. C., Roberts, S. P. M., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A. P., Potts, S. G., Kleukers, R., Thomas, C. D., Settele, J., Kunin, W. E. (2006): Parallel Declines in Pollinators and Insect-Pollinated Plants in Britain and the Netherlands. Science 313 (5785), S. 351-354.

Blackbourne, D. (2006): Die Eroberung der Natur. Eine Geschichte der deutschen Landschaft. München: Deutsche Verlags-Anstalt.

Blumentrath, S., Haaren, C. von, Hachmann, R., Lipski, A., Vogel, K., Wellter, M. (2007): Naturschutz in einem Betriebsmanagementsystem für eine nachhaltige Landwirtschaft. Vortrag, Tagung „Nachhaltige Landwirtschaft - Indikatoren, Bilanzierungsansätze, Modelle“, 21.06.2007, Zentrum für Umweltkommunikation, Osnabrück.

BMBF (Bundesministerium für Bildung und Forschung) (2005): Nationaler Aktionsplan für Deutschland. UN-Dekade „Bildung für nachhaltige Entwicklung“ 2005-2014. Berlin: BMBF.

BMBF (2002): Bericht der Bundesregierung zur Bildung für eine nachhaltige Entwicklung. Bonn: BMBF.

BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2007a): Agrobiodiversität erhalten, Potenziale der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft erschließen und nachhaltig nutzen. Bonn: BMELV.

BMELV (2007b): GAK - Die neuen Fördermöglichkeiten. Rahmenplan der Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“ (GAK) für den Zeitraum 2008 bis 2011. Bonn: BMELV. http://www.bmelv.de/cln_045/nn_751002/DE/04-Landwirtschaft/Foerderung/GAK/Rahmenplan/Rahmenplan2008.html__nnn=true (11.12.2007).

BMELV (2006): Bericht über den Zustand des Waldes 2006. Ergebnisse des forstlichen Umweltmonitorings. Berlin: BMELV.

BMELV (2004): Die zweite Bundeswaldinventur - BWI2. Berlin: BMELV. http://www.bmelv.de/cln_045/nn_753668/DE/06-Forstwirtschaft/Waldberichte/Bundeswaldinventur2.html__nnn=true (19.12.2007).

BMF (Bundesministerium der Finanzen) (2007): Bundeshaushaltsplan 2007: Einzelpläne. 16 - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. 1602 - Allgemeine Bewilligungen, Umweltschutz, Naturschutz, Erneuerbare Energien. Berlin: BMF. http://www.bundesfinanzministerium.de/bundeshaushalt2007/pdf/epl16/s160268504.pdf (23.01.2008).

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2007a): Biologische Vielfalt in Deutschland. Bericht über den Zustand von Arten und Lebensräumen nach der EU-Naturschutzrichtlinie (FFH-Richtlinie). Berlin: BMU. http://www.bmu.de/naturschutz_biologische_vielfalt/natura_2000/doc/40468.php (11.12.2007).

BMU (2007b): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Vom Bundeskabinett am 07.11.07 beschlossen. Berlin: BMU.

BMU (1998): Umweltgesetzbuch (UGB-KomE). Entwurf der Unabhängigen Sachverständigenkommission zum Umweltgesetzbuch beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Berlin: Duncker & Humblot.

BMVBS (Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung) (2007): Investitionen in die Bundesfernstraßen. Berlin: BMVBS. http://www.bmvbs.de/Verkehr/Strasse-,1442/Neubau-von-Autobahnen.htm (15.01.2008).

Böhme, C. (2005): Erfolgsbedingungen für ein effektives Kompensationsmanagement. In: Köck, W., Thum, R., Wolf, R. (Hrsg.): Praxis und Perspektiven der Eingriffsregelung.

Probleme der Flächen- und Maßnahmenbevorratung - Verknüpfung mit Umwelt- und Raumplanung. Baden-Baden: Nomos, S. 42-52.

Böhme, C., Bruns, E., Bunzel, A., Herberg, A., Köppel, J. (2005): Flächen- und Maßnahmenpools in Deutschland. Bonn: BfN. Naturschutz und Biologische Vielfalt 6.

Böttcher, M. (2006): Die Berücksichtigung von Verbundplanungen im Rahmen von Infrastrukturplanungen auf den vorgelagerten Ebenen - Stand und Defizite. Vortrag, Biotopverbundplanung – von der Planung zur Umsetzung, 6. und 7. September 2006, Halle.

Bohn, U., Gollup, G. (2007): Buchenwälder als natürliche Vegetation in Europa. Natur und Landschaft 82 (9/10), S. 391-397.

Borchers, U., Schell, C., Erdmann, K. H. (2008): Naturschutz und Naturbildung - Ein Blick zurück, ein Blick nach vorn. In: Lucker, T., Kölsch, O. (Hrsg.): Naturschutz und Bildung für nachhaltige Entwicklung. Fokus: Lebenslanges Lernen. Ergebnisse des F+E-Vorhabens „Bildung für nachhaltige Entwicklung (BNE) – Positionierung des Naturschutz". Bonn: BfN. Naturschutz und Biologische Vielfalt 50.

Brenken, H., Brink, A., Förster, A., Haaren, C. von, Klaffke, K., Rode, M., Tessin, W. (2003): Naturschutz, Naherholung und Landwirtschaft am Stadtrand. Integrierte Landnutzung als Konzept suburbaner Landschaftsentwicklung am Beispiel Hannover-Kronsberg. Bonn: BfN. Angewandte Landschaftsökologie 57.

Brinkmann, R. (1999): Möglichkeiten und Grenzen der Integration tierökologischer Daten in die Landschaftsplanung - dargestellt am Beispiel des Landschaftsplans Nenndorf. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 19 (2), S. 90-104.

Brosch, S., Harms, A., Makala, C., Oehlerking, B. (2006): Vergleich der Maßnahmen-/Managementplanung für die Natura 2000-Gebiete in den Bundesländern. Oldenburg: Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz.

Bruns, D., Mengel, A., Weingarten, E. (2005): Beiträge der flächendeckenden Landschaftsplanung zur Reduzierung der Flächeninanspruchnahme. Bonn: BfN. Naturschutz und Biologische Vielfalt 25.

Bruns, E. (2007): Bewertungs- und Bilanzierungsmethoden in der Eingriffsregelung. Analyse und Systematisierung von Verfahren und Vorgehensweisen des Bundes und der Länder. Berlin, Technische Universität, Fakultät VI, Dissertation.

BSH (Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie) (2006): 312 Ölverschmutzungen im Jahr 2004. Hamburg: BSH. http://www.bsh.de /de/Meeresdaten/Beobachtungen/DOD-Datenzentrum/Oelueberwachung /Oelueberwachung_2004.jsp (19.12.2007).

Bundesrat (2007a): Entschließung des Bundesrates „Das europäische Naturschutzrecht evaluieren und zukunftsfähig ausgestalten“. Berlin: Bundesrat. Drucksache 768/07.

Bundesrat (2007b): Gesetz zur weiteren Stärkung des bürgerschaftlichen Engagements. Berlin: Bundesrat. Drucksache 579/07.

Bundesregierung (2004): Perspektiven für Deutschland. Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. Fortschrittsbericht 2004. Berlin: Presse- und Informationsamt der Bundesregierung.

Bundesregierung (2002): Perspektiven für Deutschland. Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. Berlin: Presse- und Informationsamt der Bundesregierung.

Bunzel, A. (2004): Machbarkeitsstudie für ein Organisations- und Finanizerungskonzept zur Realisierung großräumiger Kompensationsmaßnahmen und/oder -flächenpools am Beispiel der Region Bremen/Niedersachsen. Berlin: Deutsches Institut für Urbanistik. http://edoc.difu.de/orlis/DF9058.pdf (24.07.2007).

Burkhardt, R., Baier, H., Bendzko, U., Bierhals, E., Finck, P., Liegl, A., Mast, R., Mirbach, E., Nagler, A., Pardey, A., Riecken, U., Sachtleben, J., Schneider, A., Szekely, S., Ullrich, K., Hengel, U. v., Zeltner, U., Zimmermann, F. (2004): Empfehlungen zur Umsetzung des § 3 BNatSchG „Biotopverbund“. Ergebnisse des Arbeitskreises „Länderübergreifender Biotopverbund“ der Länderfachbehörden mit dem BfN. Bonn: BfN. Naturschutz und Biologische Vielfalt 2.

Burls, A., Caan, W. (2005): Human health and nature conservation. British Medical Journal 331 (7527), S. 1221-1222.

Burmeister, J. H. (1988): Der Schutz von Natur und Landschaft vor Zerstörung. Eine juristische und rechtstatsächliche Untersuchung. Düsseldorf: Werner. Umweltrechtliche Studien 2.

Camphuysen, K. C. J., Fleet, D. M., Reineking, B., Skov, H. (2005): Oil Pollution and Seabirds. Wadden Sea Ecosystem 2005 (19), S. 115-124.

CBD (Convention on Biological Diversity) (2004): COP 7 Decision VII/30. Kuala Lumpur, 9-20 February 2004. Strategic Plan: future evaluation of progress. Montreal: SCBD. http://www.biodiv.org/decisions/default.aspx?m=COP-07&id=7767&lg=0. (19.12.2007).

CBD (2002a): COP 6 Decision VI/9. The Hague, 7-19 April 2002. Global Strategy for Plant Conservation. Montreal: SCBD. http://www.biodiv.org/decisions /default.aspx?m=COP-06&id=7183&lg=0 (19.12.2007).

CBD (2002b): COP 6 Decision VI/26. The Hague, 7-19 April 2002. Strategic Plan for the Convention on Biological Diversity. Montreal: SCBD. http://www.biodiv.org /decisions/default.aspx?m=COP-06&id=7200&lg=0 (19.12.2007).

Chamaillé-Jammes, S., Massott, M., Aragon, P., Clobert, J. (2006): Global warming and positive fitness response in mountain populations of commons lizards *Lacerta vivpara*. Global Change Biology 12 (2), S. 392-402.

Clark, J. B. (1888): Capital and its earnings. Baltimore: American Economic Association. Publications of the American Economic Association Vol. 3, No. 2.

Claßen, T., Kistemann, T., Schillhorn, K. (2005): Naturschutz und Gesundheitsschutz: Identifikation gemeinsamer Handlungsfelder. Bonn: BfN. Naturschutz und Biologische Vielfalt 23.

Compas, E. (2007): Measuring exurban change in the American West: a case study in Gallatin County, Montana, 1973-2004. Landscape and Urban Planning 82 (1-2), S. 56-65.

Czybulka, D. (2007): Stiftungsnationalparke. Natur und Recht 29 (2), S. 122-132.

Deutscher Bundestag (2007a): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Cornelia Behm, Ulrike Höfgen, Bärbel Höhn, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN. Drucksache 16/5704. Erhaltung der landwirtschaftlichen Nutzflächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 16/5886.

Deutscher Bundestag (2007b): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Dr. Anton Hofreiter, Undine Kurth (Quedlinburg), Winfried Hermann, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN - Drucksache 16/5835. Bundeswildwegeplan als Ergänzung zum Bundesverkehrswegeplan. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 16/6049.

Deutscher Bundestag (2006a): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Dr. Christel Happach-Kasan, Hans-Michael Goldmann, Christian Ahrendt, weiterer Abgeordneter und der Fraktion der FDP (Drucksache 16/286). Munitionsaltlasten in der Ostsee. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 16/353.

Deutscher Bundestag (2006b): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Horst Meierhofer, Birgit Homburger, Michael Kauch, weiterer Abgeordneter und der Fraktion der FDP: Umweltrechtliche Regelungen der geplanten Föderalismusreform und Konsequenzen für den Bürokratieabbau. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 16/767.

DIA (Deutsches Institut für Altersvorsorge) (2007): Geld, Einkommen und Vermögen. Geldvermögen und Geldanlage privater Haushalte. Köln: DIA. http://www.dia-vorsorge.de/df_020330.htm (30.01.2008).

Dierßen, K., Reck, H. (1998): Konzeptionelle Mängel und Ausführungsdefizite bei der Umsetzung der Eingriffsregelung im kommunalen Bereich. Teil A: Defizite in der Praxis. Naturschutz und Landschaftsplanung 30 (11), S. 341-345.

Dieter, M., Englert, H., Klein, M. (2001): Abschätzung des Rohholzpotentials für die energetische Nutzung in der Bundesrepublik Deutschland. Hamburg: Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft. Arbeitsbericht des Instituts für Ökonomie 2001/11.

Döring, R., Egan-Krieger, T. von, Ott, K. (2007): Eine Naturkapitaldefinition oder „Natur“ in der Kapitaltheorie. Greifswald: Universität Greifswald. Wirtschaftswissenschaftliche Diskussionspapiere 10/2007.

Donald, P. F., Sanderson, F. J., Burfield, I. J., Bierman, S. M., Gregory, R. D., Waliczky, Z. (2007): International Conservation Policy Delivers Benefits for Birds in Europe. Science 317 (5839), S. 810-813.

Doyle, U., Ristow, M. (2006): Biodiversitäts- und Naturschutz vor dem Hintergrund des Klimawandels. Für einen dynamischen integrativen Schutz der biologischen Vielfalt. Naturschutz und Landschaftsplanung 38 (4), S. 101-107.

Driesch, M. von den, Löhne, C., Lobin, W. (2008): Die Globale Strategie zur Erhaltung der Pflanzen - Vernetzung der Akteure in Deutschland. Natur und Landschaft 83 (1), S. 7-11.

Driesch, M. von den, Löhne, C. (2007): Globale Strategie zur Erhaltung der Pflanzen - Umsetzung in Deutschland. Vortrag, GSPC-Workshop, 10./11. Oktober 2007, Bonn.

DRL (Deutscher Rat für Landespflege) (2003): Naturschutz in Deutschland - eine Erfolgsstory? Bonn: DRL. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege 75.

Dudley, N. (1998): Forests and climate change. A report for WWF International. San Jose. http://www.equilibriumresearch.com/upload/document/climatechangeandforests.pdf (19.12.2007).

DVL (Deutscher Verband für Landschaftspflege) (2007): Natura 2000 braucht Beratung der Bauern. Naturschutz und Landschaftsplanung 39 (11), S. 327.

Ebach, J. (1986): Ursprung und Ziel. Erinnerte Zukunft und erhoffte Vergangenheit. Biblische Exegesen, Reflexionen, Geschichten. Neukirchen: Neukirchener Verlag.

EBCC (European Bird Census Council) (2007): European wild bird indicators 2007 update. EBCC. http://www.ebcc.info/index.php?ID=291 (08.04.2008).

EEA (European Environment Agency) (2007a): Europe's environment. The fourth assessment. Kopenhagen: EEA. State of the environment report 1/2007.

EEA (2007b): Halting the loss of biodiversity by 2010: proposal for a first set of indicators to monitor progress in Europe. Kopenhagen: EEA. EEA Technical report 11/2007.

EEA (2007c): The pan-European environment: glimpses into an uncertain future. Kopenhagen: EEA. EEA Report 4/2007.

EEA (2007d): PRELUDE - Prospective environmental analysis of land use development in Europe. Kopenhagen: EEA. http://www.eea.europa.eu/multimedia /interactive/prelude-scenarios/prelude (21.01.2008).

EEA (2006): Urban sprawl in Europe. The ignored challenge. Kopenhagen: EEA. EEA Report 10/2006.

EEA (2004): Impacts of Europe's changing climate. An indicator-based assessment. Luxemburg: Office for Official Publications of the European Communities. EEA Report 2/2004.

Eichner, T., Tschirhart, J. (2007): Efficient ecosystem services and naturalness in an ecological/economic model. Environmental and Resource Economics 37 (4), S. 733-755.

Erz, W. (1998): Geschichte der Naturschutzbewegung. In: Kowarik, I. (Hrsg.): Naturschutz und Denkmalpflege: Wege zu einem Dialog im Garten. Zürich: vdf, S. 57-66.

Erz, W. (1990): Geschichte des Naturschutzes. Natur und Landschaft 65 (3), S. 103-106.

Europäische Kommission (2008): Progress towards halting the loss of biodiversity by 2010. A first assessment of implementing the EC biodiversity action plan. Brüssel: Europäische Kommission. http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/ rep_biodiv_ap/pdf/2007_report.pdf (20.03.2008).

Europäische Kommission (2007): Natura 2000 Barometer. Brüssel: Europäische Kommission. http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/barometer /index_ en.htm (20.11.2007).

Europäische Kommission (2006): Eindämmung des Verlustes der biologischen Vielfalt bis zum Jahr 2010 - und darüber hinaus. Erhalt der Ökosystemleistungen zum Wohl der Menschen. KOM(2006) 216 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2004): Finanzierung von Natura 2000. KOM(2004) 431 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

EWSA (Europäischer Wirtschafts- und Sozialausschuss) (2006): Stellungnahme zum Thema „Kampagne der EU zur Erhaltung der Biodiversität - die Position und der Beitrag der Zivilgesellschaft“. Brüssel: Europäischer Wirtschafts- und Sozialausschuss. NAT/296.

Fischer-Hüftle, P. (2007): Zur Gesetzgebungskompetenz auf dem Gebiet „Naturschutz und Landschaftspflege“ nach der Föderalismusreform. Natur und Recht 29 (2), S. 78-85.

Fleckenstein, M. (2005): Bundesstiftung Natur – „Für und Wider“ einer Naturschutzvision. In: Brickwedde, F., Fuellhaas, U., Stock, R., Wachendörfer, V., Wahmhoff, W. (Hrsg.): Landnutzung im Wandel – Chance oder Risiko für den Naturschutz. Berlin: Erich Schmidt, S. 165-170.

Franke, H.-D., Gutow, L. (2004): Long-term changes in the macrozoobenthos around the rocky island of Helgoland (German Bight, North Sea). Helgoland Marine Research 58 (4), S. 303-310.

Frid, C., Hammer, C., Law, R., Loeng, H., Pawlak, J. R., Reid, P. C., Tasker, M. (2003): Environmental Status of the European Seas. Kopenhagen: International Council for the Exploration of the Sea.

Fritz, P. (Hrsg.) (2006): Ökologischer Waldumbau in Deutschland. München: oekom verlag.

Frohn, H.-W., Schmoll, F. (Hrsg.) (2006): Natur und Staat. Staatlicher Naturschutz in Deutschland 1906-2006. Bonn: BfN. Naturschutz und Biologische Vielfalt 35.

Fuchs, D., Hänel, K., Jeßberger, J., Lipski, A., Reck, H., Reich, M., Sachtleben, J., Finck, P., Riecken, U. (2007): National bedeutsame Flächen für den Biotopverbund. Natur und Landschaft 82 (8), S. 345-351.

Gay, S. H., Osterburg, B., Schmidt, T. (2004): Szenarien der Agrarpolitik – Untersuchung möglicher agrarstruktureller und ökonomischer Effekte unter Berücksichtigung umweltpolitischer Zielsetzungen. Endbericht für ein Forschungsvorhaben im Auftrag des SRU. Stuttgart: Metzler-Poeschel. Materialien zur Umweltforschung 37.

Gebhard, U. (1994): Kind und Natur. Die Bedeutung der Natur für die psychische Entwicklung. Opladen: Westdeutscher Verlag.

Gellermann, M. (2007): Das besondere Artenschutzrecht in der kommunalen Bauleitplanung. Natur und Recht 29 (10), S. 132-138.

Gellermann, M. (2005): Natura 2000: Rechtsfragen eines im Aufbau befindlichen Schutzgebietsnetzes. Zeitschrift für Umweltrecht 16 (12), S. 581-585.

Giddens, A. (1995): Konsequenzen der Moderne. Frankfurt a. M.: Suhrkamp.

Gitay, H., Suárez, A., Watson, R. T., Dokken, D. J. (Hrsg.) (2002): Climate Change and Biodiversity. Genf: IPCC. IPCC Technical Paper 5.

Gödde, M. (2006): Natura 2000 auf Militärflächen in Brandenburg: Offenland oder Wildnis im Lichte des EuGH-Urteils C-6/04? Vortrag, 09.09.2006, Potsdam.

Haan, G. de (2003): Bildung für nachhaltige Entwicklung. In: Simonis, U. E. (Hrsg.): Öko-Lexikon. München: Beck, S. 34-35.

Haan, G. de (1999): Umweltbildung. In: Brilling, O., Kleber, E. W. (Hrsg.): Hand-Wörterbuch Umweltbildung. Baltmannsweiler: Schneider-Verlag Hohengehren, S. 5-7.

Haan, G. de, Jungk, D., Kutt, K., Michelsen, G., Nitschke, C., Schnurpel, U., Seybold, H. (1997): Umweltbildung als Innovation. Bilanzierungen und Empfehlungen zu Modellversuchen und Forschungsvorhaben. Heidelberg: Springer.

Haaren, C. von (2007): Bedarfsgerechte Darstellung in der räumlichen Umweltplanung. Naturschutz und Landschaftsplanung 39 (5), S. 143-148.

Haaren, C. von, Bathke, M. (2007): Integrated landscape planning and remuneration of agri-environmental services. Results of a case study in the Fuhrberg region of Germany. Journal of Environmental Management (im Druck).

Haaren, C. von, Albert, C., Mahnkopf, B., Petermann, C. (2007): Etablierung nachhaltiger Sicherungsmaßnahmen für den Naturschutz in der Diepholzer Moorniederung. Hannover: Universität Hannover, Institut für Umweltplanung. Beiträge zur räumlichen Planung 83.

Haaren, C. von, Michaelis, P. (2005): Handelbare Flächenausweisungsrechte und Planung. Informationen zur Raumentwicklung 2005 (4/5), S. 325-331.

Haarich, M., Theobald, N., Bachor, A., Weber, M. v., Grünwald, K., Petenati, T., Schröter-Kermani, C., Jansen, W., Bladt, A. (2005): Organische Schadstoffe. In: Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (Hrsg.): Messprogramm Meeresumwelt. Zustandsbericht 1999-2002 für Nordsee und Ostsee. Hamburg: BSH, S. 195-218.

Haber, W. (2008): Biological Diversity - A concept going Astray? GAIA 17 (S1), S. 91-96.

Haber, W. (1998): Das Konzept der differenzierten Landnutzung - Grundlage für Naturschutz und nachhaltige Naturnutzung. In: Bundesministerium für Umwelt

Naturschutz und Rektorsicherheit (Hrsg.): Ziele des Naturschutzes und einer nachhaltigen Naturnutzung in Deutschland. Bonn: BMU, S. 57-64.

Haber, W. (1971): Landschaftspflege durch differenzierte Bodennutzung. Bayerisches landwirtschaftliches Jahrbuch 48 (Sonderheft 1), S. 19-35.

Habermas, J. (1984): Vorstudien und Ergänzungen zur Theorie des kommunikativen Handelns. Frankfurt a. M.: Suhrkamp.

Hampicke, U. (2006): Jeder Markt honoriert nicht den Aufwand, sondern das Ergebnis. In: Hampicke, U. (Hrsg.): Anreiz. Ökonomie der Honorierung ökologischer Leistungen. Bonn: BfN. BfN-Skripten 179, S. 161-172.

Hampicke, U. (2005): Was kostet anspruchsvoller Naturschutz? In: Brickwede, F., Fuellhaas, U., Stock, R., Wachendörfer, V., Wahmhoff, W. (Hrsg.): Landnutzung im Wandel - Chance oder Risiko für den Naturschutz. Berlin: Erich Schmidt, S. 87-94.

Hampicke, U. (1992): Ökologische Ökonomie. Individuum und Natur in der Neoklassik. Opladen: Westdeutscher Verlag.

Hampicke, U. (1991): Naturschutz-Ökonomie. Stuttgart: Ulmer.

Hänel, K. (2007): Methodische Grundlagen zur Bewahrung und Wiederherstellung großräumig funktionsfähiger ökologischer Beziehungen in der räumlichen Umweltplanung. Lebensraumnetzwerke für Deutschland. Kassel, Universität, Dissertation.

Hänel, K. (2006): Der Stand landesweiter Biotopverbundplanungen in Deutschland - ein aktueller Überblick. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 43 (Sonderheft), S. 5-15.

Haney, L. B. (1949): History of economic thought. A critical account of the origin and development of the economic theories of the leading thinkers in the leading nations. New York: Macmillan.

Hansen, A. J., Neilson, R. P., Dale, V. H., Flather, C. H., Iverson, L. R., Currie, D. J., Shafer, S., Cook, R., Bartlein, P. J. (2001): Global Change in Forests: Responses of Species, Communities, and Biomes. BioScience 51 (9), S. 765-779.

Hansen, L. J., Biringer, J. L., Hoffman, J. R. (Hrsg.) (2003): Buying time: A user's manual for building resistance and resilience to climate change in natural systems. Berlin: WWF.

Hansjürgens, B., Lübbe-Wolf, G. (Hrsg.) (2000): Symbolische Umweltpolitik. Frankfurt a. M.: Suhrkamp.

Hansmann, K. (1998): Das Konzept der Vorhabengenehmigung - Eine Stellungnahme zum UGB I aus Sicht des Vertreters eines Landesumweltministeriums. Zeitschrift für angewandte Umweltforschung 11 (1), S. 14-19.

Hartwig, O. (2006): Spenden und Sponsoring in Naturschutz und Umweltbildung. LÖBF-Mitteilungen 2006 (1), S. 23-26.

Heiland, S. (2007): Demografischer Wandel - (k)ein Thema für die Zukunft des Naturschutzes? Natur und Landschaft 82 (1), S. 2-5.

Heiland, S., Regener, M., Stutzriemer, S. (2004): Folgewirkungen der demografischen Entwicklung in Sachsen im Geschäftsbereich des SMUL. Dresden: Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung.

Hein, G., Kruse-Graumann, L. (2004): Von der Umweltbildung zum Lernen für Nachhaltigkeit. In: Deutsches MAB-Nationalkomitee beim Bundesministerium für Umwelt Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.): Voller Leben. UNESCO-Biosphärenreservate - Modellregionen für eine Nachhaltige Entwicklung. Berlin: Springer, S. 53-58.

HELCOM (Helsinki Commission) (2006): HELCOM Indicator Fact Sheets for 2006. Helsinki: HELCOM. http://www.helcom.fi/environment2/ifs/ifs2006/en_GB/cover/ (06.11.2007).

HELCOM (2003): The Baltic Marine Environment 1999-2002. Helsinki: HELCOM. Baltic Sea Environment Proceedings 87.

Henniges, Y., Danzeisen, H., Zimmermann, R.-D. (2005): Regionale Klimatrends mit Hilfe der phänologischen Uhr, dargestellt am Beispiel Rheinland-Pfalz. Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung 17 (1), S. 28-34.

Hettelingh, J.-P., Posch, M., Slootweg, J., Reinds, G. J., Spranger, T., Tarrason, L. (2007): Critical loads and dynamic modelling to assess European areas at risk of acidification and eutrophication. In: Brimblecombe, P. (Hrsg.): Acid rain - Deposition to recovery. Dordrecht: Springer, S. 379-384.

Hönig, H.-J. (2006): Fundraising für Umweltverbände. LÖBF-Mitteilungen 2006 (1), S. 18-22.

Hötker, H., Rahmann, G., Jeromin, K. (2004): Positive Auswirkungen des Ökolandbaus auf Vögel der Agrarlandschaft - Untersuchungen in Schleswig-Holstein auf schweren Ackerböden. In: Rahmann, G., Elsen, T. van (Hrsg.): Naturschutz als Aufgabe des Ökologischen Landbaus. Braunschweig: FAL. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 272, S. 43-59.

Hoffmann, A., Hoffmann, S., Weimann, J. (2005): Irrfahrt Biodiversität. Eine kritische Sicht auf europäische Biodiversitätspolitik. Marburg: Metropolis. Ökologie und Wirtschaftsforschung 58.

Hüppop, O., Winkel, W. (2006): Climate change and timing of spring migration in the long-distance migrant Ficedula hypoleuca in central Europe: the role of spatially

different temperature changes along migration routes. Journal of Ornithology 147 (2), S. 344-353.

ICES (International Council for the Exploration of the Sea) (2007): Report of the ICES Advisory Committee on the Fishery Management, Advisory Committee on the Marine Environment and Advisory Committee on Ecosystems, 2007. Book 6: North Sea. Kopenhagen: ICES. ICES Advice 2007, 6.

Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit (2007): Naturparks und Gesundheit. Projektbeschreibung. Bonn: Universität Bonn. http://www.naturparks-und-gesundheit.de/index.html (23.01.2008).

Jänicke, M. (1996a): Erfolgsbedingungen von Umweltpolitik. In: Jänicke, M. (Hrsg.): Umweltpolitik der Industrieländer. Entwicklung, Bilanz, Erfolgsbedingungen. Berlin: Edition Sigma, S. 9-28.

Jänicke, M. (Hrsg.) (1996b): Umweltpolitik der Industrieländer. Entwicklung, Bilanz, Erfolgsbedingungen. Berlin: Edition Sigma.

Jänicke, M., Weidner, H. (Hrsg.) (1997): National Environmental Policies. A Comparative Study of Capacity-Building. Berlin: Springer.

Jessel, B. (2006): Abstimmung der Umweltziele der WRRL mit den Erhaltungs- und Entwicklungszielen der FFH-Richtlinie. Wasser und Abfall 8 (5), S. 20-23.

Jessel, B., Rudolf, R., Feickert, U., Wellhöfer, U. (2003): Nachkontrollen in der Eingriffsregelung - Erfahrungen aus 4 Jahren Kontrollpraxis in Brandenburg. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 12 (4), S. 144-149.

Job, H., Harrer, B., Metzler, D., Hajizadeh-Alamdary, D. (2005): Ökonomische Effekte von Großschutzgebieten. Untersuchung der Bedeutung von Großschutzgebieten für den Tourismus und die wirtschaftliche Entwicklung der Region. Bonn: BfN. BfN-Skripten 135.

Kamp, L. van, Bujarrabal, B., Gentile, A. R., Jones, R. J. A., Montanarella, L., Olazabal, C., Selvaradjou, S.-K. (Hrsg.) (2004): Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection. EUR 21319 EN/4. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

Kaphengst, T., Prochnow, A., Hampicke, U. (2005): Ökonomische Analyse der Rinderhaltung in halboffenen Weidelandschaften - Volks- und betriebswirtschaftliche Kostenanalyse aus sechs Gebieten. Naturschutz und Landschaftsplanung 37 (12), S. 369-375.

Kaplan, R. (2007): Employees' reactions to nearby nature at their workplace: The wild and the tame. Landscape and Urban Planning 82 (1-2), S. 17-24.

Kaufmann-Hayoz, R. (2001): Welche Fähigkeiten erfordert die Umsetzung einer nachhaltigen Entwicklung? In: Altner, G., Michelsen, G. (Hrsg.): Ethik und Nachhaltigkeit. Grundsatzfragen und Handlungsperspektiven im universitären Agendaprozess. Frankfurt a. M.: VAS, S. 207-221.

Kettunen, M., Terry, A., Tucker, G. (2007): Preparatory work for developing guidance on the maintenance of landscape connectivity features of major importance for wild flora and fauna. Guidance on the implementation of Article 3 of the Birds Directive (79/409/EEC) and Article 10 of the Habitats Directive (92/43/EEC). London: Institute for European Environmental Policy.

Kiemstedt, H., Ott, S., Mönnecke, M. (1996): Methodik der Eingriffsregelung. Gutachten zur Methodik der Ermittlung, Beschreibung und Bewertung von Eingriffen in Natur und Landschaft, zur Bemessung von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen sowie von Ausgleichszahlungen. Teil 3: Vorschläge zur bundeseinheitlichen Anwendung der Eingriffsregelung nach § 8 Bundesnaturschutzgesetz. Stuttgart: Umweltministerium Baden-Württemberg. LANA-Schriftenreihe 6.

Kirsch-Stracke, R., Haaren, C. von (2005): Einführung und Überblick. In: Institut für Landschaftspflege und Naturschutz (Hrsg.): Der Heimatbegriff in der nachhaltigen Entwicklung. Inhalte, Chancen und Risiken. Weikersheim: Margraf, S. 1-6.

Klein, A.-M., Vaissère, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., Tscharntke, T. (2007): Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. Proceedings of the Royal Society of London, B 274 (1608), S. 303-313.

Kloepfer, M. (2006): Föderalismusreform und Umweltgesetzgebungskompetenzen. Zeitschrift für Gesetzgebung 21 (3), S. 250-271.

Klooth, K., Louis, H. W. (2005): Der rechtliche Status der Europäischen Vogelschutzgebiete und der Gebiete von gemeinschaftlicher Bedeutung. Natur und Recht 27 (7), S. 438-442.

Knapp, H. D., Nickel, E., Plachter, H. (2007): Buchenwälder - ein europäischer Beitrag zum Waldarbeitsprogramm der CBD. Natur und Landschaft 82 (9/10), S. 386-390.

Knop, E., Herzog, F. (2007): Positiver Effekt vernetzter Ökowiesen auf Wirbellose. Agrarforschung 14 (4), S. 168-173.

Koch, H.-J. (2007): Die naturschutzrechtliche Eingriffsregelung. In: Kerkmann, J. (Hrsg.): Naturschutzrecht in der Praxis. Berlin: Lexxion, S. 63-137.

Koch, H.-J. (2004): Naturschutz und Landschaftspflege in der Reform der bundesstaatlichen Ordnung. Bonn: BfN. BfN-Skripten 109.

Koch, H.-J., Krohn, S. (2006): Umwelt in schlechter Verfassung? Der Umweltschutz nach der Föderalismusreform. Natur und Recht 28 (11), S. 673-680.

Köck, W. (2005): Einführung. In: Heilmann, J., Simon, J., Wolf, R. (Hrsg.): Praxis und Perspektiven der Eingriffsregelung. Baden-Baden: Nomos. Recht, Ökonomie und Umwelt 15, S. 9-12.

Korn, H., Epple, C. (Hrsg.) (2006): Biologische Vielfalt und Klimawandel. Gefahren, Chancen, Handlungsoptionen. Bonn: BfN. BfN-Skripten 148.

Korsch, H., Westhus, W. (2004): Auswertung der floristischen Kartierung und der Roten Listen Thüringens für den Naturschutz. Haussknechtia 10, S. 3-67.

Kratsch, D. (2006): Rechtliche Grundlagen der Nachkontrollen im Rahmen der Eingriffsregelung. In: Mayer, F. (Hrsg.): Qualitätssicherung in der Eingriffsregelung. Nachkontrolle von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen. Bonn: BfN. BfN-Skripten 182, S. 3-22.

Krebs, A. (Hrsg.) (1997): Naturethik. Grundtexte der gegenwärtigen tier- und ökoethischen Diskussion. Frankfurt a. M.: Suhrkamp.

Kreft, H., Jetz, W. (2007): Global patterns and determinants of vascular plant diversity. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 104 (14), S. 5925-5930.

Kroese, R., Butler Flora, C. (1992): Stewards of the land. LEISA Magazine 8 (2), S. 5-6.

Küchler-Krischun, J., Brendle, U. (2008): Willkommen in der Heimat. Politische Ökologie 26 (109), S. 46-49.

Lahmer, W. (2006): Auswirkungen von Klimaänderungen im Land Brandenburg auf Wasserhaushalt, Forst- und Landwirtschaft. In: Umweltbundesamt (Hrsg.): UBA-Workshop: Klimaänderungen - Herausforderungen für den Bodenschutz am 28. und 29. September 2005. Dessau: UBA. UBA-Texte 06/06, S. 31-54.

Lambrecht, H., Trautner, J. (2007): Fachinformationssystem und Fachkonventionen zur Bestimmung der Erheblichkeit im Rahmen der FFH- Verträglichkeitsprüfung. Endbericht zum Teil Fachkonventionen. Ufoplan-Vorhaben FKZ 804 82 004. Hannover, Filderstadt: accuraplan, Arbeitsgruppe für Tierökologie und Planung.

LANA (Bund-/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Naturschutz Landschaftspflege und Erholung) (2005): Erfahrungen in den Ländern mit freiwilligen Vereinbarungen bei der Umsetzung der Anforderungen des europäischen Netzes NATURA 2000. Bericht für die 65. UMK vom 03.-04.11.2005 in Rostock. Bremen: LANA.

Land Trust Alliance (2006): 2005 National Land Trust Census Report. Washington, DC: Land Trust Alliance.

Landtag von Baden-Württemberg (2007): Umsetzung der FFH-Richtlinie in Baden-Württemberg. Landtag von Baden-Württemberg. Drucksache 14/1043.

Landtag von Sachsen-Anhalt (2005): Entwurf eines Gesetzes zur Neufassung der Bauordnung des Landes Sachsen-Anhalt, zur Erleichterung von Investitionen und zum Abbau von Eigentums-, Marktzutritts- und Wettbewerbsbeschränkungen im Land Sachsen-Anhalt (Drittes Investitionserleichterungsgesetz). Magdeburg: Landtag von Sachsen-Anhalt. Drucksache 4/2252.

Laufer, H., Waitzmann, M. (2001): Ochsenfrösche auf dem Vormarsch? Naturschutz-Info 2001 (2), S. 25-27.

Leemans, R., Eickhout, B. (2004): Another reason for concern: regional and global impacts on ecosystems for different levels of climate change. Global Environmental Change 14 (3), S. 219-228.

Leibenath, M., Kochan, B., Witschas, S. (2007): Natura 2000 und grenzüberschreitender Biotopverbund an der polnisch-deutschen und der tschechisch-deutschen Grenze. Natur und Landschaft 82 (6), S. 268-275.

LEL (Landesanstalt für Entwicklung der Landwirtschaft und der ländlichen Räume) (1998): Förderwegweiser MLR. Marktentlastungs- und Kulturlandschaftsausgleich (MEKA). Schwäbisch Gmünd: LEL. http://www.landwirtschaft-mlr.baden-wuerttemberg.de/servlet/PB//menu/1149014_l1/index1104852976518.html (14.02.2008).

Leuschner, C. (2005): Naturschutz vor dem Hintergrund von Klimaveränderungen und Landnutzungswandel. In: Michael Otto Stiftung für Umweltschutz (Hrsg.): Hamburger Gespräche für Naturschutz 2005. Hamburg: Michael Otto Stiftung für Umweltschutz, S. 16-19.

LÖBF NRW (Landesanstalt für Ökologie Bodenordnung und Forsten Nordrhein-Westfalen) (2004): Zur Umsetzung der Biodiversitätskonvention in Nordrhein-Westfalen. Ein Positionspapier der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten NRW. Recklinghausen: LÖBF NRW.

Loewe, P., Klein, H., Becker, G., Nies, H., Brockmann, U., Schmolke, S., Dick, S., Schrader, D., Frohse, A., Schulz, A., Herrmann, J., Theobald, N., Klein, B., Weigelt, S. (2006): Nordseezustand 2004. Hamburg: Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie. Berichte des BSH 40.

Louis, H. W. (2006a): Die Strategische Umweltprüfung für Landschaftspläne. Umwelt- und Planungsrecht 26 (8), S. 285 - 289.

Louis, H. W. (2006b): Die Gesetzgebungszuständigkeit für Naturschutz und Landschaftspflege nach dem Gesetzentwurf zur Föderalismusreform. Zeitschrift für Umweltrecht 17 (7-8), S. 340-344.

Louis, H. W. (2004): Rechtliche Grenzen der räumlichen, funktionalen und zeitlichen Entkoppelung von Eingriff und Kompensation (Flächenpools und Ökokonto). Natur und Recht 26 (11), S. 714-719.

LUBW (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg) (2007): Klimawandel und Insekten. Kurzfassung. Karlsruhe: LUBW.

Lucker, T., Kölsch, O. (Hrsg.) (2008): Naturschutz und Bildung für nachhaltige Entwicklung. Fokus: Lebenslanges Lernen. Ergebnisse des F+E-Vorhabens „Bildung für nachhaltige Entwicklung (BNE) - Positionierung des Naturschutz“. Bonn: BfN. Naturschutz und Biologische Vielfalt 50.

Ludwig, G., Schnittler, M. (2007): Ein verbessertes Verfahren zur Ermittlung der Verantwortlichkeit für die weltweite Erhaltung von Arten. Natur und Landschaft 82 (12), S. 536-540.

Luhmann, N. (1986): Ökologische Kommunikation. Kann die moderne Gesellschaft sich auf ökologische Gefährdungen einstellen? Opladen: Westdeutscher Verlag.

Luhmann, N. (1984): Soziale Systeme. Frankfurt a. M.: Suhrkamp.

MacArthur, R. H., Wilson, E. O. (1967): The Theory of Island Biogeography. New Jersey: Princeton University Press.

Meißner, G. (2006): Biotopverbund im Land Berlin - Erfahrungen in einem städtischen Ballungsraum. Vortrag, Workshop Biotopverbundplanung - von der Planung zur Umsetzung, 6. und 7. September 2006, Halle.

Menzel, A., Sparks, T. H., Estrella, N., Koch, E., Aasa, A., Ahas, R., Alm-Kubler, K., Bissolli, P., Braslavska, O., Briede, A., Chmielewski, F. M., Crepinsek, Z., Curnel, Y., Dahl, A., Defila, C., Donnelly, A., Filella, Y., Jatczak, K., Mage, F., Mestre, A., Nordli, O., Penuelas, J., Pirinen, P., Remisova, V., Scheifinger, H., Striz, M., Susnik, A., Vliet, A. J. H. van, Wielgolaski, F.-E., Zach, S., Zust, A. (2006): European phenological response to climate change matches the warming pattern. Global Change Biology 12 (10), S. 1969-1976.

Merchant, C. (1987): Der Tod der Natur. Ökologie, Frauen und neuzeitliche Naturwissenschaften. München: Beck.

Michelsen, G. (2005): Verpasst die Weiterbildung einen wichtigen Diskurs? Erwachsenenbildung für eine nachhaltige Entwicklung. DIE - Zeitschrift für Erwachsenenbildung 12 (4), S. 31-34.

Millennium Ecosystem Assessment (2005): Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. Washington DC: Island Press.

Miller, C., Kettunen, M. (2006): Finanzierung von Natura 2000. Leitfaden. Online Version: Europäische kommission, Generaldirektion Umwelt. ENV.B.2/SER/2005/0020.

Miller, J. (2007): Eröffnungsrede. Vortrag, Stärkung der Wettbewerbsfähigkeit der Forstwirtschaft, Europäische Konferenz, 20.-21.06.2007, München.

Mitlacher, G., Schulte, R. (2005): Steigerung des ehrenamtlichen Engagements in Naturschutzverbänden. Bonn: BfN. BfN-Skripten 129.

Müller, J., Bußler, H., Utschick, H. (2007): Wie viel Totholz braucht der Wald? Naturschutz und Landschaftsplanung 39 (6), S. 165-170.

Müller-Pfannenstiel, K., Wulfert, K. (2007): Eingriffsregelung an der Schnittstelle Landschaftsplanung und Artenschutz. In: Deutscher Rat für Landespflege (Hrsg.): 30 Jahre naturschutzrechtliche Eingriffsregelung - Bilanz und Ausblick. Bonn: DRL. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege 80, S. 35-40.

Musson, A. E. (1977): Wissenschaft, Technik und Wirtschaftswachstum im achtzehnten Jahrhundert. Frankfurt: Suhrkamp.

NABU (Naturschutzbund Deutschland) (2007a): Der NABU-Bundeswildwegeplan. Bonn: NABU Bundesverband.

NABU (2007b): Grünlandumbruch und Maisanbau in Natura 2000-Gebieten: Ein Fallbeispiel aus der Eifel. Berlin: NABU.

NABU (2007c): Mehr Platz für Lerche, Hase und Rebhuhn. NABU kritisiert Beschluss zur Abschaffung der Flächenstilllegung. Berlin: NABU. http://www.nabu.de/m01/m01_02/06438.html (08.11.2007).

Nagel, H.-D., Gauger, T., Haenel, H.-D., Rösemann, C., Becker, R., Kraft, P., Schlutow, A., Schütze, G., Weigelt-Kirchner, R., Anshelm, F. (2008): Critical Loads für Säureeinträge und eutrophierenden Stickstoff. In: Gauger, T., Haenel, H.-D., Rösemann, C., Nagel, H.-D., Becker, R., Kraft, P., Schlutow, A., Schütze, G., Weigelt-Kirchner, R., Anshelm, F. (Hrsg.): Nationale Umsetzung UNECE-Luftreinhaltekonvention (Wirkungen). Teil 2: Wirkungen und Risikoabschätzungen: Critical Loads, Biodiversität, Dynamische Modellierung, Critical Levels, Überschreitungen, Materialkorrosion. Braunschweig: FAL. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft (im Erscheinen).

Nagel, H.-D., Becker, R., Eitner, H., Hübener, P., Kunze, F., Schlutow, A., Schütze, G., Weigelt-Kirchner, R. (2004): Critical Loads für Säure und eutrophierenden Stickstoff. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Förderkennzeichen 200 85 212. Strausberg: Gesellschaft für Ökosystemanalyse und Umweltdatenmanagement.

National Trust (2007): Discover the National Trust. Warrington: National Trust. http://www.nationaltrust.org.uk/main/w-trust/w-thecharity.htm (30.01.2008).

Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer (2003): Ranger im niedersächsischen Wattenmeer. Die Nationalpark-Wacht stellt sich vor. Wilhelmshaven: Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer. http://cdl.niedersachsen.de/blob/images/C6618854_L20.pdf (22.01.2008).

Nehls, G. (2007): EU-Vogelschutzgebiet Eiderstedt: Blauer Brief für schlechten Grünlandschutz. Betrifft: Natur 11 (4), S. 8-9.

Neumann-Gorsolke, U. (2004): Herrschen in den Grenzen der Schöpfung. Ein Beitrag zur alttestamentlichen Anthropologie am Beispiel von Psalm 8, Genesis 1 und verwandten Texten. Neukirchen: Neukirchener Verlag.

Niedersächsisches Ministerium für den ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2007a): Informationsbroschüre über die einzuhaltenden anderweitigen Verpflichtungen (Cross Compliance) für die Empfänger von Direktzahlungen und Teilnehmer an Agrar-Umweltmaßnahmen. Hannoer: ML. http://cdl.niedersachsen.de/blob/images/C33889309_L20.pdf (17.08.2007).

Niedersächsisches Ministerium für den ländlichen Raum Ernährung Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2007b): Richtlinie über die Gewährung von Zuwendungen für das Niedersächsische/Bremer Agrar- Umweltprogramm (NAU/BAU) 2007. Hannover: ML. http://cdl.niedersachsen.de/blob/images/C33143144_L20.pdf (13.07.2007).

Niedersächsisches Ministerium für den ländlichen Raum Ernährung Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2006): PROFIL - Programm zur Förderung im ländlichen Raum. Niedersachsen und Bremen 2007 bis 2013. Hannover: ML. http://www.ml.niedersachsen.de/master/C20359226_N20358583_L20_D0_I655.html (21. Januar 2008).

Noss, R. F. (2001): Beyond Kyoto: Forest Management in a Time of Rapid Climate Change. Conservation Biology 15 (3), S. 578-590.

Oheimb, G. von, Eischeid, I., Finck, P., Grell, H., Härdtle, W., Mierwald, U., Riecken, U., Sandkühler, J. (2004): Halboffene Weidelandschaft Höltigbaum - Perspektiven für den Erhalt und die naturverträgliche Nutzung von Offenlandlebensräumen. Bonn: BfN. Naturschutz und Biologische Vielfalt 36.

Olson, M. (1968): Die Logik des kollektiven Handelns. Kollektivgüter und die Theorie der Gruppen. Tübingen: Mohr.

Oppermann, B., Schipper, S., Hachmann, R., Meiforth, J., Warren-Kretschmar, B. (2007): Leitfäden zur interaktiven Landschaftsplanung. Bonn: BfN. Naturschutz und Biologische Vielfalt 40.

Oréade-Brèche (2005): Bewertungen von Agrarumweltmaßnahmen. Auzeville: Oréade-Brèche. http://ec.europa.eu/agriculture/eval/reports/measures/index_fr.htm (18.01.2008).

Ott, K. (2005): „Heimat“-Argumente als Naturschutzbegründungen in Vergangenheit und Gegenwart. In: Institut für Landschaftspflege und Naturschutz (Hrsg.): Der Heimatbegriff in der nachhaltigen Entwicklung. Inhalte, Chancen und Risiken. Weikersheim: Margraf, S. 79-101.

Ott, K. (1996): Zum Verhältnis naturethischer Argumente zu praktischen Naturschutzmaßnahmen unter besonderer Berücksichtigung der Abwägungsproblematik. In: Nutzinger, H. G. (Hrsg.): Naturschutz, Ethik, Ökonomie. Theoretische Begründungen und praktische Konsequenzen. Marburg: Metropolis, S. 93-134.

Ott, K., Döring, R. (2007): Soziale Nachhaltigkeit: Suffizienz zwischen Lebensstilen und politischer Ökonomie. In: Beckenbach, F., Hampicke, U., Leipert, C., Meran, G., Minsch, J., Nutzinger, H. G., Pfriem, R., Weimann, J., Wirl, F., Witt, U. (Hrsg.): Soziale Nachhaltigkeit. Marburg: Metropolis. Jahrbuch Ökologische Ökonomik 5, S. 35-71.

Ott, K., Voget, L. (2007): Ethische Dimensionen einer Bildung für nachhaltige Entwicklung. BNE-Journal 2007 (2). http://www.bne-portal.de/coremedia/generator/pm/de/Ausgabe__001/01__Beitr_C3_A4ge/Ott__Voget_3A_20Ethische_20Dimensionen (27.03.2008).

Ott, K., Döring, R. (2004): Theorie und Praxis starker Nachhaltigkeit. Marburg: Metropolis.

Ott, K., Potthast, T., Gorke, M., Nevers, P. (1999): Über die Anfänge des Naturschutzgedankens in Deutschland und den USA im 19. Jahrhundert. In: Heyen, E. V. (Hrsg.): Naturnutzung und Naturschutz in der europäischen Rechts- und Verwaltungsgeschichte. Baden-Baden: Nomos. Jahrbuch für Europäische Verwaltungsgeschichte 11, S. 1-55.

Parmesan, C., Yohe, G. (2003): A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. Nature 421 (6918), S. 37-42.

Penn-Bressel, G. (2005): Begrenzung der Landschaftszerschneidung bei der Planung von Verkehrswegen. GAIA 14 (2), S. 130-134.

Perry, A. L., Low, P. J., Ellis, J. R., Reynolds, J. D. (2005): Climate Change and Distribution Shifts in Marine Fishes. Science 308 (5730), S. 1912-1915.

Pielow, L. (1990): Analyse der Organisation der Naturschutzverwaltungen in der Bundesrepublik Deutschland und einigen Nachbarstaaten und Entwicklung von

Vorschlägen zur Stärkung der Naturschutzverwaltungen. Gutachten im Auftrag des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.

Pimm, S. L. (2002): Hat die Vielfalt des Lebens auf der Erde eine Zukunft? Natur und Kultur 3 (2), S. 3-33.

Planta Europa (2002): European Plant Conservation Strategy. London: Planta Europa. http://www.plantaeuropa.org/pe-EPCS-what_it_is.htm (25.04.2008).

Poiani, K. A., Richter, B. D., Anderson, M. G., Richter, H. E. (2000): Biodiversity Conservation at Multiple Scales: Functional Sites, Landscapes, and Networks. BioScience 50 (2), S. 133-146.

Potthast, T. (Hrsg.) (2007): Biodiversität - Schlüsselbegriff des Naturschutzes im 21. Jahrhundert? Bonn: BfN. Naturschutz und Biologische Vielfalt 48.

Proelß, A. (2006): Die Sicherstellung der naturschutzrechtlichen Ausgleichspflicht. Rekultivierungsanordnung und Sicherheitsleistung im immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren. Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 25 (6), S. 665-660.

Raab, B., Zahlheimer, W. A. (2005): Naturschutzbotanik - Stützpunkte gegen die Verarmung unserer Flora. Floristische Rundbriefe 39, S. 97-111.

Raadts, B. (2006): Die naturschutzrechtliche Eingriffsregelung und Vorschläge zu ihrer Weiterentwicklung in Baden-Württemberg - Konkretisiert anhand einer Erfolgskontrolle an der NBS/ABS Karlsruhe-Basel sowie einer Übersicht zu den Vorgaben der Länder. Osnabrück, Fachhochschule, Diplomarbeit.

Ramsauer, U. (1997): Die Bedeutung der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung für die Planfeststellung am Beispiel der Transrapid-Planung. Natur und Recht 19 (9), S. 419-426.

Raths, U., Balzer, S., Ersfeld, M., Euler, U. (2006): Deutsche Natura-2000-Gebiete in Zahlen. Natur und Landschaft 81 (2), S. 68-80.

Raymond, L. (2004): Economic Growth as Environmental Policy? Reconsidering the Environmental Kuznets Curve. Journal of Public Policy 24 (3), S. 327-348.

Reck, H., Hänel, K., Böttcher, M., Tillmann, J., Winter, A. (2005): Lebensraumkorridore für Mensch und Natur. Bonn-Bad Godesberg: BfN. Naturschutz und Biologische Vielfalt 17.

Reck, H., Walter, R., Osinski, E., Heinl, T., Kaule, G. (1996): Räumlich differenzierte Schutzprioritäten für den Arten- und Biotopschutz in Baden-Württemberg: Zielartenkonzept. Stuttgart: Universität Stuttgart, Institut für Landschaftsplanung und Ökologie.

Reiter, K., Roggendorf, W., Runge, T., Schnaut, G., Horlitz, T., Leiner, C. (2005): Agrarumweltmaßnahmen - Kapitel VI der VO (EG) Nr. 1257/1999. In: Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.): Aktualisierung der Halbzeitbewertung von PROLAND Niedersachsen. Programm zur Entwicklung der Landwirtschaft und des ländlichen Raumes gem. Verordnung (EG) Nr. 1257/1999. Braunschweig: FAL, Kapitel 6.

Reuther, C. (Hrsg.) (2002): Fischotterschutz in Deutschland - Grundlagen für einen nationalen Artenschutzplan. Hankensbüttel: Gruppe Naturschutz. HABITAT 14.

Riecken, U., Finck, P., Raths, U., Schröder, E., Ssymank, A. (2006): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Zweite fortgeschriebene Fassung 2006. Bonn: BfN. Naturschutz und Biologische Vielfalt 34.

Röhrscheid, S., Hennek, F. (2005): Spendenfinanziertes Flächenmanagement im Naturschutz - ein Geschäftsmodell? In: Brickwedde, F., Fuellhaas, U., Stock, R., Wachendörfer, V., Wahmhoff, W. (Hrsg.): Landnutzung im Wandel - Chance oder Risiko für den Naturschutz. Berlin: Erich Schmidt, S. 159-164.

Root, T. L., Price, J. T., Hall, K. R., Schneider, S. H., Rosenzweig, C., Pounds, J. A. (2003): Fingerprints of global warming on wild animals and plants. Nature 421 (6918), S. 57-60.

Rosa, H. (2005): Beschleunigung. Die Veränderung der Zeitstrukturen in der Moderne. Frankfurt a. M.: Suhrkamp.

Rostow, W. W. (1960): The stages of economic growth. A non-communist manifesto. Cambridge: Cambridge University Press.

Ruschkowski, E. von (2008): Ursachen und Lösungsansätze für Akzeptanzprobleme in Großschutzgebieten. Hannover, Leibniz Universität, Institut für Umweltplanung, Dissertation.

SCBD (Secretariat of the Convention on Biological Diversity) (2007): Globale Strategie zur Erhaltung der Pflanzen. Übersetzung der englischen Originalfassung von April 2002. Montreal: SCBD.

Schaber, J., Badeck, F.-W. (2005): Plant phenology in Germany over the 20th century. Regional Environmental Change 5 (1), S. 37-46.

Schäfer, L. (1993): Das Bacon-Projekt. Von der Erkenntnis, Nutzung und Schonung der Natur. Frankfurt a. M.: Suhrkamp.

Schenk, C. (2005): Vom Truppenübungsplatz zum Großschutzgebiet. In: Brickwedde, F., Fuellhaas, U., Stock, R., Wachendörfer, V., Wahmhoff, W. (Hrsg.): Landnutzung im Wandel - Chance oder Risiko für den Naturschutz. Berlin: Erich Schmidt, S. 143-150.

Scherfose, V. (2007): Bundesweit bedeutsame Gebiete für den Naturschutz - Herleitung, Auswahlkriterien, Länderspezifika und Bilanzierung. In: Scherfose, V. (Hrsg.): Bundesweit bedeutsame Gebiete für den Naturschutz. Bonn: BfN. Naturschutz und Biologische Vielfalt 43, S. 7-28.

Scherfose, V., Hoffman, A., Jeschke, L., Panek, N., Riecken, U., Ssymank, A. (2007): Gefährdung und Schutz von Buchenwäldern in Deutschland. Natur und Landschaft 82 (9/10), S. 416-422.

Schlitt, M. (1992): Umweltethik. Philosophisch-ethische Reflexionen, theologische Grundlagen, Kriterien. Paderborn: Schöningh.

Schmidt, M., Ewald, J., Fischer, A., Oheimb, G. von, Kriebitzsch, W.-U., Schmidt, W., Ellenberg, H. (2003): Liste der Waldgefäßpflanzen Deutschlands. Hamburg: Wiedebusch. Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Hamburg 212.

Schramek, J. (2001): Agrarumweltmaßnahmen in der EU - Ergebnisse aus 22 Fallstudienregionen. In: Osterburg, B., Nieberg, H. (Hrsg.): Agrarumweltprogramme - Konzepte, Entwicklungen, künftige Ausgestaltung. Braunschweig: FAL. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 231.

Schulze-Fielitz, H. (2007): Umweltschutz im Föderalismus - Europa, Bund und Länder. Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 26 (3), S. 249-259.

Schumacher, J., Fischer-Hüftle, P. (2003): Bundesnaturschutzgesetz. Kommentar. Stuttgart: Kohlhammer.

Schumacher, W. (2005): Erfolge und Defizite des Vertragsnaturschutzes im Grünland der Mittelgebirge Deutschlands. In: DBU (Hrsg.): Landnutzung im Wandel - Chance oder Risiko für den Naturschutz. Berlin: Erich Schmidt, S. 191-200.

Schuster, K. (2003): Lebensstil und Akzeptanz von Naturschutz. Heidelberg: Asanger.

Schweppe-Kraft, B. (2006): Private Naturschutzfinanzierung. Bedarf und Chancen. LÖBF-Mitteilungen 2006 (1), S. 12-17.

Seidling, W. (2006): Auswirkungen des Trockenstresses 2003 auf den Waldzustand. Schlussbericht zum HS-Vorhaben 05HS005. Eberswalde: Fachhochschule Eberswalde.

Seymour, L. (2003): Nature and psychological well-being. Peterborough: English Nature. English Nature Research Report 533.

Sluis, T. v. d., Bloemmen, M., Bouwma, I. M. (2004): European Corridors: Strategies for corridor development for target species. Tilburg: ECNC.

Spangenberg, J. H. (2007): Biodiversity pressure and the driving forces behind. Ecological Economics 61 (1), S. 146-158.

Sperber, G., Hatzfeldt, H. G. (2007): Hat die Buche eine forstliche Perspektive in Deutschland? Natur und Landschaft 82 (9/10), S. 436-438.

Sperle, T. (2007): Leitfaden zum Monitoring gemäß Art. 11 FFH-Richtlinie. Berlin: NABU, BUND. http://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/naturschutz /naturschutzrecht/8.pdf (11.10.2007).

SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2007a): Klimaschutz durch Biomasse. Sondergutachten. Berlin: Erich Schmidt.

SRU (2007b): Umweltverwaltungen unter Reformdruck Herausforderungen, Strategien, Perspektiven. Sondergutachten. Berlin: Erich Schmidt.

SRU (2006): Der Umweltschutz in der Föderalismusreform. Berlin: SRU. Stellungnahme 10.

SRU (2005a): Rechtsschutz für die Umwelt - die altruistische Verbandsklage ist unverzichtbar. Berlin: SRU. Stellungnahme 5.

SRU (2005b): Umwelt und Straßenverkehr. Hohe Mobilität - Umweltverträglicher Verkehr. Sondergutachten. Baden-Baden: Nomos.

SRU (2004a): Meeresumweltschutz für Nord- und Ostsee. Sondergutachten. Baden-Baden: Nomos.

SRU (2004b): Umweltgutachten 2004. Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern. Baden-Baden: Nomos.

SRU (2002a): Für eine Stärkung und Neuorientierung des Naturschutzes. Sondergutachten. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

SRU (2002b): Stellungnahme zum Regierungsentwurf zur deutschen Nachhaltigkeitsstrategie. Berlin: SRU.

SRU (2002c): Umweltgutachten 2002. Für eine neue Vorreiterrolle. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

SRU (2000): Umweltgutachten 2000. Schritte ins nächste Jahrtausend. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

SRU (1998): Umweltgutachten 1998. Umweltschutz: Erreichtes sichern - Neue Wege gehen. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

SRU (1996): Umweltgutachten 1996. Zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

SRU (1994): Umweltgutachten 1994. Für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

SRU (1991): Allgemeine ökologische Umweltbeobachtung. Sondergutachten. Oktober 1990. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

Ssymank, A., Balzer, S., Ullrich, K. (2006): Biotopverbund und Kohärenz nach Artikel 10 der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Naturschutz und Landschaftsplanung 38 (2), S. 45-49.

Statistisches Bundesamt (2006): Land- und Forstwirtschaft, Fischerei. Siedlungs- und Verkehrsfläche nach Art der tatsächlichen Nutzung. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.

Statistisches Bundesamt (2005): Land- und Forstwirtschaft, Fischerei. Siedlungs- und Verkehrsfläche nach Art der tatsächlichen Nutzung. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.

Steffen, A. (2007): Die Eingriffsregelung im Länderrecht am Beispiel Brandenburgs. In: Deutscher Rat für Landespflege (Hrsg.): 30 Jahre naturschutzrechtliche Eingriffsregelung - Bilanz und Ausblick. Bonn: DRL. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege 80, S. 41-44.

Streitfert, A., Grünhage, L., Jäger, H.-J. (2005): Klimawandel und Pflanzenphänologie in Hessen. Gießen: Institut für Pflanzenökologie.

Sudfeldt, C., Dröschmeister, R., Grüneberg, C., Mitschke, A., Schöpf, H., Wahl, J. (2007): Vögel in Deutschland 2007. Steckby: Dachverband Deutscher Avifaunisten.

Sukopp, H., Wurzel, A. (1999): Changing climate and the effects on flora and vegetation in Central European cities. In: Klötzli, F., Walther, G.-R. (Hrsg.): Recent shifts in vegetation boundaries of deciduous forests, especially due to global warming. Basel: Birkhäuser, S. 91-120.

Szekely, S. (2006): Die Planung von überörtlichen Biotopverbundsystemen zum Aufbau des ökologischen Verbundsystems in Sachsen-Anhalt. Vortrag, Workshop Biotopverbundplanung - von der Planung zur Umsetzung, 6. und 7. September 2006, Halle.

Takacs, D. (1996): The idea of biodiversity. Philosophies of paradise. Baltimore: Johns Hopkins University Press.

Temple, H. J., Terry, A. (Hrsg.) (2007): The Status and Distribution of European Mammals. Luxembourg: Office for Special Publications of the European Communities.

Thomas, C. D., Cameron, A., Green, R. E., Bakkenes, M., Beaumont, L. J., Collingham, Y. C., Erasmus, B. F. N., de Siqueira, M. F., Grainger, A., Hannah, L.,

Hughes, L., Huntley, B., Jaarsveld, A. S. v., Midgley, G. F., Miles, L., Ortega-Huerta, M. A., Townsend Peterson, A., Phillips, O. L., Williams, S. E. (2004): Extinction risk from climate change. Nature 427 (6970), S. 145-148.

Thuiller, W. (2004): Patterns and uncertainties of species' range shifts under climate change. Global Change Biology 10 (12), S. 2020-2027.

Thum, R. (2006a): Chancen und Risiken von Flächenbevorratung und Ökokonto: Ein Praxistest. Umwelt- und Planungsrecht 26 (8), S. 289-296.

Thum, R. (2006b): Wirksame Unterschutzstellung von Natura-2000-Gebieten. Natur und Recht 28 (11), S. 687-693.

Thum, R. (2005): Die Kontrolle der Durchführung der Eingriffsregelung - Ein Problemaufriss. In: Köck, W., Thum, R., Wolf, R. (Hrsg.): Praxis und Perspektiven der Eingriffsregelung. Baden-Baden: Nomos, S. 26-41.

Tischew, S., Rexmann, B., Schmidt, M., Teubert, H., Grauper, S., Heymann, T. (2004): Langfristige Wirksamkeiten von Kompensationsmaßnahmen bei Straßenbauprojekten. Bonn: BMVBW. Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik 887.

Trommer, G. (o. J.): Naturerziehung und Naturbildung. Jena: NABU Thüringen. http://thueringen.nabu.de/imperia/md/content/thueringen/tagungnaturerleben/4.pdf (23.01.2008).

UBA (Umweltbundesamt) (2007): KomPass - Kompetenzzentrum Klimafolgen und Anpassung. Fachinformationen. Dessau: UBA. http://osiris.uba.de/gisudienste /Kompass/fachinformationen/zukunft.htm (15.02.2007).

UBA (2006): Umweltbelastungen durch die Landwirtschaft. Dessau: UBA. http://www.umweltbundesamt.de/landwirtschaft/nahrungsmittelproduktion/umweltbelastungen.htm (11.03.2006).

UBA (2005): Daten zur Umwelt. Der Zustand der Umwelt in Deutschland. Ausgabe 2005. Berlin: Erich Schmidt.

Volkery, A. (2007): Föderalismus und Naturschutz. Anatomie eines Spannungsfelds. Wiesbaden: Deutscher Universitäts-Verlag.

Walther, G.-R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T. J. C., Fromentin, J.-M., Hoegh-Guldberg, O., Bairlein, F. (2002): Ecological responses to recent climate change. Nature 416 (6879), S. 389-395.

WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen) (2006): Die Zukunft der Meere - zu warm, zu hoch, zu sauer. Berlin: WBGU. Sondergutachten.

Weber, M. (1920): Gesammelte Aufsätze zur Religionssoziologie 1: Die protestantische Ethik und der Geist des Kapitalismus.Tübingen: Mohr.

Weidner, H., Jänicke, M. (Hrsg.) (2002): Capacity Building in National Environmental Policy. A Comparative Study of 17 Countries. Berlin: Springer.

Wendler, W. (2007): Bewirtschaftungsplanung nach WRRL versus FFH-Managementplanung. Synergien und Konflikte zwischen beiden Planungen in Flussgebieten. Naturschutz und Landschaftsplanung 39 (3), S. 73-78.

White, L. T. (1967): The historical roots of our ecologic crisis. Science 155 (3767), S. 1203-1207.

Wichtmann, W., Succow, M. (2006): Machbarkeit der Einrichtung von Nationalparken in Mecklenburg-Vorpommern, die durch Stiftungen getragen werden. Kurzbericht. Greifswald: DUENE, Ernst-Moritz-Arndt Universität.

Wilson, E. (2006): Adapting to Climate Chance at the Local Level: The Spatial Planning Response. Local Environment 11 (6), S. 609-625.

Wiltshire, K. H., Manly, B. F. J. (2004): The warming trend at Helgoland Roads, North Sea: phytoplankton response. Helgoland Marine Research 58 (4), S. 269-273.

Winkel, G. (2007): Waldnaturschutzpolitik in Deutschland. Remagen: Kessel. Freiburger Schriften zur Forst- und Umweltpolitik 13.

Winkel, G., Schaich, H., Konold, W., Volz, K.-R. (2005): Naturschutz und Forstwirtschaft: Bausteine einer Nutzungsstrategie im Wald. Bonn: BfN. Naturschutz und Biologische Vielfalt 11.

Witt, S. de, Dreier, J. (2006): Naturschutz. In: Hoppenburg, M., Witt, S. de (Hrsg.): Handbuch des öffentlichen Baurechts. Loseblatt-Ausgabe. München: Beck.

Wolf, A., Appel-Kummer, E. (2007): Demografische Entwicklung und Naturschutz. Perspektiven bis 2015. Bonn: BfN. BfN-Skripten 196.

Wolf, R. (2006): Artenschutz und Infrastrukturplanung. Zeitschrift für Umweltrecht 17 (11), S. 505-513.

WWF Deutschland (2006): Bilanz über 20 Jahre Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. Frankfurt a. M.: WWF Deutschland.

Zebisch, M., Grothmann, T., Schröter, D., Hasse, C., Fritsch, U., Cramer, W. (2005): Klimawandel in Deutschland. Vulnerabilität und Anpassungsstrategien klimasensitiver Systeme. Berlin: Umweltbundesamt. Climate Change 08/05.

Zeltner, U. (2006): Biotopverbundplanung im Land Schleswig-Holstein. Vortrag, Workshop Biotopverbundplanung - von der Planung zur Umsetzung, 6. und 7. September 2006, Halle.

Kapitel 6

AAV (Altlastensanierungs- und Altlastenaufbereitungsverband NRW) (2007): Jahresbericht 2007. Altlastensanierung und Stadtentwicklung. Hattingen: AAV.

Albrecht, F. M. (2006): Langzeitverhalten der Starkniederschläge in Baden-Württemberg und Bayern. KLIWA-Projekt A 1.1.3 "Trenduntersuchungen extremer Niederschlagsereignisse in Baden-Württemberg und Bayern". Offenbach: Deutscher Wetterdienst. KLIWA-Berichte 8.

Balla, S. (2007): Grundlagen der Berücksichtigung des Schutzgutes Boden in der Umweltprüfung. In: Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Thüringer Ministerium für Landwirtschaft Naturschutz und Umwelt (Hrsg.): Bodenschutz - regional bis europäisch. Leipzig: SMUL. Sächsisch-thüringische Bodenschutztage 2, S. 54-71.

Battis, U., Krautzberger, M., Löhr, R-P. (2007): Gesetz zur Erleichterung von Planungsvorhaben für die Innenentwicklung der Städte. Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 26 (2), S.121-129.

BGR (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe) (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Auflage. Stuttgart: Schweizerbart.

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2007a): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Vom Bundeskabinett am 07. November 2007 beschlossen. Berlin: BMU.

BMU (2007b): Entwurf Umweltgesetzbuch (UGB) Zweites Buch (II) – Wasserwirtschaft. Berlin: BMU. http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/ugb2_wasserwirtschaft.pdf (09.01.2008).

BMU (2006): Abschätzung der Folgen der Thematischen Strategie zur Verbesserung der Luftqualität für Deutschland. Art der Maßnahmen, deren Wirkungen und Kosten. Bonn: BMU. http://www.bmu.de/files/luftreinhaltung/downloads/application/pdf/strategien_luftqualitaet.pdf.

BMU (2005): Entwurf. Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Berlin: BMU.

BMU, BMVEL (Bundesministerium für Verbraucherschutz Ernährung und Landwirtschaft) (2002): Gute Qualität und sichere Erträge. Wie sichern wir die langfristige Nutzbarkeit unserer landwirtschaftlichen Böden? Berlin: BMU, BMVEL. http://www.umwelt.schleswig-holstein.de/servlet/is/31421/Bund_Konzept.pdf (20.11.2007).

Bovet, J. (2007): Rechtliche Bestandsaufnahme und Defizitanalyse bei der Umweltprüfung am Beispiel von Raumordnungsplänen. In: Köck, W. (Hrsg.): Effektivierung des raumbezogenen Planungsrechts zur Reduzierung der

Flächeninanspruchnahme. Berlin: Erich Schmidt. Umweltbundesamt, Berichte 01/07, S. 151-164.

Bundesrat (2006): Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für den Bodenschutz und zur Änderung der Richtlinie 2004/35/EG. Berlin: Bundesrat. Drucksache 696/06.

Bundesregierung (2002): Perspektiven für Deutschland. Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. Berlin: Presse- und Informationsamt der Bundesregierung.

Bunzel, A. (2006): BauGB-Novelle im Praxistest. Ergebnisbericht. Berlin: Deutsches Institut für Urbanistik. edoc.difu.de/edoc.php?id=ICMKE8O7 (19.03.2008).

BVB (Bundesverband Boden) (2006): Stellungnahme des Bundesverbandes Boden zur Novellierung der BBodSchV (August 2006). Marburg: BVB. http://www.bvboden.de/downloads/Stn_BBODSCHV_BVB_2006.pdf (09.04.2008).

Calliess, C., Ruffert, M. (Hrsg.) (2007): EUV/EGV. Das Verfassungsrecht der Europäischen Union mit Europäischer Grundrechtecharta. Kommentar. 3. Auflage. München: Beck.

Cramer, B., Botschek, J., Weyer, T. (2006): Untersuchung zur Bodenverdichtung nordrhein-westfälischer Böden. Bodenschutz 11 (3), S. 64-71.

Cramer, F. (2007): Bodenschutz im Rahmen von Cross Compliance. In: Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Thüringer Ministerium für Landwirtschaft Naturschutz und Umwelt (Hrsg.): Bodenschutz - regional bis europäisch. Leipzig: SMUL. Sächsisch-thüringische Bodenschutztage 2, S. 1-5.

Dederer, M. (2006): Pflanzenbauliche Verwertung von Gärresten. In: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (Hrsg.): Verwertung von Wirtschafts- und Sekundärrohstoffdüngern in der Landwirtschaft. Nutzen und Risiken. Darmstadt: KTBL. KTBL-Schrift 444, S. 191-197.

Düwel, O., Siebner, C. S., Utermann, J., Krone, F. (2007): Gehalte an organischer Substanz in Oberböden Deutschlands - Bericht über länderübergreifende Auswertungen von Punktinformationen im FISBo BGR. Hannover: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. http://www.bgr.bund.de/cln_011/DE/Themen/Boden/Produkte/Schriften/Downloads/Humusgehalte__Bericht,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/Humusgehalte_Bericht.pdf (15.10.2007).

EEA (European Environment Agency) (2005): The European Environment. State and Outlook 2005. Kopenhagen: EEA.

Eisele, J. (2008): Aktueller Stand des Wissens zur Wassererosion. In: Institut für Landwirtschaft und Umwelt (Hrsg.): Strategien zum Bodenschutz - Sachstand und

Handlungsbedarf. Bonn: ilu. Schriftenreihe des Instituts für Landwirtschaft und Umwelt 15, S. 143-146.

EMEA (European Agency for the Evaluation of Medicinal Products) (1996): Note for guidance: Environmental risk assessment for veterinary medicinal products other than gmo-containing and immunological products. London: EMEA. EMEA/CVMP/055/96-FINAL. http://www.emea.europa.eu/pdfs/vet/regaffair/005596en.pdf (09.04.2008).

Europäische Kommission (2007): Cereals: Council approves zero set-aside rate for autumn 2007 and spring 2008 sowings. Brüssel: Europäische Kommission. Press Release IP/07/1402. http://europa.eu/rapid/pressReleasesAction.do?reference =IP/07/1402&format=HTML (26.09.2007).

Europäische Kommission (2006a): Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für den Bodenschutz und zur Änderung der Richtlinie 2004/35/EG. KOM(2006) 232 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2006b): Thematische Strategie für den Bodenschutz. KOM(2006) 231 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2006c): Impact Assessment of the Thematic Strategy on Soil Protection. SEC(2006) 620. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2006d): Vorschlag für eine Richtlinie zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für den Bodenschutz und zur Änderung der Richtlinie 2004/35/EG. KOM(2006) 232 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Feldwisch, N., Balla, S., Friedrich, C. (2006): Orientierungsrahmen zur zusammenfassenden Bewertung von Bodenfunktionen. LABO-Projekt 3.05. Bergisch Gladbach, Herne: Ingenieurbüro Feldwisch, Bosch & Partner. http://cdl.niedersachsen.de/blob/images/C31138669_L20.pdf.

Funk, R. (2008): Aktueller Stand des Wissens zur Winderosion. In: Institut für Landwirtschaft und Umwelt (Hrsg.): Strategien zum Bodenschutz - Sachstand und Handlungsbedarf. Bonn: ilu15, S. 147-153.

Funk, R. (2004): Viel Wind um nichts? Forschungen zur Winderosion in Brandenburg. Archives of Agronomy and Soil Science 50 (3), S. 309-317.

Gassner, E., Winkelbrandt, A., Bernotat, D. (2005): UVP. Rechtliche und fachliche Anleitung für die Umweltverträglichkeitsprüfung. 4. Auflage. Heidelberg: Müller.

Gassner, E., Bendomir-Kahlo, G., Schmidt-Räntsch, A. (2003): Bundesnaturschutzgesetz. Kommentar. 2. Auflage. München: Beck.

Glaser, A. (2007): Kompetenzverteilung und Subsidiarität in der Europäischen Gemeinschaft am Beispiel der Bodenschutzrahmenrichtlinie. Zeitschrift für Gesetzgebung 22 (4), S. 366-383.

Götze, R., Müller, W. (2008): Das Gesetz zur Erleichterung von Planungsvorhaben für die Innenentwicklung der Städte. Zeitschrift für Umweltrecht 19 (1), S. 8-16.

Haaren, C. von, Michaelis, P. (2005): Handelbare Flächenausweisungsrechte und Planung. Informationen zur Raumentwicklung 2005 (4/5), S. 325-331.

Hembrock-Heger, A., Bergmann, A. (2007): Eintrag von Arzneimitteln und deren Verhalten und Verbleib in der Umwelt. Recklinghausen: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen. Fachbericht 2.

Herrmann, N. (2007): Bodenschutz- und Altlastenrecht. In: Koch, H.-J. (Hrsg.): Umweltrecht. 2. Auflage. Köln: Heymanns, S. 369-398.

Heuser, I. (2007): Überlegungen zur Gestaltung des EU-Bodenschutzrechts. Teil 2: EU-Bodenschutz de lege ferenda. Zeitschrift für Umweltrecht 18 (3), S. 113-122.

Hillenbrand, T., Toussaint, D., Böhm, E., Fuchs, S., Scherer, U., Rudolphi, A., Hoffmann, M. (2005): Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden – Analyse der Emissionspfade und möglicher Emissionsminderungsmaßnahmen. Dessau: UBA. UBA-Texte 19/05.

Hofmann, E. (2007): Das Planungsinstrumentarium des Bodenschutzrechts. Deutsches Verwaltungsblatt 122 (22), S. 1392-1403.

Hoppe, W. (Hrsg.) (2007): Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG). Kommentar mit Erläuterungen zum Umwelt-Rechtsbehelfsgesetz, Öffentlichkeitsbeteiligungsgesetz und Gesetz zur Beschleunigung von Planungsverfahren für Infrastrukturvorhaben. 3. Auflage. Köln: Heymanns.

Huschek, G., Krengel, D. (2004): Länderübergreifende Auswertung von Daten der Boden-Dauerbeobachtung der Länder. Berlin: Umweltbundesamt. UBA-Texte 50/04.

Koch, H.-J. (2004): Naturschutz und Landschaftspflege in der Reform der bundesstaatlichen Ordnung. Bonn: BfN. BfN-Skripten 109.

Koch, H.-J., Hendler, R. (2008): Baurecht, Raumordnungs- und Landesplanungsrecht. 5. Auflage. Stuttgart: Boorberg (im Erscheinen).

Köck, W. (2007): Fachplanung und Bodenschutz. In: Köck, W. (Hrsg.): Effektivierung des raumbezogenen Planungsrechts zur Reduzierung der Flächeninanspruchnahme. Berlin: Erich Schmidt. Umweltbundesamt, Berichte 01/07, S. 165-184.

Köck, W., Hofmann, E. (2007): Leistungsfähigkeit des Rechts der Bauleitplanung zur Reduzierung der Flächeninanspruchnahme. In: Köck, W. (Hrsg.): Effektivierung des

raumbezogenen Planungsrechts zur Reduzierung der Flächeninanspruchnahme. Berlin: Erich Schmidt, . Umweltbundesamt, Berichte 01/07, S. 11-56.

Kördel, W., Herrchen, M., Müller, J., Kratz, S., Fleckenstein, J., Schnug, E., Saring, Thomas, J., Haamann, H. (2007): Begrenzung von Schadstoffeinträgen bei Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Landwirtschaft bei Düngung und Abfallverwertung. Dessau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 30/07.

LABO (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz) (2007): Bericht des ALA über „Bundesweite Kennzahlen zur Altlastenstatistik“. LABO. http://www.labo-deutschland.de/pdf/ALA_Kennzahlen_Altlastenstatistik_06092007.pdf (19.03.2008).

LABO (2006): Bericht des ALA über „Bundesweite Kennzahlen zur Altlastenstatistik“. LABO. http://www.labo-deutschland.de/pdf/ALA_Kennzahlen_Altlastenstatistik _16102006.pdf (04.05.2007).

LABO (2005): Bericht des ALA über „Bundesweite Kennzahlen zur Altlastenstatistik“. LABO.

LABO (2003): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. 3. Auflage. LABO. http://www.labo-deutschland.de (20.09.2007).

Lebert, M., Brunotte, J., Sommer, C. (2004): Ableitung von Kriterien zur Charakterisierung einer schädlichen Bodenveränderung, entstanden durch nutzungsbedingte Verdichtung von Böden/Regelungen zur Gefahrenabwehr. Berlin: Umweltbundesamt. UBA-Texte 46/04.

Lorenz, M. (2008): Status der Bodenverdichtung auf niedersächsischen Ackerböden und eine Übersicht der Verhältnisse in Deutschland. In: Institut für Landwirtschaft und Umwelt (Hrsg.): Strategien zum Bodenschutz - Sachstand und Handlungsbedarf. Bonn: ilu. Schriftenreihe des Instituts für Landwirtschaft und Umwelt 15, S. 57-70.

Louis, H. W. (2007): Die Entwicklung der Eingriffsregelung. Natur und Recht 29 (2), S. 94-99.

Maaß, C., Schütte, P. (2007): Naturschutzrecht. In: Koch (Hrsg.): Umweltrecht. Köln: Heymanns, S. 321-369.

Miehlich, G. (2006): Der mühsame Weg von der Analyse einer Bodeneigenschaft zur Bewertung einer Bodenfunktion. Vortrag, European Land and Soil Alliance, 5. Internationale Jahrestagung, Bodenbewertung, 14. bis 15. Dezember 2006, München. Hamburg: Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg. http://www.geowiss.uni-hamburg.de/i-boden/publrel/MiehlichDerMuehsameWeg.pdf (11.12.2007).

Mitschang, S. (2007): Bebauungspläne im beschleunigten Verfahren. Zeitschrift für deutsches und internationales Bau- und Vergaberecht 30 (5), S. 433-447.

Mosimann, T. (2008): Wie gut wirken Erosionsschutzmaßnahmen und was kann der Erosionsschutz noch erreichen? In: Institut für Landwirtschaft und Umwelt (Hrsg.): Strategien zum Bodenschutz - Sachstand und Handlungsbedarf. Bonn: ilu. Schriftenreihe des Instituts für Landwirtschaft und Umwelt 15, S. 155-170.

Rat der Europäischen Union (2007): Mitteilung an die Presse. 2842. Tagung des Rates, Umwelt. Brüssel: Rat der Europäischen Union. 16183/1/07 REV 1 (Presse 286).

Scheil, S. (2007): Zweiter Entwurf zur europäischen Bodenschutzstrategie. Natur und Recht 29 (3), S. 176-181.

Schlesinger, W. H. (1997): Biogeochemistry - An Analysis of Global Change. San Diego: Academic Press.

Severin, K. (2007): Schwermetalle und Spurenelemente: Regionale Ergebnisse und Zeitverlauf im Vergleich mit anderen Düngemitteln. In: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (Hrsg.): Perspektiven der Klärschlammverwertung. Ziele und Inhalte einer Novelle der Klärschlammverordnung. Darmstadt: KTBL. KTBL-Schrift 453, S. 14-22.

SOWAP (Soil and Water Protection) (2006): Conservation Agriculture in Europe. Bracknell: SOWAP.

Sparwasser, R., Engel, R., Vosskuhle, A. (2003): Umweltrecht. Grundzüge des öffentlichen Umweltschutzrechts. 5. Auflage. Heidelberg: Müller.

SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2007): Arzneimittel in der Umwelt. Berlin: SRU. Stellungnahme 12.

SRU (2004): Umweltgutachten 2004. Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern. Baden-Baden: Nomos.

SRU (2000): Umweltgutachten 2000. Schritte ins nächste Jahrtausend. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

Statistisches Bundesamt (2005): Land- und Forstwirtschaft, Fischerei. Siedlungs- und Verkehrsfläche nach Art der tatsächlichen Nutzung. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.

Strenge, N. von (2004): Naturschutzrecht außerhalb der Naturschutzgesetze. Eine Untersuchung über die rechtsgebietsübergreifende Integration des Naturschutzgedankens. Berlin: Duncker & Humblot. Schriften zum Umweltrecht 135.

Tomerius, S. (2008): Auswirkungen der Baugesetzbuch-Novelle 2007. Zeitschrift für Umweltrecht 19 (1), S. 1-7.

UBA (Umweltbundesamt) (2007a): Jahresbericht 2006. Dessau: UBA.

UBA (2007b): Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen seit 1990. Emissionsentwicklung 1990-2005, Treibhausgase und klassische Luftschadstoffe, inkl. erweiterte Auswertung und Äquivalentemissionen der Treibhausgase. Dessau: Umweltbundesamt. http://www.umweltbundesamt.de/emissionen/publikationen.htm.

UBA (2007c): Umweltdaten Deutschland. Nachhaltig wirtschaften - Natürliche Ressourcen und Umwelt schonen. Dessau: Umweltbundesamt. http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3244.pdf (15.10.2007).

UBA (2007d): Boden und Altlasten. EU Bodenrahmenrichtlinie – BRRL. Dessau: UBA. http://www.umweltbundesamt.de/boden-und-altlasten/aktuelles/brrl.htm (15.02.2008).

UBA (2006): Zusammenfassung und weiterer Handlungsbedarf. In: Umweltbundesamt (Hrsg.): UBA-Workshop: Klimaänderungen - Herausforderungen für den Bodenschutz am 28. und 29. September 2005. Dessau: UBA. UBA-Texte 06/06, S. 245-250.

UBA (2005): Daten zur Umwelt. Der Zustand der Umwelt in Deutschland. Berlin: Erich Schmidt.

UBA (2004): Bundesweite Übersicht zur Altlastenstatistik. Dessau: UBA. http://www.umweltbundesamt.de/boden-und-altlasten/altlast/web1/deutsch/1_3.htm (20.03.2008).

Uechtritz, M. (2007): Die Änderungen des BauGB durch das Gesetz zur Erleichterung von Planungsvorhaben für die Innenentwicklung von Städten. Zeitschrift für das gesamte öffentliche und zivile Baurecht 38 (3), S. 476-491.

WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen) (2003): Über Kioto hinaus denken – Klimaschutzstrategien für das 21. Jahrhundert. Sondergutachten. Berlin: WBGU.

Kapitel 7

BDI (Bundesverband der Deutschen Industrie) (2008): Stellungnahme zum Referentenentwurf für das Umweltgesetzbuch II - Wasserwirtschaft. Berlin: BDI.

Bindoff, N. L., Willebrand, J., Artale, V., Cazenave, A., Gregory, J., Gulev, S., Hanawa, K., Le Quéré, C., Levitus, S., Nojiri, Y., Shum, C. K., Talley, L. D., Unnikrishnan, A. (2007): Observations: Oceanic Climate Change and Sea Level. In: IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (Hrsg.): Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, S. 385-432.

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2007a): Forschungsvorhaben „Querbauwerke in den Fließgewässern Deutschlands“ bietet

Grundlage für ein bundesweites Kataster als Entscheidungshilfe in der Gewässerentwicklungsplanung laut EG-Wasserrahmenrichtlinie. Berlin: BMU. http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/querbauwerke_fliessgewaesser_feb07.pdf (28.01.2008).

BMU (2007b): Umweltgesetzbuch (UGB) Erstes Buch (I). Allgemeine Vorschriften und vorhabenbezogenes Umweltrecht. Entwurf. Bonn: BMU. http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/ugb1_allgem_vorschriften.pdf (10.01.2008).

BMU (2007c): Umweltgesetzbuch (UGB) Erstes Buch (I). Allgemeine Vorschriften und vorhabenbezogenes Umweltrecht. Begründung. Entwurf. Bonn: BMU. http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/ugb1_allgem_vorschriften_begruendung.pdf (10.01.2008).

BMU (2007d): Entwurf. Umweltgesetzbuch (UGB) Zweites Buch (II). Wasserwirtschaft. Bonn: BMU. http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/ugb2_wasserwirtschaft.pdf (09.01.2008).

BMU (2007e): Entwurf Umweltgesetzbuch (UGB) Zweites Buch (II). Wasserwirtschaft. Begründung. Entwurf. Bonn: BMU. http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/ugb2_wasserwirtschaft_begruendung.pdf (09.01.2008).

BMU (2006a): Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 1 – Grundlagen. Berlin: BMU.

BMU (2006b): Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 2 – Gewässergüte. Berlin: BMU.

BMU (2005a): Die Wasserrahmenrichtlinie – Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland. Berlin: BMU.

BMU (2005b): NATURA 2000 in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee. Berlin: BMU. http://www.bmu.de/naturschutz_biologische_vielfalt/natura_2000/doc/4919.php (01.02.2008).

BMU (o. J.): Umwelt. Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung im Juni 1992 in Rio de Janeiro - Dokumente. Agenda 21. Bonn: BMU.

BMVBS (Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung) (2007a): Berücksichtigung ökologischer Belange bei Maßnahmen an Bundeswasserstraßen. Erlass vom 11.12.2007 an nachgeordnete Ober-, Mittel und Unterbehörden. Bonn: BMVBS.

BMVBS (2007b): Tiefensee: Strengere Abgasvorschriften verbessern Umweltschutz in der Nordsee. Berlin: BMVBS. http://www.bmvbs.de/-,302.1007397/doc.htm (27.08.2007).

Borchardt, D., Richter, S., Willecke J. (2006): Vorgehen und Methoden bei der Bestandsaufnahme nach Artikel 5 der Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. Dessau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 30/06.

BSH (Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie) (2005): BLMP - Zustandsbericht für Nord- und Ostsee. Meeresumwelt 1999-2002. Nordsee. Hamburg: BSH. http://www.bsh.de/de/Meeresdaten/Beobachtungen/BLMP-Messprogramm/steuer/zustand.jsp.

BUND (Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland), LFV (Landesfischereiverband Baden-Württemberg), LNV (Landesnaturschutzverband Baden-Württemberg), NABU (Naturschutzbund Deutschland) (2004): Gemeinsame Stellungnahme von BUND, Landesfischereiverband, Landesnaturschutzverband und NABU zur Bestandsaufnahme des Landes nach der Wasserrahmenrichtlinie der EU (WRRL). Teilbereich Methoden. Stuttgart: BUND, LFV, LNV, NABU. http://www.wrrl-info.de/docs/wrrl_stellungnahme_bestandsaufnahme_b-w.PDF (18.01.2008).

Busch, D., Furtmann, K., Schneiderwind, A., Zyuzina, I., Reupert, R., Sielex, K. (2007): Einfluss von Probenahme und Probenvorbereitung auf die Ergebnisse ausgewählter prioritärer Stoffe nach der Wasserrahmenrichtlinie. Dessau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 32/07.

Clover, C. (2005): Fisch kaputt. Vom Leerfischen der Meere und den Konsequenzen für die ganze Welt. München: Riemann.

Czychowski, M., Reinhardt, M. (2007): Wasserhaushaltsgesetz unter Berücksichtigung der Landeswassergesetze. Kommentar. 9. Auflage. München: Beck.

Disse, M., Engel, H. (2001): Flood events in the Rhine Basin: Genesis, influences and mitigation. Natural Hazards 23 (2-3), S. 271-290.

Durner, W. (2008): Die Reform des Wasserrechts im Referentenentwurf zum Umweltgesetzbuch. Natur und Recht 30 (5) (im Erscheinen).

EEA (European Environment Agency) (2007): Climate change and water adaptation issues. Copenhagen: EEA. EEA Technical report 2/2007.

EEB (European Environmental Bureau) (2006): Commission weak on EU water pollution controls. Press release. Brüssel: EEB. http://www.eeb.org /press/pr_commission_190706.htm (14.06.2007).

Endres, A., Querner, I. (2000): Die Ökonomie natürlicher Ressourcen. 2. Auflage. Stuttgart: Kohlhammer.

Europäische Kommission (2008a): Opinion of the Commission pursuant to Article 251 (2), third subparagraph, point (c) of the EC Treaty, on the European Parliament's amendments to the Council's common position regarding the proposal for a directive of

the European Parliament and of the council establishing a Framework for Community Action in the field of Marine Environmental Policy (Marine Strategy Framework Directive). COM(2008) 5 final. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2008b): Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council amending Directive 2005/35/EC on ship-source pollution and on the introduction of penalties for infringements. COM(2008) 134 final. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2007a): ‘Towards Sustainable Water Management in the European Union'. First stage in the implementation of the Water Framework Directive 2000/60/EC. SEC(2007) 362. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2007b): Beifänge einschränken und Rückwürfe verhindern: eine Priorität für die europäische Fischerei. Fischerei und Aquakultur in Europa 34, S. 3-8.

Europäische Kommission (2007c): Communication on a European Ports Policy. COM(2007) 616 final. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2007d): Destructive fishing practices in the high seas and the protection of vulnerable deep sea ecosystems. COM(2007) 604 final. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2007e): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen über eine neue Strategie der Gemeinschaft zur Verhinderung, Bekämpfung und Unterbindung der illegalen, nicht gemeldeten und unregulierten Fischerei. KOM(2007) 601 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2007f): Proposal for a Council Regulation establishing a Community system to prevent, deter and eliminate illegal, unreported and unregulated fishing. COM(2007) 602 final. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2006a): Grünbuch. Die künftige Meerespolitik der EU: Eine europäische Vision für Ozeane und Meere. KOM(2006) 275 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2006b): Implementing sustainability in EU fisheries through maximum sustainable yield. SEC(2006) 868. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2006c): Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG. KOM(2006) 397 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2005a): Annex to: The Communication on Thematic Strategy on Air Pollution and The Directive on “Ambient Air Quality and Cleaner Air for Europe”. Impact Assessment. SEC(2005) 1133. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2005b): Mitteilung der Kommission. Drittes Paket „Seeverkehrssicherheit“. KOM(2005) 585 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2005c): Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Richtlinie). KOM(2005) 505 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2004): Opinion of the Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment (CSTEE) on "The setting of Environmental Quality Standards for the Priority Substances included in Annex X of Directive 2000/60/EC in Accordance with Article 16 thereof". Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2001): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Brüssel: Europäische Kommission. http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/objectives/pdf/strategy.pdf (03.03.2008).

Europäisches Parlament (2007a): Bericht über den Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG (KOM(2006)0397 - C6-0243/2006 - 2006/0129(COD)). Brüssel: Europäisches Parlament. A6-0125/2007.

Europäisches Parlament (2007b): The third maritime package: where Parliament stands. Brüssel: Europäisches Parlament. Background. http://www.europarl.europa.eu/news/expert/background_page/062-5372-113-04-17-910-20070417BKG05371-23-04-2007-2007-false/default_en.htm (28.08.2007).

Europäisches Parlament (2006): Report on the proposal for a directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community Action in the field of Marine Environmental Policy (Marine Strategy Directive). Brüssel: Europäisches Parlament. A6-0373/2006.

Evers, M. (2008): Decision Support Systems for Integrated River Basin Management. Requirements for appropriate tools and structures for a comprehensive planning approach. Hannover, Leibniz Universität, Dissertation.

EWSA (Europäischer Wirtschafts- und Sozialausschuss) (2007): Stellungnahme des Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschusses zu dem „Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über Umweltqualitätsnormen

im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG“. Amtsblatt der Europäischen Union 50 (C 97), S. 3-5.

Faßbender, K. (2007): Aktuelle Fragen und Entwicklungen des Hochwasserschutzes. Deutsches Verwaltungsblatt 122 (15), S. 926-935.

FFS (Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg) (2005): Handbuch zum fischbasierten Bewertungssystem für Fließgewässer (FIBS). Hinweise zur Anwendung. Langenargen: FFS. http://www.flussgebiete.nrw.de/Unterlagen/FIBS_Handreichungstext_2005.pdf (28.04.2008).

FGG Elbe (Flussgebietsgemeinschaft Elbe) (2008): Kurzfassung der vorläufigen überregionalen Bewirtschaftungsziele für die Oberflächengewässer im deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe für die Belastungsschwerpunkte Nährstoffe, Schadstoffe und Durchgängigkeit. Magdeburg: FGG Elbe.

FGG Elbe (2007): Bericht der Flussgebietsgemeinschaft Elbe zum Überwachungsprogramm nach Artikel 8 EG-WRRL. Magdeburg: FGG Elbe. http://fgg-elbe.de/pdf/bericht_artikel_8_elbe.pdf (25.03.2008).

FGG Weser (Flussgebietsgemeinschaft Weser) (o. J.): EG-Wasserrahmenrichtlinie. Überwachung der Gewässer in der Flussgebietseinheit Weser nach Artikel 8 der EG-WRRL. Hildesheim: FGG Weser. http://www.fgg-weser.de/Download-Dateien/ueberwachungsbericht_weser.pdf (28.01.2008).

Fuchs, S., Scherer, U., Hillenbrand, T., Marscheider-Weidemann, F., Behrendt, H., Opitz, D. (2002): Schwermetalleinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands. Berlin: Umweltbundesamt. UBA-Texte 54/02.

Giesberts, L., Reinhardt, M. (Hrsg.) (2008): Beck'scher Online-Kommentar Umweltrecht. 6. Auflage. München: Beck.

Ginzky, H, Rechenberg, J. (2006): Der Gewässerschutz in der Föderalismusreform. Zeitschrift für Umweltrecht 17 (7/8), S. 344-350.

Greenpeace (2007): Greenpeace Submission to the Consultation on the Commission’s Maritime Green Paper. Brüssel: Greenpeace European Unit. http://www.greenpeace.org/raw/content/eu-unit/press-centre/policy-papers-briefings/GP-Submission-Maritime.pdf (14.08.2007).

Gren, I.-M., Jannke, P., Elofsson, K. (1997): Cost-Effective Nutrient Reductions to the Baltic Sea. Environmental and Resource Economics 10 (4), S. 341-362.

Griebler, C., Mösslacher, F. (2003): Grundwasserökologie. Wien: Facultas.

Gröger, J. (2007): Vor- und Nachteil des neuen Konzepts des Maximum Sustainable Yield in der gemeinsamen Fischereipolitik der EU. Vortrag, Meeresumwelt-Symposium 2007, 05.06.2007, Hamburg.

GWP (Global Water Partnership) (2004): Catalyzing Changce: A handbook for developing integrated water resources management (IWRM) and water efficiency strategies. Stockholm: GWP.

Haaren, C. von (2007): Bedarfsgerechte Darstellungen in der räumlichen Umweltplanung. Benennung der Schutzgüter, Gliederung und Selektion von räumlichen Informationen am Beispiel der Landschaftsplanung. Naturschutz und Landschaftsplanung 39 (5), S. 143-148.

Hasch, B., Jessel, B. (2004): Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Flussauen – Möglichkeiten der Zusammenarbeit von Naturschutz und Wasserwirtschaft. Naturschutz und Landschaftsplanung 36 (8), S. 229-236.

HELCOM (Helsinki Commission) (2003): The Baltic Marine Environment 1999-2002. Helsinki: HELCOM. Baltic Sea Environment Proceedings 87.

Henrichfreise, A. (2003): Dienen Polder dem naturverträglichen Hochwasserschutz? Natur und Landschaft 78 (4), S. 150-153.

Hentrich, S., Salomon, M. (2006): Flexible management of fishing rights and a sustainable fisheries industry in Europe. Marine Policy 30 (6), S. 712-720.

Hübner, T. (2007): Zur Umsetzung der FFH-Richtlinie und Wasserrahmenrichtlinie aus der Sicht des Naturschutzes. In: NNA (Hrsg.): Integration von Wasserrahmenrichtlinie und Naturschutz. Bilanz der Umsetzung, Konfliktpotentiale und Lösungsansätze. Schneverdingen: NNA. NNA-Berichte 1/2007, S. 7-13.

ICES (International Council for the Exploration of the Sea) (2007): Report of the ICES Advisory Committee on the Fishery Management, Advisory Committee on the Marine Environment and Advisory Committee on Ecosystems, 2007. Book 8: Baltic Sea. Kopenhagen: ICES. ICES Advice 2007, 8.

ICES (2003): Environmental Status of the European Seas. Kopenhagen: ICES. http://www.ices.dk/reports/germanqsr/23222_ICES_Report_samme.pdf (05.10.2007).

IKSR (Internationale Kommission zum Schutz des Rheins) (2007): Der Rhein lebt und verbindet – ein Flussgebiet als gemeinsame Herausforderung. Rhein-Ministerkonferenz, Bonn, 18. Oktober 2007. Koblenz: IKSR. http://iksr.de/fileadmin/user_upload/Dokumente/MIN07-02d.pdf (25.03.2008).

Jekel, H. (2005): Das Gesetz zur Verbesserung des vorbeugenden Hochwasserschutzes. Zeitschrift für Umweltrecht 16 (9), S. 393-400.

Jenisch, U. (2007): Prävention zur Vermeidung von Unfällen und von Umweltverschmutzung auf See. Natur und Recht 29 (6), S. 392-398.

Jessel, B. (2006): Abstimmung der Umweltziele der WRRL mit den Erhaltungs- und Entwicklungszielen der FFH-Richtlinie. Wasser und Abfall 8 (5), S. 20-23.

Jones, L., Bixby, M. (2003): Managing fish. Ten case studies from Canada's Pacific coast. Vancouver: Fraser Institute.

Jungmann, S. (2004): Arbeitshilfe Boden und Wasser im Landschaftsrahmenplan. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 24 (2), S. 78-164.

Kaiser, T. (2007): Nutzbarkeit der klassischen Instrumente der Landschaftsplanung für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie am Beispiel Niedersachsens. In: NNA (Hrsg.): Integration von Wasserrahmenrichtlinie und Naturschutz. Bilanz der Umsetzung, Konfliktpotentiale und Lösungsansätze. Schneverdingen: NNA. NNA-Berichte 1/2007, S. 100-103.

Kalli, J., Alhosalo, M., Erkkilä, A., Åkerström, J., Sundberg, P. (2005): Ship originated air emissions, solid waste and wastewaters - a feasibility study of the New Hansa Project. Turku: University of Turku, Center for Maritime Studies.

Kappet J. (2006): Qualitätsorientierter Gewässerschutz in Deutschland. Baden-Baden: Nomos. Forum Umweltrecht 55.

Kastens, B., Newig, J. (2007): The Water Framework Directive and Agricultural Nitrate Pollution: Will Great Expectations in Brussels be Dashed in Lower Saxony? European Environment 17 (4), S. 231-246.

Kell, L. T., Fromentin, J.-M. (2006): The illusion of MSY. ICES CM 2006/R:14. In: International Council for the Exploration of the Sea (Hrsg.): Proceedings of ICES 2006 annual science conference. Kopenhagen: ICES, CD-ROM.

Kirchner, A. (2006): Strafrechtliche Sanktionen zum Schutz der Meeresumwelt? Konsequenzen für die Schiffahrtsindustrie. Transportrecht 29 (4), S. 137-145.

Knopp, G.-M. (2007): Die Neuordnung des deutschen Wasserrechts nach der Föderalismusreform. In: Reinhardt, M. (Hrsg.): Wasserrecht im Umbruch. Trierer Wasserwirtschaftsrechtstag 2007. Berlin: Erich Schmidt, S. 37-54.

Kotulla, M. (2006): Das Gesetz zur Verbesserung des vorbeugenden Hochwasserschutzes. Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 25 (2), S. 129-135.

Kraneford, G. (2007): Die Wasserverbände als zentrale Akteure – vorbereitet auf die neuen Anfoderungen? In: NNA (Hrsg.): Integration von Wasserrahmenrichtlinie und Naturschutz. Bilanz der Umsetzung, Konfliktpotentiale und Lösungsansätze. Schneverdingen: NNA. NNA-Berichte 1/2007, S.75-81.

Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (2005): Hinweise zur schonenden Gewässerunterhaltung. Hinweise zur Regeneration von Fließgewässern. http://www.wasser.sh/de/fachinformation/daten/nps/hinweise_pdf/regeneration_fliessgewaesser/anl3_schonende_gewaesseruntehaltung.pdf

Landmann, R., Rohmer, G. (2007): Umweltrecht. Bd. 1: Bundes-Immissionschutzgesetz. Stand: 51. EL Mai 2007. München: Beck.

LAWA (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser) (2006): Eckpunktepapier der LAWA zum Stand und Handlungsbedarf bei der Bewirtschaftungsplanung nach WRRL. LAWA. http://www.nationalpark-kellerwald-edersee.hessen.de/imperia/md/content/internet/wrrl/5_service/hessenundlawa/lawa_eckpunktepapier_bewirtschaftung__m_rz_2006_endg_ltig.pdf (31. März 2008).

LBEG (Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie), Forschungszentrum Jülich (o. J.): Wasserressourcenbewirtschaftung in Kooperation mit der Landwirtschaft. LIFE05 ENV/D/000182. Leitfaden für die räumliche Prioritätensetzung. Deliverable. 3.2. Hannover, Jülich: LBEG, Forschungszentrum Jülich. http://cdl.niedersachsen.de/blob/images/C45733835_L20.pdf (20. Mai 2008).

Lee, N., Hughes, J. (1995): Strategic environmental assessment: Legislation and procedures in the Community. Manchester: EIA Centre.

LFV (Landesfischereiverband Baden-Württemberg), LNV (Landesnaturschutzverband Baden-Württemberg), NABU Baden-Württemberg (2005): Gemeinsame Erklärung zur Wasserkraftnutzung in Baden-Württemberg. Stuttgart: LFV, LNV, NABU. http://www.duh.de/uploads/media/Baden-Wuerttemberg.pdf (18.01.2008).

Loucks, D. P. (2000): Sustainable water resources management. Water International 25 (1), S. 3-10.

LUNG (Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern) (2007): Bericht zum Überwachungsprogramm nach Artikel 8 der Richtlinie 2000/60/EG in der Flussgebietseinheit WARNOW/PEENE. Güstrow: LUNG. http://www.wrrl-mv.de//doku/2006/WarnowPeene_Bericht.pdf (28.04.2008).

Menzel, T. (o. J.): Grundlagen bei der Planung: Die „Blaue Richtlinie“. Düsseldorf: MUNLV.

MLUR (Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein) (2004): Vorgezogene Maßnahmen der Wasserrahmenrichtlinie. Kiel: MLUR. http://www.wasser.sh/de/fachinformation/daten/nps/handbuch_massnahmen_0905.pdf (28.03.2008).

MLUV (Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg), Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz

Mecklenburg-Vorpommern, SMUL (Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft) (2007): Bericht zum Überwachungsprogramm nach Artikel 8 der Richtlinie 2000/60/EG im deutschen Teil der internationalen Flussgebietseinheit Oder. Potsdam, Schwerin, Dresden. http://www.umwelt.sachsen.de/lfug/documents /Monitoringbericht_deutsche_Oder.pdf (20.03.2008).

Moss, T. (2007): Institutional drivers and constraints of floodplain restoration in Europe. International Journal of River Basin Management 5 (2), S. 121-130.

Munk, H.-H. (2007): Integrierte Vorhabengenehmigung und wasserwirtschaftliches Bewirtschaftungsermessen. Wasser und Abfall 9 (3), S. 40-43.

MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW) (2007): Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer. Integriertes Monitoringkonzept der landesspezifischen, nationalen und internationalen Messprogramme. Teil B: Konzeption von Messprogrammen. Düsseldorf: MUNLV. http://www.flussgebiete.nrw.de/Dokumente /NRW/Methoden/Leitf__den_Monitoring/Monitoringleitfaden_Oberflaechengewaesser/L eitfaden_Oberfl__chengew__sser_Teil_B_final.pdf (17.03.2008).

Nisipeanu, P. (2008): Tradition oder Fortentwicklung? Wasserrecht im UGB. Natur und Recht 30 (2), S. 87-97.

NNA (Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz) (2007): Integration von Wasserrahmenrichtlinie und Naturschutz. Bilanz der Umsetzung, Konfliktpotentiale und Lösungsansätze. Schneverdingen: NNA. NNA-Berichte 1/2007.

Nocker, L. de, Broekx, S., Liekens, I., Görlach, B., Jantzen, J., Campling, P. (2007): Costs and Benefits associated with the implementation of the Water Framework Directive, with a special focus on agriculture: Final Report. Study for DG Environment – Final Version. VITO, Ecologic, TME. 2007/IMS/N91B4/WFD, 2007/IMS/R/0261. http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/thematic_docu ments/economic_issues/benefits_implementation&vm=detailed&sb=Title (25.03.2008).

OSPAR Commission (2000): Quality Status Report 2000. Region 2: Greater North Sea. London: OSPAR Commission.

Osterburg, B. (2007): Analysen zur Düngeverordnungs-Novelle vom Januar 2006. In: Osterburg, B., Runge, T. (Hrsg.): Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer - eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Braunschweig: FAL. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 307, S. 267-302.

Osterburg, B., Rühling, I., Runge, T., Schmidt, T. G., Seidel, K., Antony, F., Gödecke, B., Witt-Altfelder, P. (2007): Kosteneffiziente Maßnahmenkombinationen nach

Wasserrahmenrichtlinie zur Nitratreduktion in der Landwirtschaft. In: Osterburg, B., Runge, T. (Hrsg.): Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer - eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Braunschweig: FAL. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 307, S. 5-156.

Peper, M. (2004): Vorläufig gescheitert. Der Versuch einer Umweltdifferenzierung von Hafengebühren in Hamburg. Wuppertal Bulletin 7 (2), S. 20-23.

Posse, A. U. (1986): Föderative Politikverflechtung in der Umweltpolitik. München: Minerva.

Preuß, G., Schminke, H. K. (2004): Grundwasser lebt! Ein globales Ökosystem. Chemie in unserer Zeit 38 (5), S. 340-347.

Rat der Europäischen Union (2007): Common Position (EC) No 12/2007 of 23 July 2007 adopted by the Council, acting in accordance with the procedure referred to in Article 251 of the Treaty establishing the European Community, with a view to the adoption of a Directive of the European Parliament and of the Council establishing a Framework for Community Action in the field of Marine Environmental Policy (Marine Strategy Directive). Official Journal of the European Union 50 (C 242E), S. 11-30.

Rechenberg, J. (2007): Die schwere Geburt einer Tochter - Entstehung und Folgen der EG-Grundwasser-Tochterrichtlinie. Zeitschrift für Umweltrecht 18 (5), S. 235-242.

Rosenbaum, S. (2007): Setting objectives: The case of agricultural pressures in the Elbe. In: Ecologic (Hrsg.): Issues Paper. Workshop: “From Monitoring to Programmes of Measures”, 24-25 October 2007, Brussels. Berlin: Ecologic, S. 5. http://www.ecologic-events.de/wfd2007/en/documents/issues_paper.pdf (19.12.2007).

Salomon, M., Krohn, S. (2006): Kein übergreifendes Konzept zum Schutz der Meere: Kritik am Vorschlag der Europäischen Kommission für eine Meeresschutzstrategie. NordÖr 9 (10), S. 371-378.

Scharpf, F. W., Reissert, B., Schnabel F. (1976): Politikverflechtung. Theorie und Empirie des kooperativen Föderalismus in der Bundesrepublik. Kronberg: Scriptor.

Schönwiese, C.-D., Staeger, T., Trömel, S. (2006): Klimawandel und Extremereignisse in Deutschland. In: Deutscher Wetterdienst (Hrsg.): Klimastatusbericht 2005. Offenbach: DWD, S. 7-17.

Seas At Risk (2007): EU Maritime Policy must put environment first. Brüssel: Seas At Risk. http://www.seas-at-risk.org/n2_more.php?page=103&PHPSESSID=96c1f00ee44d84f4030a2495a3bcd321 (14.08.2007).

Sellner, D. (2008): Auf dem Weg zum Umweltgesetzbuch. In: Gesellschaft für Umweltrecht (Hrsg.): Dokumentation zur 31. wissenschaftlichen Fachtagung der Gesellschaft für Umweltrecht e. V. Berlin 2007. Berlin: Erich Schmidt (im Erscheinen).

Sieker, F., Wilcke, D., Reich, M., Rüter, S., Jasper, J., Salzmann, M., Schmidt, W.-A., Zacharias, S., Nitzsche, O. (2007): Abschlussbericht zum Forschungsprojekt „Vorbeugender Hochwasserschutz durch Wasserrückhalt in der Fläche unter besonderer Berücksichtigung naturschutzfachlicher Aspekte – am Beispiel des Flusseinzugsgebietes der Mulde in Sachsen“. Hannover: Leibniz Universität Hannover. http://www.irbdirekt.de/daten/rswb/07089018911.pdf (28.04.2008).

SMUL (Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft) (2002): Programm zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit sächsischer Fließgewässer - Gewässerdurchgängigkeitsprogramm Sachsen. Dresden: SMUL.

SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2007): Klimaschutz durch Biomasse. Sondergutachten. Berlin: Erich Schmidt.

SRU (2006a): Der Vorschlag der Europäischen Kommission für eine Meeresschutzstrategie - Rückzug aus der europäischen Verantwortung? Berlin: SRU. Kommentar zur Umweltpolitik 5.

SRU (2006b): Der Umweltschutz in der Föderalismusreform. Berlin: SRU. Stellungnahme 10.

SRU (2005): Umwelt und Straßenverkehr. Hohe Mobilität - Umweltverträglicher Verkehr. Sondergutachten. Baden-Baden: Nomos.

SRU (2004a): Umweltgutachten 2004. Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern. Baden-Baden: Nomos.

SRU (2004b): Meeresumweltschutz für Nord- und Ostsee. Sondergutachten. Baden-Baden: Nomos.

SRU (2003a): Windenergienutzung auf See. Berlin: SRU. Stellungnahme.

SRU (2003b): Zum Konzept der Europäischen Kommission für eine gemeinsame Meeresumweltschutzstrategie. Berlin: SRU. Stellungnahme.

SRU (2002): Umweltgutachten 2002. Für eine neue Vorreiterrolle. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

Statistisches Bundesamt (2007): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Indikatorenbericht 2006. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. http://www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/Internet/DE/Content/Publikationen/Fachveroeffentlichungen/UmweltoekonomischeGesamtrechnungen/Indikatorenbericht2006,property=file.pdf (15.10.2007).

TMLNU (Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt) (2005): Rahmenkonzept Monitoring in Thüringer Oberflächengewässern. Erfurt: TMLNU. http://www.tlug-jena.de/umweltdaten/umweltdaten2007/wasser/pdf/rahmenkonzept_monitoring.pdf (19.03.2008).

UBA (Umweltbundesamt) (2008): Umweltgesetzbuch – Teil Wasser. Dessau: UBA. http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/gewschr/ugb-wasser.htm (23.01.2008).

UBA (2006): Umwelt Deutschland. Umweltdaten Deutschland Online: Grundwasserqualität. Dessau: UBA. http://www.env-it.de/umweltdaten/public/theme.do;jsessionid=CF39F15D41E0A28BFA5A2A48DC878258?nodeIdent=2397 (29.10.2007).

UBA (2005): Daten zur Umwelt. Der Zustand der Umwelt in Deutschland. Berlin: Erich Schmidt.

WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen) (2006): Die Zukunft der Meere - zu warm, zu hoch, zu sauer. Sondergutachten. Berlin: WGBU.

WSD Süd (Wasser- und Schifffahrtsdirektion Süd) (2007): Naturschutz an der Wasserstraße. Würzburg: WSD Süd. http://www.wsd-sued.wsv.de/umwelt/wasserstrasse_und_umwelt/naturschutz_wasserstrasse/index.html (19.12.2007).

Kapitel 8

Allchin, C. R., Law, R. J., Morris, S. (1999): Polybrominated diphenylethers in sediment and biota downstream of potential sources in the UK. Environmental Pollution 105 (2), S. 195-207.

Aune, M., Barregard, L., Claesson, A., Darnerud, P. O. (2002): Resultatrapport till miljöövervakningen: Organiska miljögifter I bröstmjölk från Göteborg 2001. Stockholm: Institute of Environmental Medicine.

Australian Government, Department of Health and Ageing (2006): A review of the scientific literature on the safety of nanoparticulate titanium dioxide or zinc oxide in sunscreens. Woden: Therapeutic Goods Administration.

Balch, G. C., Vélez-Espino, L. A., Sweet, C., Alaee, M., Metcalfe, C. D. (2006): Inhibition of metamorphosis in tadpoles of Xenopus laevis exposed to polybrominated diphenyl ethers (PBDEs). Chemosphere 64 (2), S. 328-338.

Barregård, L. (2005): Exposure to mercury in the general population of Europe and the arctic circle. In: Pirrone, N., Mahaffey, K. R. (Hrsg.): Dynamics of mercury pollution on

regional and global scales – Atmospheric processes and human exposures around the world. New York: Springer, S. 385-404.

BBA (Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft) (2006): Reduktionsprogramm chemischer Pflanzenschutz. Jahresbericht 2005. Braunschweig: BBA. Berichte aus der Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft 134.

BfR (Bundesinstitut für Risikobewertung) (2006): Ausgewählte Fragen und Antworten zur Nanotechnologie. Berlin: BfR. http://www.bfr.bund.de/cd/8552 (06.02.2007).

BfR (2005): Bewertung von Mehrfachrückständen von Pflanzenschutzmitteln in Lebensmitteln – Hintergrundinformation. Berlin: BfR. http://www.bfr.bund.de/cd/6978 (18.03.2008).

BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2006): Gute fachliche Praxis im Pflanzenschutz. Grundsätze für die Durchführung. Berlin: BMELV.

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2004): Pflanzenschutzmittelbelastung von Oberflächengewässern. Umwelt 2004 (11), S. 672-673.

BMU, UBA (Umweltbundesamt), BAuA (Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin), Iku GmbH (2006): Stakeholder-Dialog Synthetische Nanopartikel. Dokumentation "Dialog zur Bewertung von synthetischen Nanopartikeln in Arbeits- und Umweltbereichen". 11. und 12. Oktober im Bundesumweltministerium Bonn. Dortmund: Iku GmbH. http://www.dialog-nanopartikel.de/Nano_Tagungsdokumentation_72dpi.pdf. (03.05.2007).

Boer, J. d., Wester, P. W., Horst, A. v. d., Leonards, P. E. (2003): Polybrominated diphenyl ethers in influents, suspended particulate matter, sediments, sewage treatment plant and effluents and biota from the Netherlands. Environmental Pollution 122 (1), S. 63-74.

BSEF (Bromine Science and Environmental Forum) (o. J.): Our Industry. Brüssel: BSEF. http://www.bsef.com/bromine/our_industry/ (10.06.2007).

BSH (Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie) (2005): BMLP - Zustandsbericht für Nord- und Ostsee. Meeresumwelt 1999-2002. Nordsee. Hamburg: BSH. http://www.bsh.de/de/Meeresdaten/Beobachtungen/BLMP-Messprogramm/steuer/zustand.jsp (26.02.2008).

BUA (Beratergremium für Umweltrelevante Altstoffe der Gesellschaft Deutscher Chemiker) (2003): Tetrabrombisphenol A. Stuttgart: Hirzel. BUA-Stoffbericht 239.

BUA (1996): p-Hydroxybenzoesäure (Stand: Dezember 1993). Hexabromcyclododecan (Stand: August 1995). Propylenglykol (Stand: August 1995). Stuttgart: Hirzel. BUA-Stoffbericht 164-166.

Bundesrat (2007): Entwurf eines Gesetzes zur Änderung des Pflanzenschutzgesetzes und des BVL-Gesetzes. Berlin: Bundesrat. Drucksache 534/07.

Buser, H.-R., Poiger, T., Müller, M. D. (1999): Occurence and environmental behavior of the chiral pharmaceutical drug ibuprofen in surface waters and in waste water. Environmental Science & Technology 33, S. 2529-2535.

Buser, H.-R., Müller, M. D., Theobald, N. (1998): Occurence of the pharmaceutical drug clofibric acid and the herbicide mecoprop in various Swiss lakes and the North Sea. Environmental Science & Technology 32 (1), S. 188-192.

BVL (Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit) (2007a): Absatz an Pflanzenschutzmitteln in der Bundesrepublik Deutschland. Ergebnisse der Meldungen gemäß § 19 Pflanzenschutzgesetz für das Jahr 2006. Braunschweig: BVL.

BVL (2007b): Nationale Berichterstattung Pflanzenschutzmittel-Rückstände 2005. Braunschweig: BVL. http://www.bvl.bund.de/cln_007/nn_493682/DE/01__Lebensmittel/01__Sicherheit__Kontrollen/05__NB__PSM__Rueckstaende/01__nb__psm/nbpsm__Bericht__2005.html (11.07.2007).

BVL (2007c): Pflanzenschutzkontrollprogramm. Bund-Länder-Programm zur Überwachung des Inverkehrbringens und der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln nach dem Pflanzenschutzgesetz. Jahresbericht 2006. Braunschweig: BVL.

Calmbacher, C. W. (1978): The acute toxicity of FMBP4A (tetrabromobisphenol A) to the bluegill sunfish, Lepomis macrochirus Rafinesque. Tarrytown: Union Carbide Corporation, Environmental Services.

Chengelis, C. P. (2001): A 90-day oral (gavage) toxicity study of HBCD in rats. Ashland: Wil Research Laboratories.

Clarkson, T. W. (2002): The three modern faces of mercury. Environmental Health Perspectives 110 (Supplement 1), S. 11-24.

Clarkson, T. W. (1997): The toxicology of mercury. Critical Reviews in Clinical Laboratory Sciences 34 (4), S. 369-403.

Danish EPA (Danish Environmental Protection Agency) (1999): Brominated flame retardants. Substance flow analysis and assessement of alternatives. Kopenhagen: Danish EPA. http://www2.mst.dk/udgiv/Publications/1999/87-7909-416-3/html/default_eng.htm (12.09.2007).

Darnerud, P. O. (2003): Toxic effects of brominated flame retardants in man and in wildlife. Environment International 29 (6), S. 841-853.

Davies, J. C. (2007): EPA and Nanotechnology: Oversight for the 21th Century. Washington, DC: Woodrow Wilson International Center for Scholars. PEN 9.

Davis, J. W., Gonsior, S. J., Marty, G., Friederich, U., Ariano, J. M. (2004): Investigation of the Biodegradation of [14C]Hexabromocyclododecane in Sludge, Sediment, and Soil. In: Alaee, M., Arsenault, G., Harner, T., MacPherson, K., Pacepavicius, G., Reiner, E., Wania, F. (Hrsg.): The Third International Workshop on Brominated Flame Retardants. BFR 2004. Toronto, Ontario, Canada, June 6-9, 2004. Burlington: National Water Research Institute, S. 239-244.

Deutscher Bundestag (2007): Gesetzentwurf der Fraktionen der CDU/CSU und SPD. Entwurf eines Gesetzes zur Änderung des Pflanzenschutzgesetzes und des BVL-Gesetzes. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 16/6386.

Dürkop, J., Vieth, B., Rüdiger, T., Ostermann, B. (2005): Flammschutzmittel in Frauenmilch - Abschlussbericht liegt vor. Umweltmedizinischer Informationsdienst 2005 (3), S. 3-5.

ECB (European Chemicals Bureau) (o. J.a): RIP 3 - Guidance Documents: Development of guidance documents for industry. Ispra: ECB. http://ecb.jrc.it/reach/rip/ (18.03.2008).

ECB (European Chemicals Bureau) (o. J.b): Toxicology and Chemical Substances. Technical Guidance Document (Edition 2). Ispra: ECB. http://ecb.jrc.it/tgd/ (18.03.2008).

Eder, S. W. (1998): Bromhaltige Flammschutzmittel - Auswirkungen auf Umwelt und Gesundheit. Neuherberg: GSF - Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit. http://www.gsf.de/flugs/brom.phtml.

Environmental Defense, DuPont (2007): Nano Risk Framework. Washington, DC: Environmental Defense. http://www.environmentaldefense.org/documents/6496_Nano%20Risk%20Framework.pdf (12.07.2007).

EPA (Envionmental Protection Agency) (2001): Water quality criterion for the protection of human health: Methylmercury. Washington, DC: EPA.

Eriksson, P., Jakobsson, E., Fredriksson, A. (2001): Brominated flame retardants: a novel class of developmental neurotoxicants in our environment? Environmental Health Perspectives 109 (9), S. 903-908.

Euro Chlor (2006): The European chlor-alkali industry. Steps towards sustainable development. Brüssel: Euro Chlor. http://www.eurochlor.org /upload/documents/document243.pdf (14.03.2008).

Europäische Kommission (2007a): Nanowissenschaften und Nanotechnologien: Aktionsplan für Europa 2005-2009. Erster Durchführungsbericht 2005-2007. KOM(2007) 505 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2007b): Plant Protection – Evaluation and Authorisation. Status of active substances under EU review (doc. 3010). Updated 13.12.2007. Brüssel: Europäische Kommission. http://ec.europa.eu/food /plant/protection/evaluation/index_en.htm (20.12.2007).

Europäische Kommission (2006a): A Thematic Strategy on the Sustainable Use of Pesticides. COM(2006) 372 final. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2006b): Proposal for a regulation of the European Parliament and of the Council concerning the placing of plant protection products on the market. COM(2006) 388 final. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2006c): Monitoring of Pesticide Residues in Products of Plant Origin in the European Union, Norway, Iceland and Liechtenstein. SEC(2006) 1416. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2006d): Vorschlag für eine Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates über das Verbot der Ausfuhr und die sichere Lagerung von metallischem Quecksilber. KOM(2006) 636 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2005a): Nanowissenschaften und Nanotechnologien: Ein Aktionsplan für Europa 2005-2009. KOM(2005) 243 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2005b): Gemeinschaftsstrategie über Quecksilber. KOM(2005) 20 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2002a): Hin zu einer thematischen Strategie zur nachhaltigen Nutzung von Pestiziden. KOM(2002) 349 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2002b): Bericht der Kommission an den Rat über aus der Chloralkaliindustrie stammendes Quecksilber. KOM(2002) 489 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (o. J.): Scientific support to policies. HAIR – Harmonised environmental indicators for predicting pesticide risk. Brüssel: Europäische Kommission. http://ec.europa.eu/research/fp6/ssp/hair_en.htm (18.03.2008).

Europäische Kommission, Institute for Health and Consumer Protection, ECB (2006): 2,2',6,6'-tetrabromo-4,4'-isopropylidenediphenol, (tetrabromobisphenol-A or TBBP-A). Part 2 - human health. CAS No: 79-94-7. EINECS No: 201-236-9. Risk assessment. Luxemburg: Office for Official Publications of the European Communities. European Union risk assessment report 63.

Europäische Kommission, Institute for Health and Consumer Protection, ECB (2003): Diphenyl ether, octabromo derivative. CAS No: 32536-52-0. EINECS No: 251-087-9. Risk assessment. Luxemburg: Office for Official Publications of the European Communities. European Union risk assessment report 16.

Europäische Kommission, Institute for Health and Consumer Protection, ECB (2002): Bis(pentabromophenyl) ether. CAS No: 1163-19-5. EINECS No: 214-604-9. Risk assessment. Luxemburg: Office for Official Publications of the European Communities. European Union risk assessment report 17.

Europäische Kommission, Institute for Health and Consumer Protection, ECB (2001): Diphenyl ether, pentabromo derivative (pentabromodiphenyl ether). CAS no. 32534-81-9. EINECS no. 251-084-2. Risk assessment. Luxemburg: Office for Official Publications of the European Communities. European Union risk assessment report 5.

Europäisches Parlament (2006): Opinion of the Committee on the Environment, Public Health and Food Safety for the Committee on Industry, Research and Energy on Nanosciences and nanotechnologies: An action plan for Europe 2005-2009. Brüssel: Europäisches Parlament. 2006/2004(INI).

Evandri, M. G., Costa, L. G., Bolle, P. (2003): Evaluation of brominated diphenyl ether-99 toxicity with *Raphidocelis subcapitata* and *Daphnia magna*. Environmental Toxicology and Chemistry 22 (9), S. 2167-2172.

Fischer, K. (2004): Die Behandlung von Kunststoffen mit bromierten Flammschutzmitteln in der EG-Richtlinie über Elektro- und Elektronik-Altgeräte. Recht der Abfallwirtschaft 3 (3), S.113-118.

Foth, H., Hayes, W. (2008a): Concept of REACH and impact on evalutation of chemicals. Human & Experimental Toxicology 27 (1), S. 5-21.

Foth, H., Hayes, W. (2008b): Background of REACH in EU Regulations on Evaluation of Chemicals. Human & Experimental Toxicology (im Erscheinen).

Führ, M., Hermann, A., Merenyi, S., Moch, K., Möller, M. (2006): Rechtsgutachten Nano-Technologien - ReNaTe. Bestehender Rechtsrahmen, Regulierungsbedarf sowie Regulierungsmöglichkeiten auf europäischer und nationaler Ebene. Freiburg: Öko-Institut.

Giger, W., Alder, A. C., Golet, E. M., Kohler, H.-P., McArdell, C. S., Molnar, E., Thi, N. A. P., Siegrist, H. (2003): Antibiotikaspuren auf dem Weg von Spital- und Gemeindeabwasser in die Fließgewässer: Umweltanalytische Untersuchungen über Einträge und Verhalten. In: Track, T., Kreysa, G. (Hrsg.): Spurenstoffe in Gewässern. Weinheim: Wiley-VCH, S. 21-33.

Great Lakes Chemical Corporation (1989): The chronic toxicity of tetrabromo-bisphenol A (TBBPA) to *Daphnia magna* under flow-through conditions. Springborn Laboratories. SLS Report 89-1-2925.

Grote, M., Schwake-Anduschus, C., Stevens, H., Michel, R., Betsche, T., Freitag, M. (2006): Antibiotika-Aufnahme von Nutzpflanzen aus Gülle-gedüngten Böden: Ergebnisse eines Modellversuches. Journal für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit 1 (1), S. 38-50.

Hagenmaier, H., She, J., Benz, T., Dawidowsky, N., Düsterhöft, L., Lindig, C. (1992): Analysis of sewage sludge for polyhalogenated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans and diphenyl ethers. Chemosphere 25 (7-10), S. 1457-1462.

Hakk, H., Letcher, R. J. (2003): Metabolism in the toxicokinetics and fate of brominated flame retardants - a review. Environment International 29 (6), S. 801-828.

Heberer, T. H., Dünnbier, U., Reilich, C. H., Stan, H.-J. (1997): Detection of drugs and drug metabolites in ground water samples of a drinking water treatment plant. Fresenius Environmental Bulletin 6, S. 438-443.

HELCOM (Helsinki Commission) (2006): Manual for marine monitoring in the COMBINE programme of HELCOM. Part C. http://sea.helcom.fi /Monas/CombineManual2/contents.html (12.12.2006).

HELCOM (2003): The Baltic Marine Environment 1999-2002. Helsinki: HELCOM. Baltic Sea Environment Proceedings 87.

Helland, A., Wick, P., Koehler, A., Schmid, K., Som, C. (2007): Reviewing the environmental and human health knowledge base of carbon nanotubes. Environmental Health Perspectives 115 (8), S. 1125-1131.

Hengstler, J. G., Foth, H., Kramer, P.-J., Kahl, R., Lilienblum, W., Schulz, T., Schweinfurth, H. (2006): The REACH concept and its impact on toxicological sciences. Toxicology 220 (2-3), S. 232-239.

Hooper, K., McDonald, T. A. (2000): The PBDEs: an emerging environmental challenge and another reason for breast-milk monitoring programs. Environmental Health Perspectives 108 (5), S. 387-392.

Isosaari, P., Hallikainen, A., Kiviranta, H., Vuorinen, P. J., Parmanne, R., Koistinen, J., Vartiainen, T. (2006): Polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans, biphenyls,

naphthalanes and polybrominated diphenyl ethers in the edible fish caught from the Baltic Sea and lakes in Finland. Environmental Pollution 141 (2), S. 213-225.

Kemmlein, S. (2000): Polybromierte Flammschutzmittel. Entwicklung eines Analyseverfahrens und Untersuchung und Bewertung der Belastungssituation ausgewählter Umweltkompartimente. Berlin: Mensch & Buch.

Kitamura, S., Jinno, N., Ohta, S., Kuroki, H., Fujimoto, N. (2002): Thyroid hormonal activity of the flame retardants tetrabromobisphenol A and tetrachlorobisphenol A. Biochemical and Biophysical Research Communications 293 (1), S. 554-559.

Klamer, H. J., Leonards, P. E., Lamoree, M. H., Villerius, L. A., Akerman, J. E., Bakker, J. F. (2005): A chemical and toxicological profile of Dutch North Sea surface sediments. Chemosphere 58 (11), S. 1579-1587.

Krueger, H. O., Kendall, T. Z., Jaber, M. (2001): Decabromodiphenyl ether: a prolonged sediment toxicity test with Lumbriculus variegatus using spiked sediment with 2% total organic carbon. Final report. Easton: Wildlife International, Ltd.

Krug, H. F. (2005): Auswirkungen nanotechnologischer Entwicklungen auf die Umwelt. Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 17 (4), S. 223-230.

Krug, H. F., Krug, A.-K. (2007): Neues aus der Nanotechnologie: Unsere Korrespondenten berichten. Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung 19 (2), S. 132-133.

Kumar, K., Gupta, S. C., Baidoo, S. K., Chander, Y., Rosen, C. J. (2005): Antibiotic uptake by plants from soil fertilized with animal manure. Journal of Environment Quality 34 (6), S. 2082-2085.

Law, R. J., Allchin, C. R., Boer, J. d., Covaci, A., Herzke, D., Lepom, P., Morris, S., Tronczynski, J., Wit, C. de (2006): Levels and trends of brominated flames retardants in the European environment. Chemosphere 64 (2), S. 187-208.

Law, R. J., Allchin, C. R., Boer, J. d., Covaci, A., Herzke, D., Lepom, P., Morris, S., Wit, C. A. de (2004): Levels and Trends of Brominated Flame Retardants in the European Environment. In: Alaee, M., Arsenault, G., Harner, T., MacPherson, K., Pacepavicius, G., Reiner, E., Wania, F. (Hrsg.): The Third International Workshop on Brominated Flame Retardants. BFR 2004. Toronto, Ontario, Canada, June 6-9, 2004. Burlington: National Water Research Institute, S. 79-104.

Law, R. J., Alaee, M., Allchin, C. R., Boon, J. P., Lebeuf, M., Lepom, P., Stern, G. A. (2003): Levels and trends of polybrominated diphenylethers and other brominated flame retardants in wildlife. Environment International 29 (6), S. 757-770.

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2004): Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit. Pflanzenschutzmittel. Berlin: Kulturbuch-Verlag.

Lebeuf, M., Gouteux, B., Measures, L., Trottier, S. (2004): Levels and temporal trends (1988-1999) of polybrominated diphenyl ethers in beluga whales (Delphinapterus leucas) from the St. Lawrence Estuary, Canada. Environmental Science & Technology 38 (11), S. 2971-2977.

Legler, J., Brouwer, A. (2003): Are brominated flame retardants endocrine disruptors? Environment International 29 (6), S. 879-885.

Leisewitz, A., Kruse, H., Schramm, E. (2001): Erarbeitung von Bewertungsgrundlagen zur Substitution umweltrelevanter Flammschutzmittel. Bd. 1: Ergebnisse und zusammenfassende Übersicht. Berlin: Umweltbundesamt. UBA-Texte 25/01.

Lilienblum, W., Dekant, W., Foth, H., Gebel, T., Hengstler, J. G., Kahl, R., Kramer, P.-J., Schweinfurth, H., Wollin, K.-M. (2008): Alternative methods to safety studies in experimental animals: role in the risk assessment of chemicals under the new European Chemicals Legistration (REACH). Archives of Toxicology 82 (4), S. 211-236.

Lindberg, P., Sellström, U., Häggberg, L., Witt, C. A. de (2004): Higher brominated Diphenyl Ethers and Hexabromocyclododecane found in eggs of peregrine falcons (Falco peregrinus) breeding in Sweden. Environmental Science & Technology 38 (1), S. 93-96.

Lippert, H. (2000): Lehrbuch Anatomie. 5. Auflage. München: Urban & Fischer.

Löchtefeld, S. (2005): Synthetische Nanopartikel. Blick auf Umwelt- und Gesundheitsaspekte. Dortmund: Iku GmbH.

Lovern, S. B., Klaper, R. (2006): *Daphnia magna* mortality when exposed to titanium dioxide and fullerene (C_{60}) nanoparticles. Environmental Toxicology and Chemistry 25 (4), S. 1132-1137.

Maxson, P. (2006): Mercury flows and safe storage of surplus mercury. Brüssel: Europäische Kommission. http://ec.europa.eu/environment/chemicals /mercury/pdf/hg_flows_safe_storage.pdf (11.12.2007).

Maxson, P. (2004): Mercury flows in Europe and the world: The impact of decommissioned chlor-alkali plants. Brüssel: Europäische Kommission. http://ec.europa.eu/environment/chemicals/mercury/pdf/report.pdf (11.12.2007).

Maynard, A. D. (2007): Nanotechnology: the next big thing, or much ado about nothing? Annals of Occupational Hygiene 51 (1), S. 1-12.

McDonald, T. A. (2002): A perspective on the potential health risks of PBDEs. Chemosphere 46 (5), S. 745-755.

Meili, M., Bishop, K., Bringmark, L., Johansson, K., Munthe, J., Sverdrup, H., Vries, W. de (2003): Critical levels of atmospheric pollution: criteria and concepts for operational

modelling of mercury in forest and lake ecosystems. The Science of the Total Environment 304 (1), S. 83-106.

Meironyté, G. D., Norén, K. (2001): Polybrominated diphenyl ethers in Swedish human milk. The follow-up study. Poster presentation. In: Swedish Chemical Society (Hrsg.): Second International Workshop on Brominated Flame Retardants. Stockholm, S. 303-305.

Moche, W., Stephan, K., Thanner, G. (2004): Bromierte Flammschutzmittel in der aquatischen Umwelt. Wien: Umweltbundesamt. Berichte BE-243.

Mörck, A., Hakk, H., Örn, U., Wehler, E. K. (2003): Decabromodiphenyl ether in the rat: Absorption, distribution, metabolism, and excretion. Drug Metabolism and Disposition 31 (7), S. 900-907.

Morrissey, A. E. (1978): The acute toxicity of FMBP4A (tetrabromobisphenol A) to the water flea, Daphnia magna Straus. Tarrytown: Union Carbide Corporation, Environmental Services.

Muhle, H., Warheit, D. B. (2004): Fasern. In: Marquardt, H., Schäfer, S. (Hrsg.): Lehrbuch der Toxikologie. Stuttgart: Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft, S. 851-864.

Nixon, S., Trent, Z., Marcuello, C., Lallana, C. (2003): Europe's water: An indicator-based assessment. Kopenhagen: EEA. Topic report 1/2003.

NRC (National Research Council) (2000): Toxicological effects of methylmercury. Washington, DC: National Academy Press.

Oberdörster, E. (2004): Manufactured Nanomaterials (Fullerenes, C60) Induce Oxidative Stress in the Brain of Juvenile Largemouth Bass. Environmental Health Perspectives 112 (10), S. 1058-1062.

Oberdörster, G., Oberdörster, E., Oberdörster, J. (2005): Nanotoxicology: An Emerging Discipline Evolving from Studies of Ultrafine Particles. Environmental Health Perspectives 113 (7), S. 823-839.

Oberdörster, G., Sharp, Z., Atudorei, V., Elder, A., Gelein, R., Kreyling, W., Cox, C. (2004): Translocation of inhaled ultrafine particles to the brain. Inhalation Toxikology 16 (6-7), S. 437-445.

OECD (Organsiation for Economic Co-operation and Development) (2006): Report of the OECD Workshop on the Safety of Manufactured Nanomaterials. Building Co-operation, Co-ordination and Communication. Washington D.C., United States, 7th-9th December 2005. Paris: OECD. ENV/JM/MONO(2006)19.

OECD (1995): Voluntary Industry Commitment by the US and European Producers of Selected Brominated Flame Retardants covered under OECD's Risk Reduction Programme. Paris: OECD. http://www.oecd.org/dataoecd/2/62/1944496.pdf (03.03.2008).

Paepke, O., Herrmann, T. (2004): Polybrominated Diphenylethers (PBDES) in fish samples of various origin. Organohalogen Compounds 66, S. 3921-3926.

Pakalin, S., Cole, T., Steinkellner, J., Nicolas, R., Tissier, C., Munn, S., Eisenreich, S. (2007): Review on production processes of decabromodiphenyl ether (decaBDE) used in polymeric applications in electrical and electronic equipment, and assessment of the availability of potential alternatives to decaBDE. Ispra: Institute of Health and Consumer Protection. EUR 22693 EN.

PAN (Pestizid Aktions-Netzwerk) (2003): Entgegnung auf das Papier des Industrieverbandes Agrar (IVA) „Reduktion des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln". Hamburg: PAN. http://www.pan-germany.org/download/EntgegIVA.pdf (28.11.2007).

Pawlowski, S., Riley, G., Ternes, T., Bonerz, M., Tyler, C. R., Braunbeck, T. (2003): Östrogene Einflüsse von kommunalen Kläranlagenabwasser auf Dickkopfelritzen (Pimephales promelas) und Regenbogenforellen (Oncorhynchus mykiss). Vortrag, 8. Jahrestagung der SETAC-GLB, "New Blood in Ecotoxicology", 21.-24.09.2003, Heidelberg.

Pettersson, A., Westberg, H., Engwall, M., Ohlson, C. G. (2001): Concentration in air and dust of polybrominated diphenyl ethers and tetrabromobisphenol A. Poster presentation. In: Swedish Chemical Society (Hrsg.): Second International Workshop on Brominated Flame Retardants. Stockholm, S. 223-226.

Pop, V. J., Kuijpens, J. L., Baar, A. L. v., Verkerk, G., Son, M. M. v., Vijlder, J. J. d., Vulsma, T., Wiersinga, W. M., Drexhage, H. A., Vader, H. L. (1999): Low maternal free thyroxine concentrations during early pregnancy are associated with impaired psychomotor development in infancy. Clinical Endocrinology 50 (2), S. 149-155.

Poremski, H.-J., Wiandt, S. (2002): Die Strategie der OSPAR-Kommission gegen den Eintrag gefährlicher Stoffe in die Meere. EAWAG news 53, S. 6-8.

Posner, S. (2006): Survey and technical assessment of alternatives to TBBPA and HBCDD. Sundbyberg: Swedish Chemicals Agency. PM 1/06.

Rat der Europäischen Union (2007): Proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council concerning the placing of plant protection products on the market. Revised text. Brüssel: Rat der Europäischen Union. 11663/07.

Remberger, M., Sternbeck, J., Palm, A., Kaj, L., Strömberg, K., Brorström-Lundén, E. (2004): The environmental occurrence of hexabromocyclododecane in Sweden. Chemosphere 54 (1), S. 9-21.

Rönnefahrt, I., Koschorreck, M., Kolossa-Gehring, M. (2002): Arzneimittel in der Umwelt. Teil 2: Rechtliche Aspekte und Bewertungskonzepte. Mitteilungen der Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie 8 (4), S. 6-9.

ROßBERG, D. (2003): Erhebung zur Anwendung von chemischen Pflanzeschutzmitteln in der Landwirtschaft in Deutschland (TAPAS-Projekt 2001). Sitzung der Untergruppe „Agrar und Umwelt“ des Agrarstatistischen Ausschusses und der Arbeitsgruppe „Umwelt und nachhaltige Entwicklung“, Thema „Pestizide“. Gemeinsame Eurostat/EFTA-Gruppe. Brüssel: Europäische Kommission. Dok. AE/WG/026/05.2.1 (2003).

Rothert, A. (2005): Positionen zur Chemie mit Chlor. Frankfurt a. M.: Verband der Chemischen Industrie. http://www.vci.de/default2~rub~0~tma~0~cmd~shd~docnr~64356~nd~~ond~~snd~n08~shmode~.htm (12.03.2008).

Royal Society, Royal Academy of Engineering (2004): Nanoscience and nanotechnologies: opportunities and uncertainties. London: Royal Society. http://www.nanotec.org.uk/finalReport.htm (12.03.2008).

Salomon, M. (2005): Bromierte Flammschutzmittel - aktueller Stand der Risikodiskussion. Umweltmedizin in Forschung und Praxis 10 (3), S. 183-196.

Santillo, D., Johnston, P. (2006): Effect threshold and “adequate control” of Risks. The fatal flaws in the EU Council’s position on authorisation within REACH. Environmental Science and Pollution Research International 13 (6), S. 425-431.

Sawal, G., Stachel, B., Lepom, P. (2004): Polybrominated Diphenyl Ethers in Sediments from the River Elbe, Germany. In: Alaee, M., Arsenault, G., Harner, T., MacPherson, K., Pacepavicius, G., Reiner, E., Wania, F. (Hrsg.): The Third International Workshop on Brominated Flame Retardants. BFR 2004. Toronto, Ontario, Canada, June 6-9, 2004. Burlington: National Water Research Institute, S. 151-154.

SCCP (Scientific Committee on Consumer Products) (2007): Preliminary opinion on safety of nanomaterials in cosmetic products. Brüssel: Europäische Kommission. http://ec.europa.eu/health/ph_risk/committees/04_sccp/docs/sccp_o_099.pdf (13.03.2008).

SCENIHR (Scientific Committee on Emerging and Newly-Identified Health Risks) (2007): Opinion on the appropriateness of the risk assessment methodology in accordance with the technical guidance documents for new and existing substances for assessing the risks of nanomaterials. Brüssel: Europäische Kommission.

http://ec.europa.eu/health/ph_risk/committees/04_scenihr/docs/scenihr_o_010.pdf (13.03.2008).

SCENIHR (2006): The appropriateness of existing methodologies to assess the potential risks associated with engineered and adventitious products of nanotechnologies. Brüssel: Europäische Kommission. http://ec.europa.eu /health/ph_risk/committees/04_scenihr/docs/scenihr_o_003b.pdf (16.10.2007).

Schmidt, B., Neuffer, T., Häfner, M., Dechet, F., Küchler, T., Peters, B., Resseler, H., Götz, N. von (2005): Aufklärung von Fundmeldungen zu Pflanzenschutzmitteln im Grundwasser in Deutschland. Frankfurt a. M.: Industrieverband Agrar. http://www.iva.de/pdf/De_Grundwasserstudie_011105.pdf (25.03.2008).

Schmidt, K. (2003): Ergebnisse der Meldungen für Pflanzenschutzmittel und Wirkstoffe nach § 19 des Pflanzenschutzgesetzes für die Jahre 1999, 2000 und 2001 im Vergleich zu 1998. Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes 55 (6), S. 121-133.

Schulz, J., Hohenberg, H., Pflücker, F., Gärtner, E., Will, T., Pfeiffer, S., Wepf, R., Wendel, V., Gers-Barlag, H., Wittern, K. P. (2002): Distribution of sunscreens on skin. Advanced Drug Delivery Reviews 54 (1), S. 157-163.

Sellström, U., Kierkegaard, A., Alsberg, T., Jonsson, P., Wahlberg, C., Wit, C. de (1999): Brominated flame retardants in sediments from European estuaries, the Baltic Sea and in sewage sludge. Organohalogen Compounds 40, S. 383-386.

Sellström, U., Kierkegaard, A., Wit, C. de, Jansson, B. (1998a): Polybrominated diphenyl ethers and hexabromocycododecane in sediment and fish from a Swedish river. Environmental Toxicology and Chemistry 17 (6), S. 1065-1072.

Sellström, U., Soderström, G., Wit, C. de, Odsjo, T., Olsson, M. (1998b): Photolytic debromination of decabromodiphenyl ether (DeBDE). Organohalogen Compounds 35, S. 447-450.

Sellström, U., Jansson, B. (1995): Analysis of tetrabromobisphenol A in a product and environmental samples. Chemosphere 31 (4), S. 3085-3092.

Sellström, U., Jansson, B., Kierkegaard, A., Wit, C. de, Odsjö, T., Olsson, M. (1993): Polybrominated diphenyl ethers (PBDE) in biological samples from the Swedish environment. Chemosphere 26 (9), S. 1703-1718.

Sinkkonen, S., Rantalainen, A. L., Paasivirta, J., Lahtiperä, M. (2004): Polybrominated methoxy diphenyl ethers (MeO-PBDEs) in fish and guillemot of Baltic, Atlantic and Arctic environments. Chemosphere 56 (8), S. 767-775.

SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2007): Arzneimittel in der Umwelt. Berlin: SRU. Stellungnahme 12.

SRU (2004a): Umweltgutachten 2004. Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern. Baden-Baden: Nomos.

SRU (2004b): Meeresumweltschutz für Nord- und Ostsee. Sondergutachten. Baden-Baden: Nomos.

SRU (2002): Umweltgutachten 2002. Für eine neue Vorreiterrolle. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

Stan, H.-J., Heberer, T., Linkerhägner, M. (1994): Vorkommen von Clofibrinsäure im aquatischen System - Führt die therapeutische Anwendung zu einer Belastung von Oberflächen-, Grund- und Trinkwasser? Vom Wasser 83, S. 57-68.

Stapleton, H. M., Alaee, M., Letcher, R. J., Baker, J. E. (2004): Debromination of the flame retardant decabromodiphenyl ether by juvenile carp (*Cyprinus carpio*) following dietary exposure. Environmental Science & Technology 38 (1), S. 112-119.

Sturm, S., Kiefer, J., Eichhorn, E. (2006): Befunde von Pflanzenschutzmitteln in Grund- und Oberflächenwässern und deren Eintragspfade. Bedeutung für die Wasserwirtschaft und das Zulassungsverfahren. Karlsruhe: Technologiezentrum Wasser.

Sverdrup, L. E., Hartnik, T., Mariussen, E., Jensen, J. (2006): Toxicity of three halogenated flame retardants to nitrifying bacteria, red clover (*Trifolium pratense*), and a soil invertebrate (*Enchytraeus crypticus*). Chemosphere 64 (1), S. 96-103.

Tada, Y., Fujitani, T., Yano, N., Takahashi, K., Yuzawa, K., Ando, H., Kubo, Y., Nagasawa, A., Ogata, A., Kamimura, H. (2006): Effects of tetrabromobisphenol A, brominated flame retardant, in ICR mice after prenatal and postnatal exposure. Food and Chemical Toxicology 44 (8), S. 1408-1413.

Ternes, T. A. (2001a): Pharmaceuticals and metabolites as contaminants of the aquatic environment. In: Daughton, C. G., Jones-Lepp, T. L. (Hrsg.): Pharmaceuticals and Personal Care Products in the Environment - Scientific and Regulatory Issues. Washington, DC: American Chemical Society. ACS Symposium Series 791, S. 39-54.

Ternes, T. A. (2001b): Analytical methods for the determination of pharmaceuticals in aqueous environmental samples. Trends in Analytical Chemistry 20 (8), S. 419-434.

Thron, K. U., Bruhn, R., McLachlan, M. S. (2004): The influence of age, sex, body-condition and region on the levels of PBDEs and toxaphene in harbour porpoises from European waters. Fresenius Environmental Bulletin 13 (2), S. 146-155.

Timme-Laragy, A. R., Levin, E. D., Di Giulio, R. T. (2006): Developmental and behavioral effects of embryonic exposure to the polybrominated diphenylether mixture DE-71 in the killifish (*Fundulus heteroclitus*). Chemosphere 62 (7), S. 1097-1104.

Torky, A.-R. W., Foth, H. (2007): Quecksilber. In: Dunkelberg, H., Gebel, T., Hartwig, A. (Hrsg.): Handbuch der Lebensmitteltoxikologie. Belastungen, Wirkungen, Lebensmittelsicherheit, Hygiene. Bd. 2. Weinheim: Wiley-VCH, S. 803-850.

UBA (Umweltbundesamt) (2007): Umwelt Deutschland. Umweltdaten Deutschland Online. Ökologischer Landbau. http://www.umweltbundesamt-umwelt-deutschland.de/umweltdaten/public/theme.do?nodeIdent=3139 (17.03.2008).

UBA (2006a): Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in der Landwirtschaft – Ergebnisse von Untersuchungen des Umweltbundesamtes und Vergleich mit Erkenntnissen der Länder. Dessau: UBA. http://umweltbundesamt.de/uba-info-presse/hintergrund/Anwendung_von_Pflanzenschutzmitteln.pdf. (28.11.2006).

UBA (2006b): Umwelt Deutschland: Pflanzenschutzmittelabsatz in der Landwirtschaft. Im Grundwasser am häufigsten nachgewiesene PSM-Wirkstoffe und -Metabolite 2004 und 2005. Dessau: UBA. http://www.env-it.de/umweltdaten/public /document/downloadImage.do;jsessionid=8D8CDBB8E684FDF796E5770350F1B751?ident=8371 (18.12.2007).

UBA (2004): Critical loads of cadmium, lead and mercury. In: UBA (Hrsg.): Manual on methodologies and criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. Berlin: UBA. UBA-Texte 52/04, S. V 39-V 73.

UBA (2001): Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU). Referenzdokument über die Besten Verfügbaren Techniken in der Chloralkaliindustrie. Berlin: UBA. http://www.bvt.umweltbundesamt.de /archiv/Z_Chloralkali.pdf (14.03.2008).

UNEP (United Nations Environment Programme) (2002): Global Mercury Assessment. Genf: UNEP Chemicals. http://www.chem.unep.ch/MERCURY/Report/Final%20 Assessment%20report.htm (18.09.2007).

UNEP Chemicals (2005): Mercury Programme. Environment leaders continue to call for action on mercury. Genf: UNEP Chemicals. http://www.chem.unep.ch /Mercury/Progress_2005_files/Global_Mercury_Assessment_July2005.pdf (19.10.2006).

VCI (Verband der Chemischen Industrie) (2006): Die Zukunft der Amalgam-Anlagen in Deutschland. Frankfurt a. M.: VCI. http://www.vci.de/default2~rub~739~tma~884~ cmd~shd~docnr~64675~nd~~ond~n133~snd~n133~shmode~.htm (12.03.2008).

VCI (2003): Zukunft der Alkalichlorid-Elektrolyse nach dem Amalgam-Verfahren. Frankfurt a. M.: VCI. http://vci-internet.the-second.com/default2~rub~739~tma~884~ cmd~shd~docnr~64675~nd~,n01,~ond~n133~snd~n133~shmode~.htm (09.05.2007).

Veiga, M. M. (1997): Mercury in Artisanal Gold Mining in Latein America: Facts, Fantasies and Solutions. UNIDO – Expert Group Meeting – Introducing new technologies for abatement of global mercury pollution derving from artisanal gold mining, Vienna, July 1-3, 1997. http://www.facome.uqam.ca/facome/pdf/veiga_02.pdf (13.03.2008).

Walsh, G. E., Yoder, M. J., McLaughlin, L. L., Lores, E. M. (1987): Responses of marine unicellular algae to brominated organic compounds in six growth media. Ecotoxicology and Environmental Safety 14 (3), S. 215-222.

Warheit, D. B., Webb, T. R., Reed, K. L., Frerichs, S., Sayes, C. M. (2007): Pulmonary toxicity study in rats with three forms of ultrafine-TiO_2 particles: Differential responses related to surface properties. Toxicology 230 (1), S. 90-104.

Warheit, D. B., Webb, T. R., Reed, K. L., Hansen, J. F., Kennedy, G. L. (2003): Four-week inhalation toxicity study in rats with nylon respirable fibers: rapid lung clearance. Toxicology 192 (2-3), S. 189-210.

Weigel, S. (2003): Occurence, distribution and fate of pharmaceuticals and further polar contaminants in the marine environment. Hamburg, Universität, Fachbereich Chemie, Dissertation.

Weiss, J., Meijer, L., Sauer, P., Linderholm, L., Athanasiadis, I., Bergman, Å. (2004): PBDE and HBCDD Levels in Blood from Dutch Mothers and Infants - Analysis Project within the Dutch Groningen Infant Cohort. In: Alaee, M., Arsenault, G., Harner, T., MacPherson, K., Pacepavicius, G., Reiner, E., Wania, F. (Hrsg.): The Third International Workshop on Brominated Flame Retardants. BFR 2004. Toronto, Ontario, Canada, June 6-9, 2004. Burlington: National Water Research Institute, S. 71-74.

WHO (World Health Organization) (2006): Draft Guidance Document on characterizing and communicating uncertainty in exposure assessment. Genf: WHO. http://www.who.int/ipcs/methods/harmonization/areas/draftundertainty.pdf (17.03.2008).

WHO (World Health Organization) (1990): Methylmercury. Genf: WHO. Environmental Health Criteria 101.

Zhu, S., Oberdörster, E., Haasch, M. L. (2006): Toxicity of an engineered nanoparticle (fullerene, C60) in two aquatic species, Daphnia and fathead minnow. Marine Environmental Research 62 (Supplement 1), S. S5-S9.

Zwiener, C., Frimmel, F. H. (2004): Residues of Clofibric Acid, Ibuprofen and Diclofenac in the Aquatic Environment and their Elimination in the Sewage Treatment and Drinking Water Production. In: Kümmerer, K. (Hrsg.): Pharmaceuticals in the Environment. Berlin: Springer, S. 121-132.

Kapitel 9

ACCON (2007): Lärmkartierung Hessen 2007. Greifenberg: ACCON. http://www.hlug.de/medien/laerm/dokumente/3882_20_endbericht_final_red.pdf (25. August 2007).

Babisch, W. (2006): Verkehrslärm und kardiovaskuläres Risiko. Überblick und Synthese epidemiologischer Studien, Dosis-Wirkungs-Kurve und Risikoabschätzung. Dessau: Umweltbundesamt. WaBoLu-Hefte 01/06.

Babisch, W. (2004): Die NaRoMI-Studie. Auswertung, Bewertung und vertiefende Analysen zum Verkehrslärm. In: Babisch, W. (Hrsg.): Chronischer Lärm als Risikofaktor für den Myokardinfarkt. Ergebnisse der "NaRoMi"-Studie. Berlin: Umweltbundesamt. WaBoLu-Hefte 02/04, S. I-1 bis I-59.

Barth, R., Brohmann, B., Arps, H., Hochfeld, C. (2005): Kostenfolgen der Novelle des Gesetzes zum Schutz gegen Fluglärm. Darmstadt: Ökoinstitut. http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/kostenfolgen_endversion.pdf (26. Februar 2008).

Basner, M., Samel, A., Isermann U. (2005): Die Umsetzung der DLR-Studie in einer lärmmedizinischen Beurteilung für ein Nachtschutzkonzept. Zeitschrift für Lärmbekämpfung 52 (4), S. 109-123.

BMVBW (Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen) (2005): Maßnahmen zur Lärmsanierung an bestehenden Schienenwegen der Eisenbahnen des Bundes. Gesamtkonzept der Lärmsanierung. Berlin: BMVBW. http://www.bmvbs.de/Anlage/original_1002094/Gesamtkonzept-der-Laermsanierung-Erlaeuterungstext.pdf (20. Juli 2007).

Brüggemann, R. (2006): Die Novellierung des Gesetzes zum Schutz gegen Fluglärm. Zeitschrift für Lärmbekämpfung 51 (5), S. 161-165.

BSU (Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt der Freien und Hansestadt Hamburg) (2007): Umsetzung der EG-Umgebungslärmrichtlinie. Hamburg: BSU. http://fhh.hamburg.de/stadt/Aktuell/behoerden/stadtentwicklung-umwelt/umwelt/laerm/laermaktionsplanung/umgebungslaerm/start.html (31. Januar 2008).

Bundesrat (2006): Verordnungsantrag des Landes Baden-Württemberg. Entwurf einer … Verordnung zur Änderung der Verordnung über die Lärmkartierung. Berlin: Bundesrat. Drucksache 280/06.

Deutscher Bundestag (2008): Antwort auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Lutz Heilmann, Eva Bulling-Schröter, Hans-Kurt Hill, weiterer Abgeordneter und der Fraktion DIE LINKE. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 16/7798.

Deutscher Bundestag (2006a): Entwurf eines Gesetzes zur Verbesserung des Schutzes vor Fluglärm in der Umgebung von Flugplätzen. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 16/508.

Deutscher Bundestag (2006b): Beschlussempfehlung und Bericht des Ausschusses für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (16. Ausschuss). Den Schutz der Anwohner vor Fluglärm wirksam verbessern. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 16/3813.

Deutscher Bundestag (2004): Entwurf eines Gesetzes zur Umsetzung der EG-Richtlinie über die Bewertung und Bekämpfung von Umgebungslärm. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 15/3782.

DFS (Deutsche Flugsicherung) (2007): 2006 – das Jahr der Spitzenwerte. Langen: DFS. DFS Newsletter. http://www.dfs.de (8. Juni 2007).

DFS (2006): 2005 – Ein Jahr der Rekorde. Langen: DFS. DFS Newsletter. http:// www.dfs.de (8. Juni 2007).

Dobrzynski, W. (2003): Technische Entwicklungen der Lärmminderung an der Quelle. In: Koch, H.-J. (Hrsg.): Umweltprobleme des Luftverkehrs. Baden-Baden: Nomos, S. 105-115.

Eikmann, T., Herr, C., Seitz, H. (2005): Ist es in Deutschland tatsächlich viel zu laut? Zum aktuellen Stand von Lärmforschung und Lärmschutz. Umweltmedizin in Forschung und Praxis 10 (2), S. 65-66.

Erbguth, E. (2003): Flughafenplanung in der Raumordnung. In: Koch, H.-J. (Hrsg.): Umweltprobleme des Luftverkehrs. Baden-Baden: Nomos, S. 81-96.

Feldmann, F.-J. (2005): Wandel im Lärmschutz: Die Umgebungslärmrichtlinie und ihre Umsetzung in deutsches Recht. Zeitschrift für Umweltrecht 16 (7-8), S. 352-358.

Fraport (Frankfurt Airport Services Worldwide) (2008): Verkehrszahlen Standort FRA. Frankfurt a. M.: Fraport. http://www.fraport.de/cms/default/dok/273/273815. entwicklung_der_verkehrszahlen_standort.htm (31. Januar 2008).

Grüne Liga (2007):Öffentlichkeitsbeteiligung bei der Umgebungslärmrichtlinie. Städte. Berlin: Grüne Liga. http://www.uglr-info.de/staedte.html (21.02.2008).

Hamburg Airport (2007): Geschäftsbericht 2006. Hamburg: Flughafen Hamburg GmbH. http://www.airport.de/de/downloads/GB_2006_DE_screen.pdf (31.01.2008).

Hamburg Airport (o. J.): Verkehrszahlen. Hamburg: Flughafen Hamburg GmbH. http://www.airport.de/de/flugdaten.html (31. Januar 2008).

Heymann, E., Vollenkemper, J. (2005): Ausbau von Regionalflughäfen: Fehlallokation von Ressourcen. Frankfurt a. M.: Deutsche Bank Research. Themen International,

Aktuelle Themen 337. http://www.dbresearch.com/PROD/DBR_INTERNET_EN-PROD/PROD0000000000192158.pdf (29. Januar 2008).

Hintzsche, M. (2003): Geräuschemissionen von Eisenbahnen. Zusammenfassende Präsentation der Messergebnisse des Umweltbundesamtes. Berlin: Umweltbundesamt. UBA-Texte 61/03.

HLUG (Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie) (2007): Lärmkartierung 2007. Wiesbaden: HLUG. http://www.hlug.de/medien/laerm/kartierung_2007.htm (31. Januar 2008).

Jarup, L., Babisch, W., Houthuijs, D., Pershagen, G., Katsouyanni, K., Cadum, E., Dudley, M.-L., Savigny, P., Seiffert, I., Swart, W., Breugelmans, O., Bluhm, G., Selander, J., Haralabidis, A., Dimakopoulou, K., Sourtzi, P., Velonakis, M., Vigna-Taglianti, F. (2008): Hypertension and Exposure to Noise near Airports: the HYENA Study. Environmental Health Perspectives 116 (3), S. 329-333.

Kaltenbach, M., Bartels, K.-H. (2006): Fluglärm und intellektuelle Leistungsfähigkeit von Kindern. Dreieich: Rhein-Main-Institut. Fachinformation des Rhein-Main-Instituts 01/2006. http://www.rhein-main-institut.de/docs/Fluglaerm_und_Kinder.pdf (29. Januar 2008).

Koch, H.-J. (2002): Fünfzig Jahre Lärmschutzrecht. Zeitschrift für Lärmbekämpfung 49 (6), S. 235-244.

Koch, H.-J., Wieneke, A. (2003a): Flughafenplanung und Städtebau: Die Zukunft des Fluglärmgesetzes. Natur und Recht 25 (2), S. 72-80.

Koch, H.-J., Wieneke, A. (2003b): Umweltprobleme des Luftverkehrs. Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 22 (10), S. 1153-1168.

Koch, H.-J., Prall, U. (2002): Entwicklungen des Immissionsschutzrechts. Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 21 (6), S. 666-676.

Koch, H.-J., Hofmann, E., Reese, M. (2001): Lokal Handeln. Nachhaltige Mobilitätsentwicklung als kommunale Aufgabe. Berlin: Erich Schmidt. Umweltbundesamt, Berichte 05/01.

Koch, H.-J., Scheuing, D. (Hrsg.) (2007): Gemeinschaftskommentar zum Bundes-Immissionsschutzgesetz. GK-BImSchG. Loseblatt-Ausgabe, 24. EL Dezember 2007. Düsseldorf: Werner.

Krahé, D. (2007): Die Novellierung des Fluglärmgesetzes. Lärmbekämpfung 2 (3), S. 81.

Kuckartz, U., Rädiker, S., Rheingans-Heintze, A. (2006): Umweltbewusstsein in Deutschland 2006. Ergebnisse einer repräsentativen Bevölkerungsumfrage. Berlin: BMU.

Lahl, U. (2007): Vorhandene Spielräume nutzen. Lärmbekämpfung 2 (1), S. 1.

LAI (Bund/Länderarbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz) (2007): LAI-Hinweise zur Lärmaktionsplanung. Entwurf vom 30. August 2007. Kiel: LAI.

LAI (2006): Hinweise zur Lärmkartierung einschließlich Beratungsunterlage und Niederschrift zu TOP 9.3.1 der 112. Sitzung der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz. Dessau: LAI.

LfU (Bayerisches Landesamt für Umwelt) (o. J.): Umweltindikatoren Bayern. Entwicklung der Geräuschbelastung durch Straßenverkehr. Augsburg: LfU. http://www.lfu.bayern.de/themenuebergreifend/fachinformationen/umweltindikatoren/indikatorenliste/image_big.php?id=17&sub=4 (28. Januar 2008).

LUBW (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg) (2004): Lärmbetroffenheit. Karlsruhe: LUBW. http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/5626/ (14. Januar 2008).

Maschke, C., Hecht, K. (2005): Pathogenesemechanismen bei lärminduzierten Krankheitsbildern – Schlussfolgerungen aus dem Spandauer Gesundheits-Survey. Umweltmedizin in Forschung und Praxis 10 (2), S. 77-88.

Maschke, C., Hecht, K. (2003): Überarbeitung der Tabelle Primärreaktionen sowie Erstellung einer vergleichbaren Tabelle für Wirkungsendpunkte für das Kapitel Lärmschutz im Umweltgutachten 2004. Gutachten im Auftrag des Sachverständigenrates für Umweltfragen. Berlin.

Matthes, U., Leypoldt, P., Weyand, E., Peppel, C., Winkler, C., Arndt, O., Rautenberg, R. (2006): Nachhaltigkeitsaspekte der nationalen Seehafenkonzeption. Schlussbericht. Basel: ProgTrans.

Mevenkamp, A. (2003): Lärmschutzmaßnahmen in der Verkehrsregulierung. In: Koch, H.-J. (Hrsg.): Umweltprobleme des Luftverkehrs. Baden-Baden: Nomos, S. 175-189.

Mitschang, S. (2006): Die Umgebungslärmrichtlinie und ihre Auswirkungen auf die Regional -und Bauleitplanung. Zeitschrift für Baurecht 37 (5), S. 430-442.

Müller, W. (2003): Flughafenausbau in der Landesplanung. In: Koch, H.-J. (Hrsg.): Umweltprobleme des Luftverkehrs. Baden-Baden: Nomos, S. 97-103.

MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) (2007): Lärmkartierung gemäß §

47 c BImSchG. Düsseldorf: MUNLV. http://www.lanuv.nrw.de/geraeusche /pdf/Ausloeswerte_NRW.pdf (15. November 2007).

MUNLV (o. J.): Umgebungslärm in Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf: MUNLV. http://www.umgebungslaerm.nrw.de/Umgebungslaerm_in_NRW/index.php (30. Januar 2008).

NBBW (Nachhaltigkeitsbeirat der Landesregierung Baden-Württemberg) (2008): Ein kommunales Verkehrslärm-Sanierungskonzept für Baden-Württemberg. Stuttgart: NBBW. http://www.nachhaltigkeitsbeirat-bw.de/mainDaten/dokumente/laermgutachten .pdf (25. Januar 2008).

Ortscheid, J., Wende, H. (2000): Fluglärmwirkungen. Berlin: Umweltbundesamt.

Popp, C. (2006): Lärmschutz rechnet sind. Alternative Kommunalpolitik 27 (5), S. 45-46.

Repkewitz, U. (2006): Probleme der Umsetzung der Umgebungslärmrichtlinie. Verwaltungsblätter für Baden-Württemberg 26 (11), S. 409-417.

RGU (Referat für Gesundheit und Umwelt der Landeshauptstadt München) (2008): Lärmkarten EU – München 2007. München: RGU. http://dream.lrrl.arch.tu-muenchen.de/Rgumapserver?rm=Mapbrowse&mapsize=400%2B300&layers=bgl0103 %2Bbgl0200%2Bl6&map=lmp_eu_ms.dfo.map&mapsize_600_430.x=13&no_javascrip t=1&legend_show.x=19 (26. Februar 2008).

Richard, J., Schüth, J., Sommer, A. (2008): Freie und Hansestadt Hamburg. Leitfaden zur Aufstellung des Lärmaktionsplans. Aachen: Planungsbüro Richter-Richard. http://fhh.hamburg.de/stadt/Aktuell/behoerden/stadtentwicklung-umwelt/umwelt /laerm/laermaktionsplanung/zz-stammdaten/text__leitfaden,property=source.pdf (31. Januar 2008).

Schreckenberg, D., Meis, M. (2006): Gutachten: Belästigung durch Fluglärm im Umkreis des Frankfurter Flughafens. Bochum, Oldenburg: Zeus GmbH, Hörzentrum Oldenburg GmbH.

Schreckenberg, D., Guski, R. (2005): Lärmbelästigung durch Straßen- und Schienenverkehr zu unterschiedlichen Tageszeiten. Umweltmedizin in Forschung und Praxis 10 (2), S. 67-76.

Schröder, M. (2006): Die Novellierung des Fluglärmrechts. Lärmbekämpfung 1 (1), S. 9-14.

Schulze-Fielitz, H. (2003): Schutz vor Fluglärm ohne Fluglärmschutzverordnung. In: Koch, H.-J. (Hrsg.): Umweltprobleme des Luftverkehrs. Baden-Baden: Nomos, S. 145-174.

Senator für Umwelt, Bau, Verkehr und Europa (2007): Was ist Umgebungslärm? Bremen: Senator für Umwelt, Bau, Verkehr und Europa. http://www.umwelt.bremen.de/de/detail.php?gsid=bremen02.c.3217.de (21. Januar 2008).

Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz (2008): Abstimmung und Öffentlichkeitsbeteiligung. Berlin: Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz. http://www.berlin.de/sen/umwelt/laerm/laermminderungsplanung/de/laermaktionsplan/abstimmung.shtml (31. Januar 2008).

Senatsverwaltung für Stadtentwicklung (2007): Digitaler Umweltatlas Berlin. 07.05 Strategische Lärmkarten (Ausgabe 2007). Berlin: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung. http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/umweltatlas/i705.htm (31. Januar 2008).

SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2005): Umwelt und Straßenverkehr. Hohe Mobilität – Umweltverträglicher Verkehr. Sondergutachten. Baden-Baden: Nomos.

SRU (2004): Umweltgutachten 2004. Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern. Baden-Baden: Nomos.

SRU (2002): Umweltgutachten 2002. Für eine neue Vorreiterrolle. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

SRU (1999): Umwelt und Gesundheit. Risiken richtig einschätzen. Sondergutachten. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

Statistisches Bundesamt (2006): Statistisches Jahrbuch 2006 für die Bundesrepublik Deutschland. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.

Statistisches Bundesamt (2005): Statistisches Jahrbuch 2005 für die Bundesrepublik Deutschland. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.

Statistisches Bundesamt (2004): Statistisches Jahrbuch 2004 für die Bundesrepublik Deutschland. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.

Statistisches Bundesamt (2003): Statistisches Jahrbuch 2003 für die Bundesrepublik Deutschland. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.

Steven, H. (2005): Ermittlung der Geräuschemission von Kfz im Straßenverkehr. Würselen: RWTÜV Fahrzeug GmbH.

Stöcker-Meier, E., Hillen, R., Czerwinski, A., Plümer, L. (2007): Umsetzung der Umgebungslärmrichtlinie aus der Sicht des Landes Nordrhein-Westfalen. Lärmbekämpfung 2 (1), S. 7-15.

Storost, U. (2004): Umweltprobleme bei der Zulassung von Flughäfen. Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 23 (3), S. 257-267.

UBA (Umweltbundesamt) (2007a): „Tag gegen Lärm“: Belastung in Deutschland zu hoch. Dessau: UBA. Presse-Information 022/2007. http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-presse/2007/pd07-022.htm (4. Dezember 2007).

UBA (2007b): Lärm. Umgebungslärmrichtlinie. http://www.umweltbundesamt.de/laermprobleme/ulr.html (15. November 2007).

UBA (2006a): Richtlinie über die Bewertung und Bekämpfung von Umgebungslärm - Auslösekriterien für die Lärmaktionsplanung. Dessau: UBA. http://www.umweltbundesamt.de/laermprobleme/publikationen/UBA_Kriterien_ULR.pdf (15. November 2007).

UBA (2006b): Zusammenstellung der Rechtsverordnungen zur Festsetzung von Lärmschutzbereichen nach dem Gesetz zum Schutz gegen Fluglärm (Stand: 1. September 2006). Dessau: UBA. http://www.umweltbundesamt.de/verkehr/verkehrstraeg/flugverkehr/fluglaerm/plmassnahmen/vgsf/recht/anl1i33.htm (31. Juli 2007).

UBA (2005): Jahresbericht 2004. Berlin: UBA.

UBA (1994): Handbuch Lärmminderungspläne. Modellhafte Lärmvorsorge und -sanierung in ausgewählten Städten und Gemeinden. Berlin: Erich Schmidt. Umweltbundesamt, Berichte 07/94.

Wende, H., Ortscheid, J., Hintzsche, M. (2006): Lärmwirkungen von Straßenverkehrsgeräuschen – Auswirkungen eines lärmarmen Fahrbahnbelages. Dessau: Umweltbundesamt. http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3047.pdf (27. November 2007).

Wicke, L. (2008): Ein kommunales Verkehrslärm-Sanierungskonzept für eine gesundheitsunbedenkliche Lärmbelastung und zur Verbesserung der kommunalen Lebensqualität. Berlin: Institut für UmweltManagement.

Witt, S. de (2006): Schutzkonzepte gegen nächtlichen Fluglärm. Umwelt und Planungsrecht 26 (1), S. 8-12.

Wysk, P. (2007): Rechtliche Aspekte des neuen Fluglärmgesetzes. Lärmbekämpfung 2 (6), S. 243-250.

ZEUS GmbH (Zentrum für angewandte Psychologie Umwelt- und Sozialforschung) (2006): Lärmbelästigung in Hessen 2006. Ergebnisse einer repräsentativen, landesweiten Telefonbefragung. Bochum: ZEUS GmbH. http://www.hlug.de/medien/laerm/dokumente/Laemumfrage_Hessen_2006_061123.pdf (10. Oktober 2007).

Kapitel 10

Abgeordnetenhaus von Berlin (2007): Mitteilung - zur Kenntnisnahme. Abfallwirtschaftskonzept für das Land Berlin. Drs 15/5528 - Schlussbericht. Berlin: Abgeordnetenhaus von Berlin. Drucksache 16/0323. http://www.berlin.de /sen/umwelt/abfall/konzept_berlin/download/bericht_AWK.pdf.

AF-Celpap AB Consulting (2004): Optimising the Value of Recovered Fibre. Project code: PAP0020. Banbury: The Waste & Resources Action Programme.

ALBA (2007): ALBA Gelbe Tonne plus - Öko-Standard der Metropole Berlin. Berlin: ALBA. http://www.alba.info/wDeutsch/Listen/Presse/Archiv/meldungen2007 /070329_gelbe_tonne.php (31.01.2008).

Alwast, H., Böllhoff, C. (2006): Rechnung mit Unbekannten. Wie lange noch müssen Restabfälle und Ersatzbrennstoffe zwischengelagert werden? Müllmagazin 19 (3), S. 8-12.

ASA (Arbeitsgemeinschaft Stoffspezifische Abfallbehandlung) (2007): MBA-Steckbriefe 2007/2008. Ennigerloh: ASA.

ASA (2006): Neubewertung der Vorgaben der AbfAbIV zur Qualität des MBA-Deponats - insbesondere TOC Eluat. Ennigerloh: ASA. http://www.asa-ev.de/fileadmin /download/rubrik/05_Stellungnahme/ASA_Neubewertung_Vorgaben_AbfAblV.pdf.

Baars, B. A., Nottrodt, A. (2007): Naturwissenschaftlich-technische vs. juristische Rationalität. AbfallR 6 (3), S. 137-143.

Barkowski, D., Raecke, F., Pinnekamp, J., Köster, S., Beier, S., Fehrenbach, H., Knappe, F. (2006): Schadstoffbelastung im Klärschlamm. In: Pinnekamp, J., Friedrich, H. (Hrsg.): Klärschlammentsorgung: Eine Bestandsaufnahme. Aachen: FiW Verlag. Siedlungswasser- und Siedlungsabfallwirtschaft Nordrhein-Westfalen 3, S. 45-136.

Beckmann, M., Kleppmann, F., Martin, J. J. E., Scholz, R., Seifert, H. (2007): Einordnung von Müllverbrennungsanlagen im Hinblick auf die energetische Verwertung. In: Thomé-Kozmiensky, K. J., Beckmann, M. (Hrsg.): Energie aus Abfall. Bd. 3. Neuruppin: TK, S. 47-60.

Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt Hamburg (2007): Abfallwirtschaftsplan Siedlungsabfälle Hamburg. Hamburg: Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt. http://fhh.hamburg.de/stadt/Aktuell/behoerden/stadtentwicklung-umwelt/umwelt /abfallwirtschaft/download/abfallwirtschaftsplaene/awp-hausmuell,property=source.pdf (31.01.2008).

BGK (Bundesgütegemeinschaft Kompost) (2007a): Kompostierungs- und Vergärungsanlagen - Gütesicherung in Deutschland. Humuswirtschaft & Kompost aktuell 2007 (3), S. 1-2.

BGK (2007b): Zahlen, Daten, Fakten: Markt. Köln: BGK. http://www.kompost.de/index.php?id=268 (17.01.2008).

Bilitewski, B., Günther, M., Janz, A. (2004): Logistische und technische Aufwendungen bei einem System „Trockene Tonne“. Exemplarische Betrachtung einer Großstadt. Müll und Abfall 36 (11), S. 528-533.

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2007a): Geänderte Anlaufstellen-Leitlinien Nr.1. Betr.: Verbringung von Elektro- und Elektronik-Altgeräten. Berlin: BMU. http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf /anlaufstellen_leitlinien_1.pdf.

BMU (2007b): Klärschlammverwertung in der Landwirtschaft - Deutscher Klärschlamm-Bericht der EU-Kommission vorgelegt. Bonn: BMU. http://www.bmu.de/abfallwirtschaft/doc/40230.php (05.02.2008).

BMU (2007c): Novellierung der Klärschlammverordnung (AbfKlärV). Synoptische Darstellung der Änderungsvorschläge. Arbeitsentwurf - Stand: 19.11.2007. Bonn: BMU. http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/novellierung_ klaerschlammverordnung.pdf (16.01.2008).

BMU (2006): Neufassung der Klärschlammverordnung. Ressourcen nutzen - Böden schonen. Berlin: BMU. http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf /klaerschlammvo_eckpunkte.pdf.

BMU (1999): BMU legt Eckpunkte für die Zukunft der Entsorgung von Siedlungsabfällen vor. Bonn: BMU. Pressemitteilung 127/99. http://www.bmu.de/pressearchiv/14_legislaturperiode/pm/341.php (12.11.2007).

Böhm, R. (2004): Bioaerosolmessungen in der Bioabfallbehandlung und grundsätzliche Aspekte zur Messtechnik sowie zur Bewertung der Messwerte. Vortrag, Fachgespräch "Mikroorganismen in der Umgebung von Bioabfallbehandlungsanlagen", 30.09.2004, BMU, Bonn. http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/keimemission _vortrag_boehm.pdf (30.01.2008).

Bräcker, W. (2007): Erfahrungen aus Brandschäden von Zwischenlagern - Wie muss Abfall/EBS zwischengelagert werden? In: Wiemer, K., Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Sekundärrohstoffverwertung II. Stofflich, energetisch. Witzenhausen: Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie, S. 822-834.

Buchert, M., Hermann, A., Jenseit, W., Stahl, H., Osyguß, B., Hagelüken, C. (2007): Verbesserung der Edelmetallkreisläufe: Analyse der Exportströme von Gebraucht-Pkw und -Elektro(nik)geräten am Hamburger Hafen. Dessau: Umweltbundesamt.

Bundesregierung (2006): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Birgit Homburger, Angelika Brunkhorst, Michael Kauch, weiterer

Abgeordneter und der Fraktion der FDP. Drucksache 16/2689. Bürokratischer Aufwand bei der Altgeräteentsorgung nach dem Elektro- und Elektronikgerätegesetz. Berlin: BMU. http://www.bmu.de/files/abfallwirtschaft/elektro_und_elektronikgeraetegesetz/application/pdf/parl_antw_altgeraeteentsorgung.pdf.

bvse (Bundesverband Sekundärrohstoffe und Entsorgung) (2007): Die Menge stimmt - die Qualität lässt zu wünschen übrig. Bonn: bvse. Pressemitteilung. http://www.bvse.de/images/picturepool/1/820.pdf.

Christiani, J. (2005): Entwicklungspotentiale der Verpackungsverwertung aus technologischer Sicht - exemplarisch anhand der Einbindung eines GiG-Konzeptes in Trockenstabilatanlagen. In: Wiemer, K., Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung IX. Biologisch - meachisch - thermisch. Witzenhausen: Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie, S. 71-75.

Danhamer, H., Obermann, I., Dach, J., Jager, J., Ostrowski, M. W. (1999): Simulation der Emissionen aus Deponien mit mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen - Simulationsergebnisse. In: Universität Potsdam (Hrsg.): BMBF-Verbundvorhaben Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen. Beiträge der Ergebnispräsentation, 7.-8. September 1999, Potsdam. Potsdam: Universität Potsdam, Zentrum für Umweltwissenschaften, S. 341-355.

DBU (Deutsche Bundesstiftung Umwelt) (2003): Praxisbezogene Anwendungsrichtlinien für den nachhaltigen Einsatz von Komposten im landwirtschaftlichen Pflanzenbau. Osnabrück: DBU. Projektkennblatt. http://www.dbu.de/PDF-Files/A-08931.pdf.

Der Grüne Punkt - Duales System Deutschland GmbH (2007): Lizenzentgeltliste und Bemessungsgrundlagen ab 01.01.2007. Köln: Der Grüne Punkt. http://www.gruener-punkt.de/fileadmin/user_upload/Seiteninhalt/Dateien/LIZ_Downloads/de/2007/020D6_2007.pdf (04.01.2007).

Durth, A., Schaum, C., Meda, A. (2005): Ergebnisse der DWA-Klärschlammerhebung 2003. In: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall (Hrsg.): Tagungsband zur DWA-Bundes- und Landesverbandstagung am 21. und 22. September 2005. Hennef: DWA, S. 349-383.

DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall) (2007): Stellungnahme zur Novellierung der Klärschlammverordnung (AbfKlärV). In: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (Hrsg.): Perspektiven der Klärschlammverwertung. Ziele und Inhalte einer Novelle der Klärschlammverordnung. Darmstadt: KTBL. KTBL-Schrift 453, S. 231-244.

EEA (European Environment Agency) (2006): Paper and cardboard - recovery or disposal? Review of life cycle assessment and cost-benefit analysis on the recovery and disposal of paper and cardboard. Copenhagen: EEA. EEA Technical Report 5/2006.

Ehrig, H.-J. (1999): Ablagerungsverhalten von mechanisch-biologisch behandelten Abfällen. In: Universität Potsdam (Hrsg.): BMBF-Verbundvorhaben Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen. Beiträge der Ergebnispräsentation, 7.-8. September 1999, Potsdam. Potsdam: Universität Potsdam, Zentrum für Umweltwissenschaften, S. 247-262.

EMPA (Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt) (2007): Empa verbessert e-Waste-Recycling in Afrika. Dübendorf: EMPA. http://www.empa.ch/plugin/template/empa/1086/63914/---/l=1 (31.01.2008).

ENDS (Environmental Data Services) (2007): Future of pollution inspectors' network discussed. ENDS Europe DAILY, Issue 2333, Tuesday 5 June 2007.

Europäische Kommission (2007): Mitteilung der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament zur Mitteilung zu Auslegungsfragen betreffend Abfall und Nebenprodukte. KOM(2007) 59 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2005a): Mitteilung der Kommission an den Rat, das Europäische Parlament, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Weiterentwicklung der nachhaltigen Ressourcennutzung: Eine thematische Strategie für Abfallvermeidung und -recycling. KOM(2005a) 666 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2005b): Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlamentes und des Rates über Abfälle. KOM(2005b) 667 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2003): Mitteilung der Kommission: Eine thematische Strategie für Abfallvermeidung und -recycling.2003) A6-0466/2006. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Union (1986): Richtlinie 86/278/EWG des Rates vom 12. Juni 1986 über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft. Amtsblatt der Europäischen Union 29 (L 181), S. 6-12.

Europäisches Parlament (2006): Report on the proposal for a directive of the European Parliament and of the Council on waste. Brüssel: Europäisches Parlament. A6-0466/2006.

Eurostat (Statistisches Amt der Europäischen Gemeinschaften) (2007): Kommunale Abfälle erzeugt. Luxemburg: Eurostat. http://epp.eurostat.ec.europa.eu /portal/page?_pageid=1996,39140985&_dad=portal&_schema=PORTAL&screen=detailref&language=de&product=STRIND_ENVIRO&root=STRIND_ENVIRO/enviro/en051 (23.01.2008).

EUWID (Europäischer Wirtschaftsdienst) (2007a): Entsorgungsunternehmen klagen über Abfallverbringung in Tongruben. EUWID Recycling und Entsorgung 17 (14), S. 1-2.

EUWID (2007b): Erste Lesung der Abfallrahmenrichtlinie im EU-Parlament abgeschlossen. EUWID Recycling und Entsorgung 17 (8), S. 1-2.

EUWID (2007c): Großversuch zur Nachsortierung von vorgetrocknetem Siedlungsabfall. EUWID Recycling und Entsorgung 17 (35), S. 1-2.

EUWID (2007d): Marktbericht für Elektroschrott. EUWID Recycling und Entsorgung 17 (27), S. 24.

EUWID (2007e): Prognos erwartet mittelfristig deutlich sinkende MBA-Kapazität. EUWID Recycling und Entsorgung 17 (37), S. 3.

EUWID (2007f): Zwischenlagerung in Deutschland. EUWID Recycling und Entsorgung 17 (38), S. 24.

Faulstich, M., Weber, G. (2000): Kann die Kreislaufwirtschaft die Umweltprobleme von morgen lösen. In: Thomé-Kozmiensky, K.-J. (Hrsg.): Umweltschutz im neuen Jahrhundert. Neurruppin: TK-Verlag, S. 485-498.

Fehrenbach, H., Knappe, F. (2006): Ökologische Bewertung der Klärschlammentsorgung. In: Pinnekamp, J., Friedrich, H. (Hrsg.): Klärschlammentsorgung: Eine Bestandsaufnahme. Aachen: FiW Verlag. Siedlungswasser- und Siedlungsabfallwirtschaft Nordrhein-Westfalen 3, S. 171-244.

FFact (2007): Waste-to-Energy and the revision of the Waste Framework Directive. Opportunities to reduce climate change by using energy from waste. Delft: FFact. http://www.tecnoborgo.com/docs/146_Report_Waste-to-Energy_and_climate_change_Rev_WFD_Febr_07.pdf (23.01.2008).

Flamme, S. (2007): Stand der europäischen Normung für Ersatzbrennstoffe. In: Faulstich, M., Urban, A., Bilitewski, B. (Hrsg.): 12. Fachtagung Thermische Abfallbehandlung. Kassel: Kassel University Press. Schriftenreihe des Fachgebietes Abfalltechnik, Universität Kassel 12, S. 135-140.

Fricke, K., Müller, W. (2001): Stabilisierung von Restmüll durch mechanisch-biologische Behandlung und Auswirkungen auf die Deponierung. Abschlussbericht zum FE-Vorhaben TP 2/1 im BMBF-Verbund „Mechanisch-biologische Behandlung von

zu deponierenden Abfällen“. In: Universität Potsdam (Hrsg.): CD mit den Abschlussberichten aller Teilprojekte. Potsdam: Universität Potsdam.

Fricke, K., Roth, J., Bahr, T. (2006): Zwischenlager von unbehandeltem und teilstabilisiertem Restmüll. In: Wiemer, K., Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Sekundärrohstoffverwertung. Stofflich, energetisch. Witzenhausen: Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie, S. 686-718.

Fuchs, M. (2005): Wo stirbt ein Auto? Wertschöpfungsketten von Altautos. Geographische Rundschau 57 (2), S. 48-53.

Gallenkemper, B., Oelgemöller, D., Becker, G., Paul, T. (2006): Kostenbetrachtung für die separate Bioabfallsammlung und -behandlung im Vergleich zur gemeinsamen Entsorgung mit dem Restabfall. Ahlen: Institut für Abfall, Abwasser und Infrastruktur-Management. http://www.infa.de/AW_DATA/PDF/VHE_Bericht_2006.pdf.

Giegrich, J., Knappe, F., Vogt, R., Gallenkemper, B., Becker, G., Oelgemöller, D., Beck, M., Dornbusch, H.-J., Dohmann, M. (2005): Ökologische und ökonomische Bewertung von Sammelsystemen für Haushaltsabfälle in Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf: Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.

Graham-Rowe, D. (2006): Uncovering the hazards in our electronic gadgets. New Scientist 191 (2570), S. 26-27.

Grüner, C. (2004): Gesundheitliche Relevanz von Mikroorganismenemissionen. Vortrag, Fachgespräch "Mikroorganismen in der Umgebung von Bioabfallbehandlungsanlagen", 30.09.2004, BMU, Bonn. http://www.bmu.de /files/pdfs/allgemein/application/pdf/keimemission_vortrag_gruener.pdf (30.01.2008).

GVM (Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung) (2006): Recycling-Bilanz für Verpackungen. Wiesbaden: GVM.

Gutser, R., Ebertseder, T. (2006): Die Nährstoffe in Wirtschafts- und Sekundärrohstoffdüngern - ein unterschätztes Potential im Stoffkreislauf landwirtschaftlicher Betriebe. In: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (Hrsg.): Verwertung von Wirtschafts- und Sekundärrohstoffdüngern in der Landwirtschaft. Nutzen und Risiken. Darmstadt: KTBL. KTBL-Schrift 444, S. 7-22.

Harms, K., Meyer, K. (2006): Antibiotikarückstände in Gülle. In: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.): Schweinegülle - Quelle für potentiell unerwünschte Stoffe. Freising: LfL. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft 12, S. 15-20.

Heiermann, M. (2005): Eigenschaften und Einsatz der Gärreste in der Pflanzenproduktion. Magdeburg: Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt Sachsen

Anhalt. http://lsa-st23.sachsen-anhalt.de/llg/konaro/vortraege/fachgespr4_251005/fg4_heiermann.pdf (31.01.2008).

Heller, D. (2006): Gesundheitliche Wirkungen von Bioaerosolen. In: Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.): Keimbelastung im Umkreis von biologischen Abfallbehandlungsanlagen. Fachtagung am 25. Oktober 2006. Augsburg: LfU, S. 7-24.

Heller, D., Schilling, B. (2004): Messung der Bioaerosolemissionen und –immissionen aus Kompostierungsanlagen in NRW. Vortrag, Fachgespräch "Mikroorganismen in der Umgebung von Bioabfallbehandlungsanlagen", 30.09.2004, BMU, Bonn. http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/keimemission_vortrag_schilling.pdf (30.01.2008).

Höring, K., Ehrig, H.-J. (1999): Anforderungen an und Bewertung von biologischen Vorbehandlungen für die Ablagerung. In: Universität Potsdam (Hrsg.): BMBF-Verbundvorhaben Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen. Beiträge der Ergebnispräsentation, 7.-8. September 1999, Potsdam. Potsdam: Universität Potsdam, Zentrum für Umweltwissenschaften, S. 307-326.

INGEDE (International Association of the Deinking Industry) (2007): MRF in the U.S.: Source of contaminated Paper, not of sustainable raw material. Recover 2007 (3), S. 2. http://www.ingede.com/recover/ingede-recover-2007-03-e-book.pdf.

Isarin, N. (2007): End of life vehicles project. IMPEL-TFS Newsletter, September 2007, S. 9. http://ec.europa.eu/environment/impel/pdf/newsletters/2007_04_newsletter.pdf (30.01.2008).

Janz, A., Bilitewski, B. (2007): Elektrische und elektronische Altgeräte im Restabfall nach Umsetzung des ElektroG. Müll und Abfall 39 (7), S. 325-327.

Jung, G. (2005): Restmüll/LVP-Versuche in Rheinland-Pfalz - Perspektiven für die Abfallwirtschaft. In: Wiemer, K., Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung IX. Biologisch - meachisch - thermisch. Witzenhausen: Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie, S. 65-70.

Kämpfer, P. (2004): Vermessung der Mikroorganismenemissionen von Kompostieranlagen und Erfassung der Immissionen in deren Umfeld. Vortrag, Fachgespräch "Mikroorganismen in der Umgebung von Bioabfallbehandlungsanlagen", 30.09.2004, BMU, Bonn. http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/keimemission_vortrag_kaempfer.pdf (30.01.2008).

Kaltschmitt, M., Merten, D., Fröhlich, N., Nill, M. (2003): Energiegewinnung aus Biomasse. Externe Expertise für das WBGU-Hauptgutachten 2003 „Welt im Wandel: Energiewende zur Nachhaltigkeit“. Berlin: WBGU.

KBA (Kraftfahrt-Bundesamt) (2008a): Jahresbericht 2007: Zentrales Fahrzeugregister (ZFZR). Flensburg: KBA. http://www.kba.de (17. April 2008).

KBA (2008b): Statistiken - Fahrzeuge - Außerbetriebsetzungen - Zeitreihe. Flensburg: KBA. http://www.kba.de/ (04.03.2008).

KBA (2007): Statistische Mitteilungen: Fahrzeugzulassungen, Löschungen, Alter der Fahrzeuge. Jahr 2006. Flensburg: KBA. http://www.kbashop.de/wcsstore/KBA /Attachment/Kostenlose_Produkte/a_alter_fahrzeuge_2006.pdf (25. Februar 2008).

KBA (2006): Statistische Mitteilungen. Reihe 1: Fahrzeugzulassungen. Neuzulassungen, Besitzumschreibungen, Löschungen, Bestand. Flensburg: KBA.

Ketelsen, K., Kanning, K., Fehre, E. (2005): Vergleich von Konzepten für die biologische Stufe von MBA. In: Labor für Abfallwirtschaft Siedlungswasserwirtschaft Umweltchemie der Fachhochschule Münster (Hrsg.): 9. Münsteraner Abfallwirtschaftstage. Münster: LASU. Münsteraner Schriften zur Abfallwirtschaft 8.

Ketelsen, K., Knappe, F., Cuhls, C., Bahn, S. (2007): Die Alternativen der Abluftbehandlung einer MBA aus ökologischer Sicht. In: Wiemer, K., Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Sekundärrohstoffverwertung II. Stofflich, energetisch. Witzenhausen: Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie, S. 690-701.

Knacker, T., Römbke, J. (2006): Probleme und mögliche Vorgehensweise bei der (öko)toxikologischen Bewertung. In: Pinnekamp, J., Friedrich, H. (Hrsg.): Klärschlammentsorgung: Eine Bestandsaufnahme. Aachen: FiW Verlag. Siedlungswasser- und Siedlungsabfallwirtschaft Nordrhein-Westfalen 3, S. 374-382.

Knoch, J., Pleuger, C., Pretz, T., Gerke, G., Sigges, C. (2006): Ressourcenwirtschaft ohne getrennte Abfallsammlung? Kurzfassung. Aachen, Iserlohn: RWTH, IFEU.

Koch, H.-J., Reese, M. (2006): Novellierung der EU-Abfallrahmenrichtlinie. Änderungsbedarf und Änderungsvorschläge für eine Weiterentwicklung des europäischen Abfallrechts. Berlin: Erich Schmidt. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis 137.

Kohlmeyer, R. (2006): German Experience with the Recycling/Recovery Targets of the EU End-of-life Vehicle Directive. Vortrag, World Recycling Forum, 2006, Shanghai.

Kördel, W., Herrchen, M. (2007): Organische Schadstoffe: Verhalten im Boden und Wirkung auf Bodenorganismen nach Eintrag über Klärschlämme und andere Düngemittel. In: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (Hrsg.): Perspektiven der Klärschlammverwertung. Ziele und Inhalte einer Novelle der Klärschlammverordnung. Darmstadt: KTBL. KTBL-Schrift 453, S. 97-108.

Kördel, W., Herrchen, M., Müller, J., Kratz, S., Fleckenstein, J., Schnug, E., Saring, Thomas, J., Haamann, H. (2007): Begrenzung von Schadstoffeinträgen bei

Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Landwirtschaft bei Düngung und Abfallverwertung. Dessau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 30/07.

Kranert, M., Fischer, K., Hafner, G., Escalante, N., Espinoza, M., Schiere, O. (2006): Abfallentsorgung mit geringeren Lasten für Haushalte, weitgehender Abfallverwertung und dauerhaft umweltverträglicher Abfallbeseitigung. Stuttgart: Umweltministerium Baden-Württemberg. Reihe Abfall 78.

Kühle-Weidemeier, M., Langer, U., Hohmann, F. (2007): Anlagen zur mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung. Dessau: UBA. Entwurf.

Kummer, V. (2004): Vortrag, Fachgespräch "Mikroorganismen in der Umgebung von Bioabfallbehandlungsanlagen", 30.09.2004, BMU, Bonn. http://www.bmu.de/files/pdfs /allgemein/application/pdf/keimemission_vortrag_kummer.pdf (30.01.2008).

Lahl, U. (2007): Die neuen immissionsschutzrechtlichen Anforderungen der TA Luft - Konsequenzen für die Praxis der biologischen Abfallbehandlung. Vortrag, Biomasse-Forum Weiterentwicklung der biologischen Abfallbehandlung vor dem Hintergrund von TA Luft und EEG, 24.10.2007, Witzenhausen. http://www.bmu.de/files /pdfs/allgemein/application/pdf/vortrag_lahl_emmision_folien.pdf (29.01.2008).

LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (2003): Schadstoffe in klärschlammgedüngten Ackerböden Baden-Württembergs. Karlsruhe: LfU. Bodenschutz 14.

Lippl, A. (2005): Altautodemontage - Problembereiche in der Praxis. In: Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.): Demontage und Verwertung von Altfahrzeugen. Augsburg: LfU, S. 31-39.

LUA (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen) (2006): Schadstoffbelastung im Klärschlamm. In: Pinnekamp, J., Friedrich, H. (Hrsg.): Klärschlammentsorgung: Eine Bestandsaufnahme. Aachen: FiW Verlag. Siedlungswasser- und Siedlungsabfallwirtschaft Nordrhein-Westfalen 3, S. 45-136.

Müller, J., Böhmer, W., Bauer, A., Bernhardt, T., Kurzawa, B., Nowak, J. (2003): Untersuchung des Stoffverhaltens von polyzyklischen Moschusverbindungen im Klärschlamm und Boden. Berlin: Umweltbundesamt. UBA-Texte 69/03.

MUNLV NRW (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) (2004a): Abfälle aus Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen. Teil C: Vergleichende Bewertung der Umwelterheblichkeit der Verwertung von Sekundärrohstoffdüngern. Düsseldorf: MUNLV NRW.

MUNLV NRW (2004b): Abfälle aus Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen. Teil D: Organische Schadstoffe in Klärschlämmen aus der kommunalen Abwasserbehandlung. Düsseldorf: MUNLV NRW.

Münnich, K., Bauer, J., Fricke, K. (2005): Spezifische Aspekte von MBA-Deponien: Deponieverhalten des Rottegutes, bauliche Einrichtungen und Anforderungen an den Betrieb. In: Arbeitskreis für die Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen (Hrsg.): „Von der Entsorgungswirtschaft zur Ressourcenwirtschaft“. Weimar: ORBIT. Schriftenreihe des ANS 46, S. 327-352.

Neese, O., Carlowitz, O., Reindorf, T. (2006): Probleme bei der Abgasreinigung durch RTO bei mechanisch-biologischen Abfallaufbereitungsanlagen. In: Thomé-Kozmiensky, K. J., Beckmann, M. (Hrsg.): Energie aus Abfall. Bd. 1. Neuruppin: TK-Verlag, S. 371-387.

o. V. (2005): Behältnisse nach § 9 Absätze 4 und 5 ElektroG. Vorläufiges Arbeitsergebnis der gemeinsamen Arbeitsgruppe von kommunalen Spitzenverbänden und ZVEI/BITKOM. Köln: Deutscher Städtetag. http://www.staedtetag.de /imperia/md/content/verschiede/18.pdf.

OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) (2001): Extended Producer Responsibility: A Guidance Manual for Governments. Paris: OECD.

Oehme, I., Jepsen, D., Reintjes, N. (2007): EuP-Netzwerk Deutschland. Umwelt 2007 (5), S. 285-288.

Öko-Institut (2007): Leiterplatten von morgen? eco@work 2007 (Oktober), S. 2-3. http://www.oeko.de/e-paper/dok/426.php?id=41&haupt=2&unt=1&seite=1 (29.01.2008).

Opphard, K., Schäfer, R. (2006): Veränderung der Entsorgungssituation für Gewerbeabfälle seit Juni 2005. Müll und Abfall 38 (10), S. 519-521.

Petersen, F. (2007): Die politische Einigung des Umweltministerrates zur Novelle der Abfallrahmenrichtlinie. Zeitschrift für Umweltrecht 18 (10), S. 449-460.

Petersen, F. (2006): Die Novellierung der Abfallrahmenrichtlinie. AbfallR 5 (3), S. 102-111.

Puckett, J. (2005): The Digital Dump. Exportimg Re-use and Abuse to Africa. Seattle: Basel Action Network.

Radde, C.-A. (2007): Zwischenlagerung von Abfällen in Deutschland. Müll und Abfall 39 (6), S. 264-268.

Rat der Europäischen Union (2007): Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über Abfälle - Politische Einigung. Brüssel: Rat der Europäischen Union11363/07. http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein /application/pdf/vorschlag_abfall_1136207.pdf (06.11.2007).

Rechberger, H. (2007): Ressourcenmanagement am Beispiel Kupfer und Papier. Wien: Technische Universität Wien. http://www.iwa.tuwien.ac.at/htmd2264/lehre/AWS-Vorlesungen/Ressourcenmanagement/2007_08/10%20Folien%20VU%20Ressourcen management%20(06.12.2007)%20-%20Kupfer%20und%20Papier.pdf (25.01.2008).

Reinhardt, W. A. (2005): Drive towards compliance. Waste Management World 2005 (July-August), S. 53-62.

Römbke, J., Eisenträger, A., Hund-Rinke, K., Jänsch, S., Neumann-Hensel, H., Weber, G. (2006): Handlungsempfehlung für die ökotoxikologsiche Beurteilung von Böden. Limburg: Sidus.

Rossem, C. v., Tojo, N., Lindhqvist, T. (2006a): Extended Producer Responsibility. An examination of its impact on innovation and greening products. Lund: International Institute for Industrial Environmental Economics.

Rossem, C. v., Tojo, N., Lindhqvist, T. (2006b): Lost in Transposition? A study of the implementation of Individual Producer Responsibility in the WEEE Directive. Lund: International Institute for Industrial Environmental Economics.

Rupp, S., Fischer, K., Metzger, J. W., Kranert, M. (2006): Untersuchungen von Komposten und Gärsubstraten auf organische Schadstoffe in Baden-Württemberg. Zwischenbericht anläßlich des BWPLUS-Statuskolloquiums am 21. und 22. Februar 2006 im Forschungszentrum Karlsruhe. Stuttgart: Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft, Universität Stuttgart. http://bwplus.fzk.de/berichte/ZBer/2006/ZBerBWR24026.pdf.

Schink, A. (2007): Novelle der Abfallrahmenrichtlinie: Stand und Bewertung. AbfallR 6 (2), S. 50-55.

Schlag, D. (2005): Vollzugspraxis der Altfahrzeug-Verordnung. Situationsbericht. In: Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.): Demontage und Verwertung von Altfahrzeugen. Augsburg: LfU, S. 40-48.

Schmelz, K.-G. (2007): Klärschlammmengen und Entsorgungskosten im Vergleich zum Europäischen Ausland. In: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (Hrsg.): Perspektiven der Klärschlammverwertung. Ziele und Inhalte einer Novelle der Klärschlammverordnung. Darmstadt: KTBL. KTBL-Schrift 453, S. 138-150.

Schubert, M. (2006): Ausschreibung und Vergabe von Energiecontracting bei Industrieunternehmen. In: Versteyl, A., Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Texte zur Abfall- und Energiewirtschaft. Bd. 2: Politik, Wirtschaft, Recht, Planung. Neuruppin: TK-Verlag, S. 145-153.

Selin, H., VanDeveer, S. D. (2006): Raising global standards. Hazardous substances and e-waste management in the European Union. Environment 48 (10), S. 6-17.

Sobotta, C. (2007): Die Abgrenzung von Nebenprodukten und Produktionsabfällen in der Rechtsprechung des EuGH. Zeitschrift für Umweltrecht 18 (4), S. 188-193.

Spillmann, P., Dörrie, T., Struve, M. (Hrsg.) (2006): Langzeitgefährdung der Trinkwasservorkommen durch Abfalldeponien. Berlin: Erich Schmidt. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis 139.

SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2004): Umweltgutachten 2004. Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern. Baden-Baden: Nomos.

SRU (2002): Umweltgutachten 2002. Für eine neue Vorreiterrolle. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

SRU (2000): Umweltgutachten 2000. Schritte ins nächste Jahrtausend. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

Statistisches Bundesamt (2008a): Umwelt. Abfallentsorgung. Abfallbilanz 2006. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. http://www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/Internet/DE/Content/Statistiken/Umwelt/UmweltstatistischeErhebungen/Abfallwirtschaft/Tabellen/Content75/Abfallbilanz2006,property=file.pdf (03.06.2008).

Statistisches Bundesamt (2008b): Wasserwirtschaft Öffentliche Abwasserbeseitigung. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. http://www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/Internet/DE/Content/Statistiken/Umwelt/UmweltstatistischeErhebungen/Wasserwirtschaft/Tabellen/Content100/Klaerschlamm,templateId=renderPrint.psml (26.05.2008).

Statistisches Bundesamt (2008c): Umwelt. Abfallentsorgung 2006. Vorläufiger Ergebnisbericht. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.

Statistisches Bundesamt (2007a): Nachhaltige Abfallwirtschaft in Deutschland. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. https://www-ec.destatis.de/csp/shop/sfg/vollanzeige.csp?CSPCHDx=0000000000000&ID=1021256&cmspath=struktur,vollanzeige.csp&CSPCHD=000000010002LVuzkXmndc1752572878 (18.12.2007).

Statistisches Bundesamt (2007b): Statistisches Jahrbuch 2007 für die Bundesrepublik Deutschland. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. http://www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/SharedContent/Oeffentlich/AI/IC/Publikationen/Jahrbuch/Statistisches_20Jahrbuch2007,property=file.pdf (28.01.2008).

Statistisches Bundesamt (2007c): Umwelt. Abfallentsorgung 2005. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. Fachserie 19, Reihe 1.

Statistisches Bundesamt (2006): Umwelt. Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung 2004. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. Fachserie 19, Reihe 2.1.

Terytze, K., Vogel, I. (2007): Kupfer und Zink im Spannungsfeld Nährstoff - Schadstoff bei der landwirtschaftlichen und landbaulichen Nutzung von Klärschlämmen. In: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (Hrsg.): Perspektiven der Klärschlammverwertung. Ziele und Inhalte einer Novelle der Klärschlammverordnung. Darmstadt: KTBL. KTBL-Schrift 453, S. 23-40.

Thiel, S. (2007): Stand und Perspektiven - Die Erfahrungen bei der Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen in Kohlekraftwerken ermöglichen eine Bewertung und vorsichtige Prognosen. Müllmagazin 20 (3), S. 16-23.

Thiel, S., Thomé-Kozmiensky, K. J. (2007): Energetische Verwertung von Ersatzbrennstoffen. In: Flamme, S., Gallenkemper, B., Bidlingmaier, W., Doedens, H. (Hrsg.): 10. Münsteraner Abfallwirtschaftstage. Münster: LASU. Münsteraner Schriften zur Abfallwirtschaft 11, S. 106A-106K.

Thomé-Kozmiensky, K. J., Thiel, S. (2007): Anlagen zum Einsatz von Ersatzbrennstoff in der Mono- und Co-Verbrennung - Stand und Perspektiven. In: Wiemer, K., Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Sekundärrohstoffverwertung II. Stofflich, energetisch. Witzenhausen: Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie, S. 190-205.

Tojo, N., Lindhqvist, T., Dalhammar, C. (2006): Extended producer responsibility as a driver for product chain improvement. In: Scheer, D., Rubik, F. (Hrsg.): Governance of integrated product policy. In search of sustainable production and consumption. Sheffield: Greenleaf Publishing, S. 224-242.

UBA (Umweltbundesamt) (2005): Daten zur Umwelt. Der Zustand der Umwelt in Deutschland. Berlin: Erich Schmidt.

VDZ (Verein Deutscher Zementwerke) (2007): Umweltdaten der deutschen Zementindustrie 2006. Düsseldorf: VDZ. http://www.vdz-online.de /fileadmin/gruppen/vdz/3LiteraturRecherche/UmweltundRessourcen/Umweltdaten/Umweltdaten2006_d_Web.pdf.

Verbraucherzentrale Bundesverband (2006): Abfallpolitik: Selbstbedienungsladen oder effiziente Ressourcenwirtschaft? Dokumentation der Tagung vom 07. November 2005. Berlin: Verbraucherzentrale Bundesverband.

Wallmann, R., Dorstewitz, H., Hake, J., Fricke, K., Santen, H. (2006): Abluftbehandlung nach 30. BImSchV - erste Betriebserfahrungen und Optimierungsansätze. In: Fricke, K., Bergs, C.-G., Kosak, G., Wallmann, R., Bidlingmaier, W. (Hrsg.): Abfall- und Ressourcenwirtschaft. 1 Jahr Abfallablagerungsverordnung. Weimar: Orbit, S. 93-104.

Weber-Blaschke, G., Pacher, C., Greiff, K., Faulstich, M. (2007): Ressourcenstrategien in Deutschland. In: Kranert, M. (Hrsg.): Vom Abfall zur Ressource. 85. Abfallkolloquium

2007. München: Oldenbourg Industrieverlag. Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft 91 (im Druck).

Weidemann, C., Neun, A. (2006): Die Rechtsprechung des EuGH zur Abgrenzung zwischen Nebenprodukt und Abfall. AbfallR 5 (4), S. 158-167.

Wendenburg, H. (2007): Zum Stand der Beratungen der Abfallrahmenrichtlinie. AbfallR 6 (4), S. 150-155.

Wendenburg, H. (2006): Ein Jahr danach - eine erste Bilanz. Müll und Abfall 38 (6), S. 281.

Wilfert, R., Nill, M., Schattauer, A. (2004): Biogasgewinnung aus Gülle, organischen Abfällen und aus angebauter Biomasse. Eine technische, ökologische und Ökonomische Analyse. DBU Projekt 15071. Leipzig: Institut für Energetik und Umwelt.

Winfield, P. H., Hutchinson, A. R., Pemberton, M. J. (2007): Whole Life Vehicle Waste Streams. A Global Perspective. Oxford: Oxford Brookes University.

Wöbbeking, K. (2005): Ökonomische Analyse der gemeinsamen Erfassung und Aufbereitung von Restabfall und Leichtverpackungen auf der Grundlage der Trockenstabilisierung in Rheinland-Pfalz. In: Wiemer, K., Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung IX. Biologisch - mechanisch - thermisch. Witzenhausen: Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie, S. 77-80.

Ziehm, C. (2007): Hamburg - Das Tor zur Welt für illegale Abfallexporte? Teil 1: Wie sich die Hansestadt ihrer Verantwortung zu entledigen versucht. Berlin: Deutsche Umwelthilfe. http://www.duh.de/uploads/media/Hamburg-DasTorzurWelt-Teil1.pdf (20.06.2007).

ZVEI (Zentralverband Elektrotechnik- und Elektroindustrie) (2007): Ein Jahr ElektroG: Deutsche Altgeräte-Entsorgung hat Modellcharakter für Europa. Frankfurt a. M.: ZVEI. Pressemeldung 25/2007. http://www.zvei.de/index.php?id=288&tx_ZVEIpresse_pi1%5bshowUid%5d=635&cHash=f694622356.

Kapitel 11

Agra Europe (2007): C.A.P. Monitor. A continuously up-dated information service on the Common Agricultural Policy of the European Union. Loseblatt-Ausgabe. Tunbridge Wells: Agra Europe.

Agra Informa (2007):Threat of SFP cuts rises as NMS accede. Agra Europe Weekly, 12.01.2007.

AMK (Agrarministerkonferenz) (2005): Agrarministerkonferenz am 04.03.2005 auf dem Petersberg/Königswinter. Ergebnisprotokoll. http://www.agrarministerkonferenz.de /uploads/Protokoll_AMK_gesamt_Endstand_f45.pdf (01.12.2006).

Arp, B., Kuhnert, H., Klotsche, S. (2001): Welche Hemmnisse sehen derzeit sächsische Landwirte bei einer Umstellung auf ökologischen Landbau? Erste Ergebnisse einer Befragung. Dresden: Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft. http://orgprints.org/1648/ (09.10.2007).

Bach, M., Frede, H.-G. (2005): Methodische Aspekte und Aussagemöglichkeiten von Stickstoffbilanzen. Bonn: Institut für Landwirtschaft und Umwelt. Schriftenreihe des Instituts für Landwirtschaft und Umwelt 9.

BAD (Bundesarbeitskreis Düngung) (o. J.): Stickstoff. Grundlagen des Stickstoffeinsatzes in der Landwirtschaft. Frankfurt a. M.: BAD. http://www.fertilizer.org/ifa/publicat/PDF/BAP_IVA_stickstoff_OB.pdf (10.01.2008).

Baumgärtel, G., Ebertseder, T., Gutser, R., Hege, U., Hüther, J., Lorenz, F., Orlovius, K., Pollehn, J., Pradt, D., Rex, M., Wodsak, H.-P. (2003): Nährstoffverluste aus landwirtschaftlichen Betrieben mit einer Bewirtschaftung nach guter fachlicher Praxis. Frankfurt a. M.: Bundesarbeitskreis Düngung.

BBA (Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft) (2006): Reduktionsprogramm chemischer Pflanzenschutz. Jahresbericht 2005. Braunschweig: BBA. Berichte aus der Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft 134.

Becker, C., Ekert, S., Sommer, J., Zorn, A. (2004): Abschlussbericht der Evaluation des Bundesprogramms Ökologischer Landbau. Berlin: Gesellschaft für Innovationsforschung und Beratung. http://www.bundesprogramm-oekolandbau.de/fileadmin/sites/default/files/evaluation_boel_bericht_041011.pdf (02.01.2008).

BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2007): Erhaltungszustände Lebensraumtypen. Nationaler Bericht 2007 gemäß FFH-Richtlinie. Bonn: BfN. http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/natura2000/Bew_Ergebnis_LRT_DE_gesamt.pdf (03.03.2008).

BLE (Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung) (2007): Bundesprogramm Ökologischer Landbau. Bonn: BLE. http://www.bundesprogramm-oekolandbau.de/das-programm (17.09.2007).

BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2007a): Agrarpolitischer Bericht der Bundesregierung 2007. Berlin: BMELV.

BMELV (2007b): Ökologischer Landbau in Deutschland. Berlin: BMELV. http://www.bmelv.de/cln_044/nn_750590/DE/04-Landwirtschaft/OekologischerLandbau/OekologischerLandbauDeutschland.html (17.09.2007).

BMELV (2006): Nationaler Strategieplan der Bundesrepublik Deutschland für die Entwicklung ländlicher Räume 2007-2013. Berlin: BMELV.

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Vom Bundeskabinett am 7. November 2007 beschlossen. Berlin: BMU.

BMVEL (Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft) (2004): Reduktionsprogramm chemischer Pflanzenschutz. Berlin: BMVEL.

BÖLW (Bund Ökologische Lebensmittelwirtschaft) (2008): Zahlen, Daten, Fakten: Die Bio-Branche 2008. Berlin: BÖLW. http://www.boelw.de/uploads/media/pdf/Dokumentation/Zahlen__Daten__Fakten/ZDF2008.pdf (11.04.2008).

BÖLW (2006): Nachgefragt: 25 Antworten zum Stand des Wissens rund um Öko-Landbau und Bio-Lebensmittel. Berlin: BÖLW.

Braband, D., Elsen, T. van, Oppermann, R., Haack, S. (2003): Ackerflächen - eine ökologische Leistung? Ein ergebnisorientierter Ansatz für die Praxis. In: Freyer, B. (Hrsg.): Ökologischer Landbau der Zukunft. Beiträge zur 7. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau, 24.-26. Februar 2003 in Wien. Wien: Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Ökologischen Landbau, S. 153-156.

Bundesregierung (2002): Perspektiven für Deutschland. Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. Berlin: Presse- und Informationsamt der Bundesregierung.

Coleman, W. D. (1998): From Protected Development to Market Liberalism: Paradigm Change in Agriculture. Journal of European Public Policy 5 (4), S. 632-651.

Coleman, W. D., Atkinson, M. M., Montpetit, E. (1997): Against the Odds: Retrenchment in Agriculture in France and the United States. World Politics 49 (4), S. 453-481.

Council for the Rural Area (2008): CAP in 27 EU Member States. Implementation and Vision of Common Agricultural Policy. Comparative Analysis. Utrecht: Council for the Rural Area. http://www.rlg.nl/cap/analysis.html (18.03.2008).

Daugbjerg, C. (1999): Reforming the CAP: Policy Networks and Broader Institutional Structures. Journal of Common Market Studies 37 (3), S. 407-428.

Daugbjerg, C., Swinbank, A. (2007): The politics of CAP reform: Trade negotiations, institutional settings and blame avoidance. Journal of Common Market Studies 45 (1), S. 1-22.

Daugbjerg, C., Swinbank, A. (2006): Curbing Agricultural Exceptionalism: The EU's Response to External Challenge. Paper presented at the Inaugural Meeting of the International Political Economy Society, 17.-18. November 2006, Princeton University, Princeton.

Daugbjerg, C., Swinbank, A. (2004): The CAP and EU Enlargement: Prospects for an Alternative Strategy to Avoid the Lock-in of CAP Support. Journal of Common Market Studies 42 (1), S. 99-119.

Degenfelder, L., Lösch, S., Seibert, O. (2005): Evaluation des mesures agro-environnementales. Annexe 6: Etude nationale Allemagne. Weidenbach-Triesdorf: Forschungsgruppe Agrar- und Regionalentwicklung Triesdorf. http://ec.europa.eu/agriculture/eval/reports/measures/annex6.pdf (15.04.2008).

Deutscher Bundestag (2007): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Cornelia Behm, Ulrike Höfgen, Bärbel Höhn, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN. Drucksache 16/5704. Erhaltung der landwirtschaftlichen Nutzflächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 16/5886.

DVL (Deutscher Verband für Landschaftspflege) (2006): Stellungnahme zur finanziellen Vorausschau der EU und den Auswirkungen der Kürzungen beim Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung der ländlichen Räume (ELER) anlässlich der öffentlichen Anhörung im Ausschuss für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Deutschen Bundestages am 26. Juni 2006. Ansbach: DVL. http://www.eu-natur.de/attach/221/Anhoerung_BT_ELER_DVL-statement06.pdf?PHPSESSID=4eb373954aa2f9b8e20c594e6b2be16b (17.09.2007).

DVL, NABU (Naturschutzbund Deutschland) (2005): Agrarreform für Naturschützer. Chancen und Risiken der Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik für den Naturschutz. Ansbach, Berlin: DVL, NABU.

EEA (European Environment Agency) (2006): Integration of environment into EU agriculture policy - the IRENA indicator-based assessment report. Kopenhagen: EEA. EEA Report 2/2006.

Elsen, T. van (2005): Einzelbetriebliche Naturschutzberatung - eine bundesweite Perspektive für die Integration von Naturschutzzielen auf landwirtschaftlichen Betrieben. In: Elsen, T. van (Hrsg.): Einzelbetriebliche Naturschutzberatung - ein Erfolgsrezept für mehr Naturschutz in der Landwirtschaft. Witzenhausen: FiBL, S. 9-18.

Elsen, T. van, Meyerhoff, E. (2004): Einzelbetriebliche Naturschutzberatung für den ökologischen Landbau - ein Katalysator zur Integration von Naturschutzzielen auf Biohöfen? In: Rahmann, G., Elsen, T. van (Hrsg.): Naturschutz als Aufgabe des

Ökologischen Landbaus. Braunschweig: FAL. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 272, S. 97-104.

EPA (United States Environmental Protection Agency) (2007): Water Quality Trading Toolkit for Permit Writers. Washington, DC: EPA.

Europäische Kommission (2007a): Bericht der Kommission an den Rat über die Anwendung der Regelung für die Einhaltung anderweitiger Verpflichtungen (Cross-Compliance) (gemäß Artikel 8 der Verordnung (EG) Nr. 1782/2003 des Rates mit gemeinsamen Regeln für Direktzahlungen im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik und mit bestimmten Stützungsregelungen für Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe). KOM(2007) 147 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2007b): EU-Haushalt im Detail. Laufendes Haushaltsjahr. Brüssel: Europäische Kommission. http://ec.europa.eu/budget/budget_detail /current_year_de.htm (10.09.2007).

Europäische Kommission (2007c): EU-Unterstützung für die Entwicklung des ländlichen Raums 2007–2013. Brüssel: Europäische Kommission. http://ec.europa.eu/budget/library/documents/multiannual_framework/2007_2013/tab_r ural_devt_2007-2013_de.pdf (19.03.2008).

Europäische Kommission (2006a): Interinstitutionelle Vereinbarung und Finanzrahmen (2007–2013). Brüssel: Europäische Kommission. http://europa.eu/scadplus /leg/de/lvb/l34020.htm (10.03.2008).

Europäische Kommission (2006b): A Thematic Strategy on the Sustainable Use of Pesticides. COM(2006) 372 final. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2006c): Rural Development in the European Union. Statistical and Economic Information. Report 2006. Brüssel: Europäische Kommission. http://ec.europa.eu/agriculture/agrista/rurdev2006/ (07.05.2008).

Europäische Kommission (2005a): Vorschlag für einen Beschluss des Rates über strategische Leitlinien der Gemeinschaft für die Entwicklung des ländlichen Raums (Programmplanungszeitraum 2007–2013). KOM(2005) 304 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2005b): Agri-environment measures. Overview on General Principles, Types of Measures, and Application. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2003): Überblick über die Umsetzung der Politik zur Entwicklung des ländlichen Raums im Programmplanungszeitraum 2000-2006. Daten und Fakten. Luxemburg: Amt für amtliche Veröffentlichungen der Europäischen Gemeinschaften.

Europäische Kommission (o. J.): EU support for rural development 2007-2013. Pre-allocated rural development funding under Heading 2 "Natural Resources" of the Financial Framework. Brüssel: Europäische Kommission. http://ec.europa.eu /budget/library/documents/multiannual_framework/2007_2013/tab_rural_devt_2007-2013_en.pdf (14.04.2008).

Europäisches Parlament (2003): Report. Towards a thematic strategy on the sustainable use of pesticides (2002/2277 (INI)). Brüssel: Europäisches Parlament. A5-0061/2003.

Fabio, U. di (1995): Rechtliche Instrumente zum Schutz von Boden, Wasser und Luft vor landwirtschaftlichen Umweltbelastungen. Natur und Recht 17 (3), S. 123-129.

FAO (Food and Agriculture Organization) (2006): FAO Statistical Yearbook 2005-2006. Rom: FAO.

Feindt, P. H. (2008): Agrarpolitik. In: Heinelt, H., Knodt, M. (Hrsg.): Politikfelder im EU-Mehrebenensystem. Instrumente und Strategien europäischen Regierens. Baden-Baden: Nomos (im Erscheinen).

Feindt, P. H. (2007a): Harmonisierung, Problemdruck, Kommunikation. Konvergenz in der Agrarpolitik der OECD-Länder, 1986-2004. In: Holzinger, K., Jörgens, H., Knill, C. (Hrsg.): Transfer, Diffusion und Konvergenz von Politiken. Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften. Politische Vierteljahresschrift, Sonderheft 38, S. 496-521.

Feindt, P. H. (2007b): Integration von Umweltbelangen in die europäische Agrarpolitik. Institutioneller Wandel und Politik-Lernen im Mehrebenensystem. In: Jacob, K., Biermann, F., Busch, P.-O., Feindt, P. H. (Hrsg.): Politik und Umwelt. Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften. Politische Vierteljahresschrift, Sonderheft 39, S. 382-405.

Fließbach, A., Oberholzer, H.-R., Gunst, L., Mäder, P. (2006): Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. Agriculture, Ecosystems and Environment 118 (1-4), S. 273-284.

Garzon, I. (2006): Reforming the Common Agricultural Policy. History of a Paradigm Change. Basingstoke: Palgrave Macmillan.

Gay, S. H., Osterburg, B., Baldock, D., Zdanowicz, A. (2005): Recent evolution of the EU Common Agricultural Policy (CAP): state of play and environmental potential. London: IEEP. MEACAP WP6 D4b. http://www.ieep.eu/publications/pdfs /meacap/WP6/WP6D4B_CAP.pdf (11.09.2007).

Gay, S. H., Osterburg, B., Schmidt, T. (2003): Szenarien der Agrarpolitik - Untersuchung möglicher Agrarstruktureller und ökonomischer Effekte unter

Berücksichtigung umweltpolitischer Zielsetzungen. Braunschweig: Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft.

Glebe, T. W. (2007): The Environmental Impact of European Farming: How Legitimate Are Agri-Environmental Payments? Review of Agricultural Economics 29 (1), S. 87-102.

Grant, W. (1998): Policy convergence and policy feedback. Agricultural finance policies in a globalizing era. European Journal of Political Research 34 (6), S. 225-247.

Grant, W. (1997): The Common Agricultural Policy. Basingstoke: Macmillan Press.

Gutser, R. (2006): Bilanzierung von Stickstoffflüssen im landwirtschaftlichen Betrieb zur Bewertung und Optimierung der Düngungsstrategien. Acta agriculturae Slovenica 87 (1), S. 129-141.

Haaren, C. von, Bathke, M. (2007): Integrated landscape planning and remuneration of agri-environmental services. Results of a case study in the Fuhrberg region of Germany. Journal of Environmental Management (im Druck).

Haaren, C. von, Bills, N. (2007): Agri-environmental Programs in the US and the EU. Lessons from Germany and New York State. Ithaca: Cornell University. Working Paper 2007-16.

Haaren, C. von, Brenken, H. (1998): Räumliche Konzepte zur Realisierung von Belangen des Naturschutzes in Agrarlandschaften. Beispiel: Umsetzungskonzept für den Feuchtgrünlandschutz in Niedersachsen. Naturschutz und Landschaftsplanung 30 (7), S. 197-204.

Haaren, C. von, Hachmann, R., Blumentrath, S., Lipski, A., Vogel, K., Weller, M., Hülsbergen, K.-J., Siebrecht, N. (2008): Softwaregestütztes Naturschutzmanagement auf landwirtschaftlichen Betrieben: Erfassung, Bewertung und Optimierung von Naturschutzleistungen. Naturschutz und Landschaftsplanung 40 (2), S. 42-48.

Haaren, C. von, Albert, C., Mahnkopf, B., Petermann, C. (Hrsg.) (2007): Etablierung nachhaltiger Sicherungsmaßnahmen für den Naturschutz in der Diepholzer Moorniederung. Hannover: Universtität Hannover, Insitut für Umweltplanung. Beiträge zur räumlichen Planung 83.

Hege, U., Fischer, A., Offenberger, K. (2003): Nährstoffsalden und Nitratgehalte des Sickerwassers in ökologisch und üblich bewirtschafteten Ackerflächen. In: Institut für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz (Hrsg.): Forschung für den ökologischen Landbau in Bayern. Freising: LfL. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft 3, S. 7-13.

Hötker, H., Rahmann, G., Jeromin, K. (2004): Positive Auswirkungen des Ökolandbaus auf Vögel der Agrarlandschaft - Untersuchungen in Schleswig-Holstein auf schweren

Ackerböden. In: Rahmann, G., Elsen, T. van (Hrsg.): Naturschutz als Aufgabe des Ökologischen Landbaus. Braunschweig: FAL. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 272, S. 43-59.

Hoevenagel, R., Noort, E. van, Kok, R. (1999): Study on a European Union wide regulatory framework for levies on pesticides. Zoetermeer: EIM.

Holt, G., Grey, P., Nielsen, R, Tranter, R. (2003) A multi-country case study of the process of conversion to organic farming in the EU. Reading: The University of Reading. Working Paper. http://orgprints.org/9493/ (16.10.2007).

Hoyer, U., Lemnitzer, B., Hülsbergen, K.-J. (2007): Einfluss des ökologischen Landbaus auf unterschiedliche Humuspools im Boden und Schlussfolgerungen zur Humusbilanzierung. Vortrag, 9. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, 20.-23.03.2007, Universität Hohenheim, Stuttgart. http://orgprints.org /9603/01/9603_Hoyer_Vortrag.pdf (11.04.2008).

Hülsbergen, K.-J., Küstermann, B. (2007): Ökologischer Landbau - Beitrag zum Klimaschutz. In: Wiesinger, K. (Hrsg.): Angewandte Forschung und Beratung für den ökologischen Landbau in Bayern. Öko-Landbau-Tag 2007 am 7. März 2007 in Freising-Weihenstephan. Tagungsband. Freising-Weihenstephan: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, S. 9-22.

Jänicke, M. (1997): The Political System's Capacity for Environmental Policy. In: Jänicke, M., Weidner, H. (Hrsg.): National Environmental Policies. A Comparative Study of Capacity-Building. Berlin: Springer, S. 1-24.

Jänicke, M. (1996): Was ist falsch an der Umweltpolitikdebatte? Kritik des umweltpolitischen Instrumentalismus. In: Altner, G., Mettler-von Meibom, B., Simonis, U. E., Weizsäcker, E. U. v. (Hrsg.): Jahrbuch Ökologie 1997. München: Beck, S. 35-46.

Kehres, B. (2007): Düngewirkung von Stickstoff aus Kompost. Humuswirtschaft & Kompost aktuell 2 (5), S. 1-3.

Keinenburg, T., Most, A., Prüter, J. (2006): Entwicklung und Erprobung von Methoden für die ergebnisorientierte Honorierung ökologischer Leistungen im Grünland Nordwestdeutschlands – Projektansatz und zusammenfassende Ergebnisse. In: NNA (Hrsg.): Entwicklung und Erprobung von Methoden für die ergebnisorientierte Honorierung ökologischer Leistungen im Grünland Nordwestdeutschlands. Schneverdingen: NNA. NNA-Berichte 1/2006, S. 3-19.

Kleijn, D., Baquero, R. A., Clough, Y., Díaz, M., Esteban, J. de, Fernández, F., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuh, A., Jöhl, R., Knop, E., Kruess, A., Marshall, E. J. P., Steffan-Dewenter, I., Tscharntke, T., Verhulst, J., West, T. M., Yela, J. L. (2006): Mixed

biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. Ecology Letters 9 (3), S. 243-254.

Kleijn, D., Sutherland, W. J. (2003): How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity. Journal of Applied Ecology 40 (6), S. 947-969.

Kolbe, H. (2004): Wasserschutz und Ökologischer Landbau. Vortrag, 29. SIGÖL-Fortbildungskurs, 04.03.2004, Bad Düben. http://orgprints.org/2931/01 /Kolbe_2004__Wasserschutz_OeL.pdf (17.09.2007).

Kördel, W., Herrchen, M., Müller, J., Kratz, S., Fleckenstein, J., Schnug, E., Saring, Thomas, J., Haamann, H. (2007): Begrenzung von Schadstoffeinträgen bei Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Landwirtschaft bei Düngung und Abfallverwertung. Dessau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 30/07.

Kraack, M., Pehle, H., Zimmermann-Steinhart, P. (2001): Umweltintegration in der Europäischen Union. Das umweltpolitische Profil der EU im Politikfeldvergleich. Baden-Baden: Nomos. Integration Europas und Ordnung der Weltwirtschaft 23.

Kratochvil, R., Plakolm, G. (2002): Leistungen des Biologischen Landbaus für den Grundwasserschutz. Ländlicher Raum 2002 (3), S. 19-20.

Lääne, A., Pitkänen, H., Arheimer, B., Behrendt, H., Jarosinski, W., Lucane, S., Pachel, K., Räike, A., Shekhovtsov, A., Svendsen, L. M., Valatka, S. (2002): Evaluation of the implementation of the 1988 Ministerial Declaration regarding nutrient load reductions in the Baltic Sea catchment area. Helsinki: Finnish Envrionment Institute. The Finnish Environment 524.

Link, J., Graeff, S., Batchelor, W. D., Claupein, W. (2006): Evaluating the economic and environmental impact of environmental compensation payment policy under uniform and variable-rate nitrogen management. Agricultural Systems 91 (1-2), S. 135-153.

Lowi, T. (1972): Four Systems of Policy, Politics, and Choice. Public Administration Review 32 (4), S. 298-310.

Mäder, P., Fließbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P., Niggli, U. (2002): Soil fertility and biodiversity in organic farming. Science 296 (5573), S. 1694-1697.

Mallia, C., Wright, S. (2004): Minas: A Post Mortem? Roskilde: Roskilde Universitetscenter.

Michels, C. (2007): Landesweite Erfolgskontrollen des Vertragsnaturschutzes. Naturschutz-Mitteilungen 32 (1), S. 29-35.

Ministry of the Environment (2002): Fifth International Conference on the Protection of the North Sea. 20-21 March 2002, Bergen, Norway. Progress Report. Oslo: Ministry of the Environment.

Möckel, S. (2007): Umweltabgaben auf Dünge- und Pflanzenschutzmittel. Zeitschrift für Umweltrecht 18 (4), S. 176-182.

Munro, T. L., Cook, H. F., Lee, H. C. (2002): Sustainability indicators used to compare properties of organic and conventionally managed topsoils. Biological Agriculture and Horticulture 20 (3), S. 201-214.

Nitsch, H., Osterburg, B. (2007): Umsetzung von Cross Compliance in verschiedenen EU-Mitgliedstaaten. Bericht im Auftrag des BMELV. Braunschweig: FAL. Arbeitsberichte des Bereichs Agrarökonomie 04/2007.

NNA (Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz) (Hrsg.) (2006): Entwicklung und Erprobung von Methoden für die ergebnisorientierte Honorierung ökologischer Leistungen im Grünland Nordwestdeutschlands. Schneverdingen: NNA. NNA-Berichte 1/2006.

Oenema, O., Berentsen, P. B. M. (2005): Manure Policy and Minas: Regulating Nitrogen and Phosphorus Surpluses in Agriculture of the Netherlands. Paris: OECD. COM/ENV/EPOC/CTPA/CFA(2004)67/FINAL.

Oréade-Brèche (2005): Bewertungen von Agrarumweltmaßnahmen. Auzeville: Oréade-Brèche. http://ec.europa.eu/agriculture/eval/reports/measures/index_fr.htm (18.01.2008).

Osterburg, B. (2007): Analysen zur Wirksamkeit der Agrarumweltförderung auf die Senkung von N-Salden. In: Osterburg, B., Runge, T. (Hrsg.): Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer - eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Braunschweig: FAL. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 307, S. 253-266.

Osterburg, B. (2005): Assessing long-term impacts of agri-environmental measures in Germany. In: OECD (Hrsg.): Evaluating agri-environmental policies. Design, practice and results. Paris: OECD, S. 187-205.

Osterburg, B. (2002): Agrarumweltprogramme in Deutschland und ihre Bedeutung für den Natur- und Artenschutz. In: Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (Hrsg.): Biologische Vielfalt mit der Land- und Forstwirtschaft? Münster: Landwirtschaftsverlag. Angewandte Wissenschaft 494, S. 215-220.

Osterburg, B., Nitsch, H. (2005): Sixth Framework Programme, Priority 8, Policy-Oriented Research. Integrated Tools to design and implement Agro Environmental

Schemes. State of the art and methods: Report on Germany. Braunschweig: FAL. ITAES WP2 P51 DR 01.

Osterburg, B., Runge, T. (Hrsg.) (2007): Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer - eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Braunschweig: FAL. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 307.

PAN (Pestizid Aktions-Netzwerk) (2006): Stellungnahme des Pestizid Aktions-Netzwerk e.V. (PAN Germany) zur Mitteilung der Kommission an den Rat, das Europäische Parlament, den europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen hin zu einer Thematischen Strategie zur nachhaltigen Nutzung von Pestiziden (DOC 11902/06) sowie zum Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlamentes und des Rates über einen Aktionsrahmen der Gemeinschaft für den nachhaltigen Einsatz von Pestiziden (DOC 11896/06). Hamburg: PAN. http://www.pan-germany.org/download/pan_position_zu_doc11902_06_u_11896_06.pdf (29.04.2008).

PAN (2004): Gläserner Pflanzenschutz. Wissen was drauf kommt. Wissen was drin ist zum Schutz von Umwelt und Gesundheit. Hamburg: PAN.

Pearce, D., Koundouri, P. (2003): Fertilizer and Pesticide Taxes for Controlling Non-point Agricultural Pollution. Washington, DC: World Bank.

Pierson, P. (1993): When Effect Becomes Cause: Policy Feedback and Political Change. World Politics 45 (4), S. 595-628.

Plachter, H., Stachow, U., Werner, A. (2005): Methoden zur naturschutzfachlichen Konkretisierung der "Guten fachlichen Praxis" in der Landwirtschaft. Bonn: BfN. Naturschutz und Biologische Vielfalt 7.

Rahmann, G., Piper, W. (2007): Entwicklung der Laufkäferpopulation Carabidae nach fünf Jahren Umstellung eines Großbetriebes auf den Ökologischen Landbau in Norddeutschland. Vortrag, 9. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, 20.-23.03.2007, Universität Hohenheim, Stuttgart.

Rat der Europäischen Union (2006): Meeting Document. From General Secretariat to Working Party on the Environment, 14 November 2006. Subject: Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action to achieve a sustainable use of pesticides. Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions: A thematic strategy on the sustainable use of pesticides. – Compilation of comments from Member States. Brüssel: Rat der Europäischen Union. DS 751/06.

Reiter, K., Krug, A. (2003): Naturschutz und Ökologischer Landbau - auch zukünftig ein win-win-Modell. In: Freyer, B. (Hrsg.): Ökologischer Landbau der Zukunft. Beiträge zur 7. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau, 24.-26. Februar 2003 in Wien. Wien: Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Ökologischen Landbau, S. 157-160.

Rieger, E. (1996): Agrarpolitik: Integration durch Gemeinschaftspolitik. In: Jachtenfuchs, M., Kohler-Koch, B. (Hrsg.): Europäische Integration. Opladen: Leske + Budrich, S. 401-428.

RIVM (National Institute for Public Health and the Environment) (2004): Minerals better adjusted. Fact-finding study of the effectiveness of the Manure Act. Bilthoven: RIVM.

RIVM (2002): MINAS and Environment. Balance and Outlook. Bilthoven: RIVM.

Roederer-Rynning, C. (2003): Informal Governance in the Common Agricultural Policy. The Role of Relational Systems. Odense: University of Southern Denmark. CFES Working Paper 15.

Roßberg, D. (2007): Neptun 2005 – Gemüseanbau. Statistische Erhebung zur Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in der Praxis. Ribbesbüttel: Saphir. Berichte aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft 139.

Roßberg, D. (o. J.): Deutschlandweite Erhebung einer Stichprobe von regionalen und jährlichen Informationen zu Art und Umfang der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln im Weinbau (TAPAS-Projekt 2004). Abschlußbericht. Kleinmachnow: Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft. http://forum.europa.eu.int /Public/irc/dsis/pip/library?l=/indicators_pesticides/tapas_pesticides/tapas_pesticides_3 /tapas2004_depdf/_EN_1.0_&a=d (04.12.2006).

Roßberg, D., Gutsche, V., Enzian, S., Wick, M. (2002): Neptun 2000 - Erhebung von Daten zum tatsächlichen Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittel im Ackerbau Deutschlands. Ribbesbüttel: Saphir. Berichte aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft 98.

Ruschkowski, E. von, Haaren, C. von, Bills, N. (2008): Agrarumweltmaßnahmen in Europa und den USA: Erfahrungen aus Deutschland und New York State (in Vorbereitung).

Schramek, J., Schnaut, G. (2004): Hemmende und fördernde Faktoren einer Umstellung auf ökologischen Landbau aus Sicht landwirtschaftlicher Unternehmer/innen in verschiedenen Regionen Deutschlands. Bonn: Geschäftsstelle Bundesprogramm Ökologischer Landbau in der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE). http://www.orgprints.org/8035 (10.10.2007).

Schuler, C., Benning, R. (2006): Fleischfabriken boomen - Umweltstandards sinken. Der Boom der Massentierhaltung in Deutschland und seine Folgen für die Umwelt.

Berlin: BUND. http://www.bund.net/fileadmin/bundnet/publikationen/landwirtschaft/20060300_landwirtschaft_boom_massentierhaltung_studie_langfassung.pdf (15.10.2007).

Schumacher, W. (2007): Bilanz – 20 Jahre Vertragsnaturschutz. Vom Pilotprojekt zum Kulturlandschaftsprogramm NRW. Naturschutz-Mitteilungen 32 (1), S. 21-28.

Seedorf, G. (2007): Das Kooperationsprogramm Naturschutz aus bäuerlicher Sicht. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 27 (2), S. 94-95.

Sheingate, A. D. (2001): The Rise of the Agricultural Welfare State. Institutions and Interest Group Power in the United States, France and Japan. Princeton: Princeton

Silcock, P., Swales, V. (2007): Cross Compliance. A Policy Options Paper. Wormington: Cumulus Consultants. Report CC-P-447. http://www.lupg.org.uk/pdf/pubs_07Crosscompliancefinalreport_June07.pdf (26.02.2008).

University Press.

Skogstad, G. (1998): Ideas, paradigms and institutions: agricultural exceptionalism in the European Union and the United States. Governance 11 (4), S. 463-490.

SÖL (2007): Öko-Landbau in Deutschland. Bad Dürkheim: SÖL. http://www.soel.de/oekolandbau/deutschland_ueber.html (22.08.2007).

SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2007a): Klimaschutz durch Biomasse. Sondergutachten. Berlin: Erich Schmidt.

SRU (2007b): Arzneimittel in der Umwelt. Berlin: SRU. Stellungnahme 12.

SRU (2004a): Umweltgutachten 2004. Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern. Baden-Baden: Nomos.

SRU (2004b): Meeresumweltschutz für Nord- und Ostsee. Sondergutachten. Baden-Baden: Nomos.

SRU (2002a): Für eine Stärkung und Neuorientierung des Naturschutzes. Sondergutachten. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

SRU (2002b): Umweltgutachten 2002. Für eine neue Vorreiterrolle. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

Statistisches Bundesamt (2007): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Indikatorenbericht 2006. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. http://www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/Internet/DE/Content/Publikationen/Fachveroeffentlichungen/UmweltoekonomischeGesamtrechnungen/Indikatorenbericht2006,property=file.pdf (15.10.2007).

Taube, F., Kelm, M., Verreet, J.-A. (Hrsg.) (2007): Ergebnisse des Projektes COMPASS. Landwirtschaftliche Produktionssysteme in Schleswig-Holstein: Leistungen und Ökologische Effekte. 2. Auflage. Kiel: Christian-Albrechts-Universität.

UBA (Umweltbundesamt) (2007a): Umwelt Deutschland: Nährstoffeinträge und Stickstoffüberschüsse. Dessau: UBA. http://www.env-it.de/umweltdaten /public/theme.do?nodeIdent=3639 (19.11.2007).

UBA (2007b): Umweltdaten Deutschland. Nachhaltig wirtschaften – Natürliche Ressourcen und Umwelt schonen. Dessau: UBA.

VDLUFA (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten) (2007): Nährstoffbilanzierung im landwirtschaftlichen Betrieb. Speyer: VDLUFA. VDLUFA-Standpunkt. http://www.vdlufa.de/joomla/Dokumente /Standpunkte/10-Naehrstoffbilanzierung.pdf (04.04.2008).

Wicke, G. (2007): Ergebnisse von 20 Jahren Ackerwildkrautschutz in Niedersachsen und Förderung im Kooperationsprogramm Naturschutz ab 2007. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 27 (2), S. 94-95.

Waibel, H., Fleischer, G. (2001): Experience with cost benefit studies of pesticides in Germany. Vortrag, OECD Workshop on the Economics of Pesticide Risk Reduction in Agriculture, 28.-30.11.2001, Kopenhagen.

ZALF (Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung) (2005): Aktualisierung der Halbzeitbewertung des Plans zur Entwicklung des ländlichen Raums gemäß VO (EG) Nr. 1257/99 des Landes Brandenburg. Müncheberg: ZALF.

ZMP (Zentrale Markt- und Preisberichtstelle für Erzeugnisse der Land-, Forst- und Ernährungswirtschaft) (2007a): Statistiken zum Ökologischen Landbau. Flächenutzung. Bonn: ZMP. http://www.zmp.de/oekomarkt/Marktdatenbank /downloads/WEB1D.xls (10.03.2008).

ZMP (2007b): Umsatzsteigerung mit Öko-Lebensmitteln bei fast 20%. Bonn: ZMP. http://www.zmp.de/ (23.08.2007).

Kapitel 12

AKNU (Arbeitskreis Naturschutzorientierte Umweltbeobachtung) (1999): Fachkonzept für eine naturschutzorientierte Umweltbeobachtung. AKNU. Unveröffentlicht.

Arndt, N., Pohl, M. (2005): Analyse der bei Freisetzungen gentechnisch veränderter Pflanzen durchgeführten Sicherheitsmaßnahmen: Erhebungszeitraum 1998-2004. Bonn: BfN. BfN-Skripten 147.

Back, H.-E., Rohner, M.-S., Seidling, W., Willecke, S. (1996): Konzepte zur Erfassung und Bewertung von Landschaft und Natur im Rahmen der “ökologischen Flächenstichprobe”. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. UGR-Materialien 6.

Beismann, H. (2006): Standardisierung des GVO-Monitorings. EU-Rundschreiben, Sonderheft 15 (4), S. 22-23.

Beismann, H., Kuhlmann, M. (2006): Raumrepräsentativität technischer Pollensammler für ein Langzeitmonitoring von gentechnisch veränderten Pflanzen (GVP). Bonn: BfN. BfN-Skripten 169.

Berhorn, F., Seitz, H., Finck, M. (2005): Methodenstandards für ein Monitoring gentechnisch veränderter Organismen. Natur und Landschaft 80 (7), S. 324-327.

BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2007): Vorläufige Stellungnahme zum Monitoringplan der Firma Monsanto zur Umweltbeobachtung von MON810 in Deutschland in 2008 und den ergänzenden Unterlagen. Bonn: BfN. http://www.greenpeace.de/fileadmin/gpd/user_upload/themen/gentechnik/Mon810_-07-11-14-Stell-BfN_Monitoringplan.pdf (04.01.2008).

BfN (2006a): Experimentelle Freisetzung und Inverkehrbringung. Bonn: BfN. http://www.bfn.de/0301_freisetz.html (08.02.2008).

BfN (2006b): Verfahrensschema Freisetzung (Normalverfahren) nach GenTG und Richtlinie 2001/18/EG. Bonn: BfN. http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen /agrogentechnik/verf_freisetzung.pdf (08.02.2008).

Boudry, P., Mörchen, M., Saumitou-Laprade, P., Vernet, P., Dijk, H. van (1993): The origin and evolution of weed beets: consequences for the breeding and release of herbicide-resistant transgenic sugar beets. Theoretical and Applied Genetics 87 (4), S. 471-478.

Brown, T. A. (2002): Gentechnologie für Einsteiger. 3. Auflage. Heidelberg: Spektrum, Akademischer Verlag.

BUND (Bund für Umwelt und Naturschutz) (2008): Gentechnikfreie Regionen in Deutschland. Berlin: BUDN. http://www.gentechnikfreie-regionen.de/ (12.02.2008).

Bundesrat (2007): Beschluss des Bundesrates. Verordnung über die gute fachliche Praxis bei der Erzeugung gentechnisch veränderter Pflanzen (Gentechnik-Pflanzenerzeugungsverordnung - GenTPflEV). Berlin: Bundesrat. Drucksache 563/07.

BVL (Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit) (2008): Gentechnik. Standortregister. Braunschweig: BVL. http://194.95.226.237/stareg_web /showflaechen.do?ab=2007 (12.02.2008).

BVL (2007a): Anbau von gentechnisch verändertem Mais in Deutschland 2005-2007. Braunschweig: BVL. http://www.bvl.bund.de/cln_007/nn_495478/DE/08__PresseInfothek/01__InfosFuerPresse/01__PI__und__HGI/GVO/HG__auswertung__stareg__2007.html__nnn=true (14.08.2007).

BVL (2007b): Beschreibung der Freisetzungsvorhaben. Berlin: BVL. http://www.bvl-berlin.de/cgi/lasso/fsl/liste_d.lasso?-database=SNIF&-response=&-table=www_summary&-sortField=Aktenzeichen%20RKI&-sortOrder=ascending&-op=bw&land=Deutschland&-maxRecords=20&-search&-skiprecords=0 (14.08.2007).

BVL (2007c): Details zum Freisetzungsvorhaben 6786-01-0182. Braunschweig: BVL. http://194.95.226.234/cgi/lasso/snif/Action.Lasso?-database=SNIF&-layout=www_summary&-response=display.lasso&-recordID=37001&-search (10.01.2008).

BVL (2006): Details zum Freisetzungsvorhaben 6786-01-0176. Braunschweig: BVL. http://www.bvl-berlin.de/cgi/lasso/fsl/display.lasso?azrki=6786-01-0176 (10.01.2008).

BVL (2003): Details zum Freisetzungsvorhaben 6786-01-0145. Braunschweig: BVL. http://www.bvl-berlin.de/cgi/lasso/fsl/display.lasso?azrki=6786-01-0145 (15.01.2008).

Calliess, C., Korte, S. (2006): Das neue Recht der Grünen Gentechnik im europäischen Verwaltungsverbund. Zur Verzahnung staatlicher und europäischer Risikovorsorge im Kontext von Regulierung und Selbstregulierung. Die Öffentliche Verwaltung 59 (1), S. 10-22.

Cellini, F., Chesson, A., Colquhoun, I., Constable, A., Davies, H. V., Engel, K. H., Gatehouse, A. M., Kärenlampi, S., Kok, E. J., Leguay, J. J., Lehesranta, S., Noteborn, H. P., Pedersen, J., Smith, M. (2004): Unintended effects and their detection in genetically modified crops. Food and Chemical Toxicology 42 (7), S. 1089-1125.

Dale, P. J., Clarke, B., Fontes, E. M. G. (2002): Potential for the environmental impact of transgenic crops. Nature Biotechnology 20 (6), S. 567-574.

DMK (Deutsches Maiskomitee) (2008): Anbaufläche Körnermais/CCM. Bonn: DMK. http://www.maiskomitee.de/fb_fakten/03_02_02_01.htm (24.04.2008).

Dröschmeister, R. (2001): Bundesweites Naturschutzmonitoring in der Normallandschaft mit der Ökologischen Flächenstichprobe. Natur und Landschaft 76 (2), S. 58-69.

Eberbach, W., Lange, P., Ronellenfitsch, M. (Hrsg.) (2007): Recht der Gentechnik und Biomedizin. Kommentar und Materialien. Bd. 1. Loseblatt-Ausgabe, 59. Aktualisierung. Heidelberg: Müller.

Europäische Komission (2007): Community register of genetically modified food and feed. Brüssel: Europäische Kommission. http://ec.europa.eu /food/dyna/gm_register/index_en.cfm (30.07.2007).

Europäische Kommission (2006): Fragen und Antworten zu den GVO-Vorschriften in der Europäischen Union. Brüssel: Europäische Kommission. ec.europa.eu/food/food/biotechnology/genfood/quanda_de.pdf (02.01.2008).

Fisahn, A. (2004): Beschleunigung und der Schadensbegriff im Gentechnikrecht. Natur und Recht 26 (3), S. 145-150.

Foeckler, F., Herrmann, T., Schmidt, H. (1996): Entwicklung eines Konzeptes zur Erfassung, Bewertung und Darstellung der Qualität von Ökosystemen auf der Basis der Ausstattung von Biotopen und Pflanzen und Tieren. Fortschreibung des Pilotprojektes „Ökologische Flächenstichprobe“. 4. Zwischenbericht. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.

Gebhard, F., Smalla, K. (1998): Transformation of Acinetobacter sp. strain BD413 by transgenic sugar beet DNA. Applied and Environmental Microbiology 64 (4), S. 1550-1554.

Graef, F., Züghart, W., Fritsche, B. (2006): Monitoring-Workshop: Raum- und Flächenauswahl für das GVO-Monitoring. Bonn: BfN. BfN-Skripten 189.

Hails, R. S. (2000): Genetically modified plants – the debate continues. Trends in Ecology and Evolution 15 (1), S. 14-18.

Heink, U., Bartz, R., Kowarik, I. (2007): Bewertung von Umweltwirkungen gentechnisch veränderter Organismen im Rahmen des Monitorings. In: Breckling, B., Dolek, M., Lang, A., Reuter, H., Verhoeven, R. (Hrsg.): GVO-Monitoring vor der Umsetzung. Bonn: BfN. Naturschutz und Biologische Vielfalt 49, S. 207-226.

Hildebrandt, J., Middelhoff, U., Breckling, B. (2007): Wie die ökologische Flächenstichprobe zum Monitoring gentechnisch veränderter Organismen beitragen kann. Natur und Landschaft 82 (3), S. 94-99.

Hildebrandt, H. (Hrsg.) (1994): Pschyrembel – Medizinisches Wörterbuch. Hamburg: Nikol.

Hofmann, F. (2007): Kurzgutachten zur Abschätzung der Maispollendeposition in Relation zur Entfernung von Maispollenquellen mittels technischem Pollensammler PMF. Bremen: Ökologie Büro. http://www.bfn.de/fileadmin /MDB/documents/themen/agrogentechnik/07-05-31_Gutachten_Pollendeposition_end.pdf (11.04.2008).

JKI (Julius Kühn-Institut - Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen) (2007): Freisetzungen von GVO in der EU nach beantragten Orten und Jahren. Braunschweig:

JKI. http://www.bba.bund.de/cln_044/nn_807152/DE/Home/biolsich/gentechnik/Tabelle6.html (16.08.2007).

John, M. (2007): Stellungnahme zum Entwurf eines Vierten Gesetzes zur Änderung des Gentechnikgesetzes (20.07.2007). Hamburg: Rechtsanwälte Günther, Heidel, Wollenteit, Hack. http://www.greenpeace.de/fileadmin/gpd/user_upload/themen/gentechnik/greenpeace_gentg_guta_juli_07.pdf (12.02.2008).

JRC (Joint Research Centre) (2007): Deliberate release into the environment of GMOs for any other purpose then placing on the market. Ispra: JRC. http://gmoinfo.jrc.it/gmp_browse.aspx (14.08.2007).

Kay, E., Vogel, T. M., Bertolla, F., Nalin, R., Simonet, P. (2002): In situ transfer of antibiotic resistance genes from transgenic (transplastomic) tobacco plants to bacteria. Applied and Environmental Microbiology 68 (7), S. 3345-3351.

Kempken, F., Kempken, R. (2004): Gentechnik bei Pflanzen. Chancen und Risiken. 2. Auflage. Berlin: Springer.

König, H. (2003): Naturausstattung der nordrhein-westfälischen Normallandschaft. Zahlen und Trends zu Biotoptypen, Strukturen, Flora und Avifauna aus der Ökologischen Flächenstichprobe (ÖFS) Nordrhein-Westfalen. LÖBF-Mitteilungen 2003 (2), S. 15-24.

Kokott, J. Klaphake, A., Marr, S. (2003): Ökologische Schäden und ihre Bewertung in internationalen, europäischen und nationalen Haftungssystemen. Eine juristische und ökonomische Analyse. Berlin: Erich Schmidt. Umweltbundesamt, Berichte 03/03.

Kowalchuk, G. A., Bruinsma, M., Veen, J. A. van (2003): Assesing responses of soil microorganisms to GM Plants. Trends in Ecology and Evolution18 (8), S. 403-410.

Kowarik, I., Bartz, R., Heink, U. (2007a): Leitfaden zur Bewertung ökologischer Schäden infolge des Anbaus von GVO in der Landwirtschaft. Ufoplan-Vorhaben FKZ 805 81 004. Berlin: Technische Universität, Institut für Ökologie.

Kowarik, I., Bartz, R., Heink, U. (2007b): Operationalisierung des Konzepts zu „ökologischen Schäden“ durch GVO. Abschlussbericht Ufoplan-Vorhaben FKZ 805 81 004. Berlin: Technische Universität, Institut für Ökologie.

Kowarik, I., Heink, U., Bartz, R. (2006): „Ökologische Schäden“ in Folge der Ausbringung gentechnisch veränderter Organismen im Freiland – Entwicklung einer Begriffsdefinition und eines Konzeptes zur Operationalisierung. Bonn: BfN. BfN-Skripten 166.

Marquard, E., Durka, W. (2005): Auswirkungen des Anbaus gentechnisch veränderter Pflanzen auf Umwelt und Gesundheit: Potentielle Schäden und Monitoring. Halle: UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle.

Meier, M. S., Hilbeck, A. (2005): Faunistische Indikatoren für das Monitoring der Umweltwirkungen gentechnisch veränderter Organismen (GVO). Verfahren zur Beurteilung und Auswahl. Bonn: BfN. Naturschutz und Biologische Vielfalt 29.

Menzel, G., Lünsmann, I., Middelhoff, U., Breckling, B., Schmidt, G., Tillmann, J., Windhorst, W., Schröder, W., Filser, J., Reuter, H. (2005): Gentechnisch veränderte Pflanzen und Schutzgebiete – Wirksamkeit von Abstandsregelungen. Bonn: BfN. Naturschutz und Biologische Vielfalt 10.

Messean, A., Angevin, F., Gómez-Barbero, M., Menrad, K., Rodríguez-Cerezo, E. (2006): New case studies on the co-existence of GM and non-GM crops in European agriculture. Sevilla: IPTS. Technical Report EUR 22102 EN. http://ftp.jrc.es/pub/EURdoc/eur22102en.pdf (12.02.2008).

MLU (Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt) (2003): Gentechnikrecht. Rechtsauslegungen und sonstige vollzugsrelevante Beschlüsse des LAG. Magdeburg: MLU. http://www.lag-gentechnik.de/dokumente /lagbeschlusssammlungneu4.pdf (15.04.2008).

Nielsen, K. M., Townsend, J. P. (2004): Monitoring and modeling horizontal gene transfer. Nature Biotechnology 22 (9), S. 1110-1114.

Palme, C. (2005): Das neue Gentechnik-Gesetz. Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 24 (3), S. 253-257.

Pickardt, T., Kathen, A. de (2002): Literaturstudie zur Stabilität transgen-vermittelter Merkmale in gentechnisch veränderten Pflanzen mit dem Schwerpunkt transgene Gehölzarten und Stabilitätsgene. Verbundprojekt „Grundlagen für die Risikobewertung transgener Gehölze“. Berlin: Umweltbundesamt. UBA-Texte 53/02.

Potthast, T. (Hrsg.) (2004a): Ökologische Schäden. Begriffliche, methodologische und ethische Aspekte. Frankfurt a. M.: Lang. Theorie in der Ökologie 10.

Potthast, T. (2004b): Ökologische Schäden – eine Synopse begrifflicher, methodologischer und ethischer Aspekte. In: Potthast, T. (Hrsg.) (2004): Ökologische Schäden. Begriffliche, methodologische und ethische Aspekte. Frankfurt a. M.: Lang. Theorie in der Ökologie 10, S. 189-209.

Potthast, T., Piechocki, R., Ott, K., Wiersbinski, N. (2007): Vilmer Thesen zu „ökologischen Schäden“. Natur und Landschaft 82 (6), S. 253-261.

Prall, U. (2007): Gentechnikrecht. In: Koch, H.-J. (Hrsg.): Umweltrecht. Köln: Heymanns, S. 481-526.

Röver, M., Arndt, N., Pohl-Orf, M. (2000): Analyse der bei Freisetzung von gentechnisch veränderten Pflanzen (GVP) durchgeführten Sicherheitsmaßnahmen in Hinblick auf deren Effektivität und Ableitung von Empfehlungen für die künftige Vollzugsarbeit. Berlin: Umweltbundesamt. UBA-Texte 3/00.

Rosi-Marshall, E. J., Tank, J. L., Royer, T. V., Whiles, M. R., Evans-White, M., Chambers, C., Griffiths, N. A., Pokelsek, J., Stephen, M. L. (2007): Toxins in transgenic crop byproducts may affect headwater stream ecosystems. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 104 (41), S. 16204-16208.

Sauter, A. (2005): TA-Projekt Grüne Gentechnik – Transgene Pflanzen der 2. und 3. Generation. Endbericht. Berlin: TAB. Arbeitsbericht 104. http://www.tab.fzk.de/de/projekt/zusammenfassung/ab104.pdf (15.01.2007).

Schlüter, K., Fütterer, J., Potrykus, I. (1995): “Horizontal” gene transfer from a transgenic potato line to a bacterial pathogen (Erwinia chrysanthemi) occurs – if at all – at an extremely low frequency. Nature Biotechnology 13 (10), S. 1094-1098.

Schmidt, J. E. U., Hilbeck, A. (2005): Auswirkungen transgener Bt-Kulturpflanzen auf Nichtzielorganismen. Fragestellungen und Lösungsansätze am Beispiel eines multidisziplinären europäischen Forschungsprojekts. Natur und Landschaft 80 (7), S. 330-334.

Senior, I. J., Dale, P. J. (2002): Herbicide-tolerant crops in agriculture: oilseed rape as a case study. Plant Breeding 121 (2), S. 97-107.

Skorupinski, B. (1996): Gentechnik für die Schädlingsbekämpfung. Eine ethische Bewertung der Freisetzung gentechnisch veränderter Organismen in der Landwirtschaft. Stuttgart: Enke.

SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2004a): Umweltgutachten 2004. Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern. Baden-Baden: Nomos.

SRU (2004b): Koexistenz sichern: Zur Novellierung des Gentechnikgesetzes. Berlin: SRU. Kommentar zur Umweltpolitik 4.

SRU (1998): Umweltgutachten 1998. Umweltschutz: Erreichtes sichern - Neue Wege gehen. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

SRU (1996): Umweltgutachten 1996. Zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

SRU (1988): Umweltgutachten 1987. Stuttgart: Kohlhammer.

Statistisches Bundesamt, BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2000): Konzepte und Methoden zur Ökologischen Flächenstichprobe - Ebene II: Monitoring von Pflanzen und Tieren. Bonn: BfN. Angewandte Landschaftsökologie 33.

Sukopp, U. (2004): Der naturwissenschaftliche Umgang mit Wissenslücken bei der Risikoanalyse ökologischer Folgen der Freisetzung und des Inverkehrbringens von GVO. In: Breckling, B., Brand, V., Winter, G., Fisahn, A. (Hrsg.): Fortschreibung des Konzeptes zur Bewertung von Risiken bei Freisetzungen und dem Inverkehrbringen von gentechnisch veränderten Organismen. Berlin: Erich Schmidt. Umweltbundesamt, Berichte 3/04, S. 84-115.

Tappeser, B., Eckelkamp, C., Weber, B. (2000): Untersuchung zu tatsächlich beobachteten nachteiligen Effekten von Freisetzungen gentechnisch veränderter Organismen. Wien: Umweltbundesamt. Monographien 129.

TransGen Wissenschaftskommunikation (2008a): TransGen-Datenbank: Mais. Aachen: TransGen. http://www.transgen.de/datenbank/pflanzen/52.mais.html (24.04.2008).

TransGen Wissenschaftskommunikation (2008b): Lebens- und Futtermittel aus GVOs. Der lange Weg vom Antrag bis zur Entscheidung. Aachen: TransGen. http://www.transgen.de/zulassung/641.doku.html (04.01.2008).

Wegener, B. (2007): Gentechnikrecht und Landwirtschaft. Europarechtliche Vorgaben und ihre Umsetzung. In: Calliess, C., Härtel, I., Veit, B. (Hrsg.): Neue Haftungsrisiken in der Landwirtschaft: Gentechnik, Lebensmittel- und Futtermittelrecht, Umweltschadensrecht. Baden-Baden: Nomos, S. 79-97.

Zoglauer, K., Aurich, C., Kowarik, I., Schepker, H. (2000): Freisetzung transgener Gehölze und Grundlagen für Confinements. Berlin: Umweltbundesamt. UBA-Texte 31/00.

Züghart, W., Benzler, A., Berhorn, F., Graef, F., Sukopp, U. (2005): Monitoring der Wirkungen gentechnisch veränderter Organismen auf Natur und Landschaft nach Marktzulassung. Natur und Landschaft 80 (7), S. 307-315.

Züghart, W., Breckling, B. (2003): Konzeptionelle Entwicklung eines Monitoring von Umweltwirkungen transgener Kulturpflanzen. Teil 1 und Teil 2. Berlin: Umweltbundesamt. UBA-Texte 50/03.

Abkürzungsverzeichnis

µg	=	Mikrogramm
aaO	=	an anderem Ort
ABA	=	Abwasserbehandlungsanlage
AbfAblV	=	Abfallablagerungsverordnung – Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen
AbfKlärV	=	Klärschlammverordnung
AbfRRL	=	Abfallrahmenrichtlinie – Richtlinie des Rates über Abfälle 75/442/EWG vom 15. Juli 1975
ABM	=	Arbeitsbeschaffungsmaßnahme
ABS	=	Acrylnitril-Butadien-Styrol-Copolymere
AbwV	=	Abwasserverordnung – Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer
ACEA	=	European Automobile Manufacturers Association
ADI	=	Acceptable Daily Intake – maximal duldbare tägliche Aufnahmemenge
AGRUM	=	Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der WRRL in der Flussgebietseinheit Weser
AHTN	=	6-Acetyl-1,1,2,4,4,7-hexamethyltetralin
AltfahrzeugV	=	Altfahrzeug-Verordnung – Verordnung über die Überlassung, Rücknahme und umweltverträgliche Entsorgung von Altfahrzeugen
AMG	=	Arzneimittelgesetz – Gesetz über den Verkehr mit Arzneimitteln
AOEL	=	Acceptable Operator Exposure Level – Akzeptable Anwenderexposition
AOX	=	adsorbierbare organisch gebundene Halogene
AR4	=	Fourth Assessment Report – 4. Sachstandsbericht
ARfD	=	Akute Referenzdosis
ASA e. V.	=	Arbeitsgemeinschaft Stoffspezifische Abfallbehandlung
AT_4	=	Atmungsaktivität innerhalb von 4 Tagen
AUM	=	Agrarumweltmaßnahmen

AWZ	=	ausschließliche Wirtschaftszone
B(a)P	=	Benz(a)Pyren
BAM	=	Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung
BAT	=	Best Available Technique – Beste Verfügbare Technik
BattV	=	Batterieverordnung – Verordnung über die Rücknahme und Entsorgung gebrauchter Batterien und Akkumulatoren
BAuA	=	Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin
BauGB	=	Baugesetzbuch
BauNVO	=	Baunutzungsverordnung – Verordnung über die bauliche Nutzung der Grundstücke
BBA	=	Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft
BBergG	=	Bundesberggesetz
BBodSchG	=	Bundes-Bodenschutzgesetz – Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten
BBodSchV	=	Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung
BBR	=	Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung
BCF	=	bio concentration factor – Biokonzentrationsfaktor
BDI	=	Bundesverband der Deutschen Industrie e. V.
BfN	=	Bundesamt für Naturschutz
BfR	=	Bundesinstitut für Risikobewertung
BFS	=	Bromierte Flammschutzmittel
BGB	=	Bürgerliches Gesetzbuch
BGR	=	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
BImSchG	=	Bundes-Immissionsschutzgesetz – Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge
BImSchV	=	Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes
BioAbfV	=	Bioabfallverordnung – Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden

BIP	=	Bruttoinlandsprodukt
BLAC	=	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Chemikaliensicherheit
BLAG	=	Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft
BLAG NE	=	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Nachhaltige Entwicklung
BLMP	=	Bund-Länder-Messprogramm
BMBF	=	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BMELV / BMVEL	=	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
BMU	=	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BMVBS	=	Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung
BMWi	=	Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie
BNatSchG	=	Bundesnaturschutzgesetz – Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege
BNE	=	Bildung für eine nachhaltige Entwicklung
BÖL	=	Bundesprogramm Ökologischer Landbau
BREF	=	Best Available Technique Reference Documents
BRRL-E	=	Entwurf einer Bodenschutzrahmenrichtlinie
BVerwG	=	Bundesverwaltungsgericht
BVerwGE	=	Entscheidungen des Bundesverwaltungsgerichts
BVL	=	Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit
BVT	=	Beste Verfügbare Technik
CAFE	=	Clean-Air-for-Europe-Programm
CAS-Nr.	=	Chemical Abstracts Service-Nummer, internationaler Bezeichnungsstandard für chemische Stoffe
CBD	=	Convention on Biological Diversity – Übereinkommen über die biologische Vielfalt
CC	=	Cross Compliance
CCS	=	Carbon Capture and Sequestration
Cd	=	Cadmium

CDM	=	Clean Development Mechanism – Mechanismus für eine umweltverträgliche Entwicklung
CERT	=	Carbon Emission Reduction Target
CH_4	=	Methan
ChemVerbotsV	=	Chemikalien-Verbotsverordnung – Verordnung über Verbote und Beschränkungen des Inverkehrbringens gefährlicher Stoffe, Zubereitungen und Erzeugnisse nach dem Chemikaliengesetz
CIP	=	Competitiveness and Innovation Framework Programme
CLRTAP	=	Convention on Long-Range Transboundary Air-Pollution – Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung, Genfer Übereinkommen
CMR	=	kanzerogen, mutagen oder reproduktionstoxisch
CO	=	Kohlenmonoxid
CO_2	=	Kohlendioxyd
CO_2eq	=	Kohlendioxid-Äquivalente
COGECA	=	General Committee for Agricultural Cooperation in the European Union – Allgemeiner Verband der landwirtschaftlichen Genossenschaften der Europäischen Union
COP	=	Conference of the Parties
COPA	=	Committee of Professional Agricultural Organisations – Ausschuss der berufsständischen landwirtschaftlichen Organisationen der Europäischen Union
C_{org}	=	Organischer Kohlenstoff
Cr	=	Chrom
CSA	=	chemical safety assessment – Stoffsicherheitsbewertung
CSR	=	chemical safety report – Stoffsicherheitsbericht
Cu	=	Kupfer
dB(A)	=	Dezibel (korrigiert nach Bewertungskurve A)
DBP + DEHP	=	Phthalate
DBT	=	Dibutylzinn
DBU	=	Deutsche Bundesstiftung Umwelt

DDT	=	Dichlordiphenyltrichlorethan
DecaBDE	=	Decabromdiphenylether
DEHP	=	Diethylhexylphthalat
DepV	=	Deponieverordnung – Verordnung über Deponien und Langzeitlager
DirektzahlVerpflG	=	Direktzahlungen-Verpflichtungengesetz – Gesetz zur Regelung der Einhaltung anderweitiger Verpflichtungen durch Landwirte im Rahmen gemeinschaftsrechtlicher Vorschriften über Direktzahlungen
DirektzahlVerpflV	=	Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung – Verordnung über die Grundsätze der Erhaltung landwirtschaftlicher Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand
DIW	=	Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung
DNEL	=	Derived No Effect Level
DPSIR	=	Driving forces, Pressure, State, Impact, Response
DSD	=	Duales System Deutschland (bis 2005 AG, danach GmbH)
DSM	=	Steuerung der Nachfrage (Demand Side Management)
DüMV	=	Düngemittelverordnung – Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln
DüV	=	Düngeverordnung – Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen
DWA-Klärschlammerhebung	=	DWA = Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
E	=	Entwurf
EBPG	=	Energiebetriebene-Produkte-Gesetz
EBS-Kraftwerk	=	Ersatzbrennstoffbefeuertes Kraftwerk
EC_{50}	=	Konzentration, bei der bei 50 % der Versuchstiere ein Effekt auftritt
ECB	=	European Chemical Bureau
ECCP	=	European Climate Change Programme
ECHA	=	Europäische Chemikalienagentur

ECO-Design	=	s. EuP-Rahmenrichtlinie
ECS	=	existing chemical substances – existierende chemische Substanzen
EDL	=	Energiedienstleistung
EE	=	Erneuerbare Energien
EEA	=	European Environment Agency (Europäische Umweltagentur)
EEAC	=	European Environmental and Sustainable Development Advisory Councils
EEAP	=	Energieeffizienz-Aktionsplan
EEC	=	Energy Efficiency Commitment
EEG	=	Erneuerbare-Energien-Gesetz – Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien
EFSA	=	European Food Safety Authority
EG	=	Europäische Gemeinschaft
EG	=	Vertrag zur Gründung der Europäischen Gemeinschaft
EG-AbfVerbrV	=	EG-Abfallverbringungsverordnung – Verordnung (EG) 1013/2006 des Europäischen Parlamentes und des Rates über die Verbringung von Abfällen vom 14. Juni 2006
EG-Öko-VO	=	EG-Öko-Verordnung – Verordnung (EWG) Nr. 2092/91 des Rates vom 24. Juni 1991 über den ökologischen Landbau und die entsprechende Kennzeichnung der landwirtschaftlichen Erzeugnisse und Lebensmittel
EINECS	=	European Inventory of Existing Chemical Substances
ElektroG	=	Elektro- und Elektronikgeräte-Gesetz – Gesetz über das Inverkehrbringen, die Rücknahme und die umweltverträgliche Entsorgung von Elektro- und Elektronikgeräten
ELER	=	Europäischer Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums
ELER-VO	=	Verordnung (EG) Nr. 1698/2005 des Rates vom 20. September 2005 über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER)
EMEA	=	European Medicines Agency (bis 2004 European Agency for the Evaluation of Medicinal Products)

EMSA	=	European Maritime Safety Agency – Europäische Agentur für die Sicherheit des Seeverkehrs
EnEG	=	Energieeinspargesetz – Gesetz zur Einsparung von Energie in Gebäuden
EnEV	=	Energieeinsparverordnung – Verordnung über energieeinsparende Anlagentechnik bei Gebäuden
EPA	=	Environmental Protection Agency
EPS	=	expandiertes Polystyrol
EPSC	=	European Plant Conservation Strategy – Europäische Strategie zur Erhaltung der Pflanzen
ERNTE	=	Erprobung und Vorbereitung einer praktischen Nutzung ökotoxikologischer Testsysteme
ErsatzbaustoffV	=	Ersatzbaustoffverordnung
ESCO	=	Energy Service Company
ETAP	=	Environmental Technologies Action Plan – Europäischer Aktionsplan für Umwelttechnologien
EU	=	Europäische Union
EUA	=	Europäische Umweltagentur (s. a. EEA)
EuGH	=	Europäischer Gerichtshof
EuP-Rahmenrichtlinie	=	Directive on Energy using Products – Richtlinie 2005/32/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 6. Juli 2005 zur Schaffung eines Rahmens für die Festlegung von Anforderungen an die umweltgerechte Gestaltung energiebetriebener Produkte und zur Änderung der Richtlinie 92/42/EWG des Rates sowie der Richtlinien 96/57/EG und 2000/55/EG des Europäschen Parlaments und des Rates
Euro Chlor	=	Europäischer Verband der Chlor-Alkali-Industrie
EUROSTAT	=	Statistisches Amt der Europäischen Gemeinschaften
EU-SKM	=	EU-Standardkostenmodell
EVU	=	Energieversorgungsunternehmen
EWSA	=	Europäischer Wirtschafts- und Sozialausschuss
Ez	=	Entwicklungszusammenarbeit
FAL	=	Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft
FAO	=	Food and Agriculture Organization –

		Welternährungsorganisation
Fe-Abscheider	=	Eisenabscheider
FFH	=	Fauna-Flora-Habitat
FFH-LRT	=	FFH-Lebensraumtypen
FFH-RL	=	Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie – Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen
FFU	=	Forschungsstelle für Umweltpolitik
FGG	=	Flussgebietsgemeinschaft
FIBS	=	Bewertungssystem für Fließgewässer
FluLärmG	=	Gesetz zum Schutz gegen Fluglärm
FluLärmSchutzVerbG	=	Gesetz zur Verbesserung des Schutzes vor Fluglärm in der Umgebung von Flugplätzen
fm	=	Festmeter
FSC	=	Forest Stewardship Council – internationale gemeinnützige Organisation, die das erste System zur Zertifizierung nachhaltiger Forstwirtschaft schuf, betreibt und weiterentwickelt
FuE	=	Forschung und Entwicklung
FZV	=	Fahrzeug-Zulassungsverordnung – Verordnung über die Zulassung von Fahrzeugen zum Straßenverkehr
G8	=	Gruppe der Acht
GAINS	=	Greenhouse Gas and Air Pollution Interactions and Synergies
GAK	=	Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“
GAP	=	Gemeinsame Agrarpolitik
GATT	=	General Agreement on Tariffs and Trade – Allgemeines Zoll- und Handelsabkommen
GB_{21}	=	Gasbildungsrate innerhalb von 21 Tagen
GD Umwelt	=	Generaldirektion Umwelt
GEF	=	Global Environment Facility
GEM-E3-Modell	=	Allgemeines Gleichgewichtsmodell
GERs	=	Generic Eco-design requirements

GewässerschutzRL	=	Richtlinie 76/464/EWG des Rates vom 4. Mai 1976 betreffend die Verschmutzung infolge der Ableitung bestimmter gefährlicher Stoffe in die Gewässer der Gemeinschaft
gfP	=	gute fachliche Praxis
GFP	=	Gemeinsame Fischereipolitik
GG	=	Grundgesetz
GiG	=	Gelb-in-Grau
GIS	=	Geografisches Informationssystem
GLÖZ	=	guter landwirtschaftlicher und ökologischer Zustand
GLP	=	Gute Laborpraxis
GrundwasserRL	=	Grundwasserrichtlinie – Richtlinie 2006/118/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Dezember 2006 zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung
GSPC	=	Global Strategy for Plant Conservation – Globale Strategie zur Erhaltung der Pflanzen
Gt	=	Gigatonne
GuD	=	Gas und Dampf
GV	=	Großvieheinheiten
GVO	=	gentechnisch veränderte Organismen
GWK	=	Grundwasserkörper
HBCD	=	Hexabromcyclododecan
HC	=	Kohlenwasserstoffe
HELCOM	=	Helsinki Commission – Kommission des Übereinkommens zum Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebiets von 1992
HFC	=	Fluorkohlenwasserstoff
Hg	=	Quecksilber
Hg^0	=	Elementares Quecksilber
HHCB	=	1,3,4,6,7,8,-Hexahydro-4,6,6,7,7,7-hexamethylcyclopenta(g)-2-2benzpyran
HHN-System	=	Hypothalamus-Hypophysen-Nebennierenrinde-System – zentrales Steuer- und Regelsystem zur funktionalen Koordination zwischen Zentralnervensystem und

		Hormonsystem
HIPS	=	High Impact Polystyrol
HOAI	=	Honorarordnung für Architekten und Ingenieure
Hochwasserschutz-RL	=	Hochwasserschutzrichtlinie – Richtlinie 2007/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2007 über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken
HPV	=	High-Production-Volume, Stoffe > 1 000 t/a
i. V. m.	=	in Verbindung mit
IAB	=	Impact Assessment Board
ICH	=	International Conference on Harmonisation of Technical Requirements for Registration of Pharmaceuticals for Human Use
IEA	=	Internationale Energieagentur
IEEP	=	Institute for European Environmental Policy
IGCC	=	Integrated Gasification Combined Cycle
IKSE	=	Internationale Kommission zum Schutz der Elbe
IMO	=	International Maritime Organization – Internationale Seeschifffahrtsorganisation
IMPEL	=	Implementation and Enforcement of Environmental Law (Transfrontier Shipment)
IMPEL-TFS	=	IMPEL Transfrontier Shipment of Waste
InVeKOS	=	Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem
IPA	=	Important Plant Areas
IPCC	=	Intergovernmental Panel on Climate Change
IPCS	=	International Programme on Chemical Safety
IPP	=	integrated product policy – integrierte Produktpolitik
IPPC Directive	=	Integrated Pollution Prevention and Control Directive
ISO	=	Internationale Organisation für Normung
ITAD	=	Interessensgemeinschaft der Thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland e. V.
ITQs	=	individual transferable quotas
IUCN	=	International Union for Conservation of Nature

IUU-Fischerei/fishing	=	illegal, unregulatet and unreported fishing – illegale, unregulierte und nicht gemeldete Fischerei
IVG	=	Integrierte Vorhabengenehmigung
IVU-Anlage	=	Anlage, die unter den Geltungsbereich der IVU-Richtlinie fällt
IVU-Richtlinie	=	Richtlinie 96/61/EG vom 24. September 1996 über die Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung
JAMA	=	Japan Automobile Manufacturers Association
JEFCA	=	Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives – Gemeinsamer FAO/WHO-Sachverständigenausschuss für Lebensmittelzusatzstoffe
JI	=	Joint Implementation – Gemeinsame Umsetzung
KAMA	=	Korea Automobile Manufacturers Association
KKW	=	Kernkraftwerk
k_{ow}	=	n-Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient
KraftStGÄndG	=	4. Gesetz zur Änderung des Kraftfahrzeugsteuergesetzes
KrW-/AbfG	=	Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz
Kt	=	Kilotonne
KV	=	Koalitionsvertrag
KW	=	Kraftwerk
KWK-Gesetz	=	Kraft-Wärme-Kopplungsgesetz
LABO	=	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz
L_{Aeq}	=	Energieäquivalenter Dauerschallpegel (auch L_{eq})
LAGA	=	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall
LAI	=	Bund/Länderarbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz
L_{Amax}	=	Lärmmaximalpegel (auch L_{max})
LANA	=	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung
LAS	=	Linerare Alkylbenzolsulfonate
LAU	=	Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt
LAWA	=	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser

LC_{50}	=	Stoffkonzentration, die bei 50 % der Tiere zur Mortalität führt
L_{den}	=	Lärmindizes Tag/Abend/Nacht (Day/Evening/Night)
LEADER	=	Liaison entre actions de développement de l'économie rurale – Verbindung zwischen Aktionen zur Entwicklung der ländlichen Wirtschaft
LF	=	landwirtschaftlich genutzte Fläche
LIFE	=	Finanzierungsinstrument für die Umwelt nach Verordnung (EG) Nr. 614/2007 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Mai 2007
LN	=	landwirtschaftliche Nutzfläche
L_{night}	=	Lärmindex Nacht (Night)
LOAEC	=	Lowest Observed Adverse Effect Concentration
LOAEL	=	Lowest Observed Adverse Effect Level
LOEC	=	Lowest Observed Effect Concentration
LRT	=	Lebensraumtyp
LSG	=	Landschaftsschutzgebiet
LuftVG	=	Luftverkehrsgesetz
LULUCF	=	land use, land use change and forestry – Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft
LVP-Sortieranlage	=	Leichtverpackungs-Sortieranlage
m. w. N.	=	mit weiteren Nachweisen
MA	=	Mechanische Aufbereitung
MAK	=	Maximale Arbeitsplatz-Konzentration
MARPOL-Übereinkommen	=	Internationales Übereinkommen zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch Schiffe
MBA	=	Mechanisch-biologische Abfallbehandlung
MBS	=	Mechanisch-biologische Stabilisierung
MBT	=	Monobutylzinn
MEPS	=	Minimum Energy Performance Standards – Mindesteffizienzstandards
Mg	=	Megagramm = Tonne

MINAS	=	Mineral Accounting System
MIT	=	Massachusetts Institute of Technology
MITI	=	Ministry of International Trade and Industry – japanisches Ministerium für Internationalen Handel und Industrie
MKW	=	Mineralölkohlenwasserstoffe
MLUR	=	Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein
MLUV	=	Ministerium für ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg
MNLV	=	Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
MOK	=	Methode der offenen Koordinierung
MP	=	Managemenplan
MPS	=	Mechanisch-physikalische Stabilisierung
m_T	=	Trockenmasse
MTFR	=	Maximum Technically Feasible Reduction
MVA	=	Müllverbrennungsanlagen
MW	=	Megawatt
MW_{th}	=	Thermische Leistung in Megawatt
N	=	Stickstoff
N_2O	=	Distickstoffoxid
NABU	=	Naturschutzbund Deutschland e. V.
NAP	=	Nationaler Allokationsplan
NaWaRo	=	Nachwachsende Rohstoffe
NEC-Richtlinie	=	Richtlinie 2001/81/EG über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe
NE-Metalle	=	Nichteisenmetalle
NEPTUN	=	Netzwerk zur Ermittlung der Pflanzenschutzmittelanwendung in unterschiedlichen, landwirtschaftlich relevanten Naturräumen Deutschlands
ng	=	Nanogramm
NH_3	=	Ammoniak

NH_4+	=	Ammonium
Ni	=	Nickel
NIBIS	=	Niedersächsisches Bodeninformationssystem
NIR-Gerät	=	Zur Nah-Infrarot-Separation
Nitrat-RL	=	Nitratrichtlinie – Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen
NKA	=	Nutzen-Kosten-Analyse
nm	=	Nanometer
NMVOC	=	Leichtflüchtige organische Kohlenwasserstoffe ohne Methan
NNS	=	new notified substances – notifizierte Neustoffe
NO, NO_2	=	Stickstoffmonoxid, -dioxid
NOAEL	=	No observed adverse effect level
NOEC	=	No Observed Effect Concentration
NOEL	=	No Observed Effect Level
NO_x	=	Stickstoffoxide
NPEOs	=	Nonylphenolethoxylate
NPV	=	Net Present Value – Netto-Gegenwartswerte
N_{RED}	=	Reduzierter Stickstoff
NSG	=	Naturschutzgebiet
o. J.	=	ohne Jahr
OctaBDE	=	Octabromdiphenylether
OECD	=	Organisation for Economic Co-operation and Development – Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung
Ökodesign-Richtlinie	=	s. EuP-Rahmenrichtlinie
ÖPNV	=	Öffentlicher Personennahverkehr
OSOR	=	One Substance, one Registration – Ein Stoff, eine Registrierung
OSPAR-	=	Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des

Übereinkommen		Nordostatlantiks
OVG	=	Oberverwaltungsgericht
OZV	=	Organische Zinnverbindungen
P	=	Phosphor
PAK	=	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe
PARCOM	=	Paris-Kommission
Pb	=	Blei
PBB	=	Flammschutzmittel
PBDD	=	Polybromierte Dibenzodioxine
PBDE	=	Polybromierte Diphenylether
PBDF	=	Polybromierte Dibenzofurane
PBT	=	persistent, bioakkumulierend und toxisch
PC	=	Polycarbonat
PCB	=	Polychlorierte Biphenyle
PCDD/F	=	Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine/Furane
PCF	=	Perfluorierte Chemikalien
PEC	=	Predicted Environmental Concentration – angenommene Stoffkonzentration in der Umwelt
PEFC	=	Programme for the Endorsement of Forest Certification Schemes – Zertifizierungssystem für nachhaltige Waldbewirtschaftung
PentaBDE	=	Pentabromdiphenylether
PEP	=	Pflege- und Entwicklungspläne
PFC	=	Perfluorkarbon
Pflanzenschutzmittel-RL	=	Pflanzenschutzmittelrichtlinie – Richtlinie 91/414/EWG des Rates vom 15. Juli 1991 über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln
PflSchAnwV	=	Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung – Verordnung über Anwendungsverbote für Pflanzenschutzmittel
PflSchG	=	Pflanzenschutzgesetz
PIC	=	Prior Informed Consent
PLANAK	=	Bund-Länder-Planungsausschuss für Agrarstruktur und

		Küstenschutz
PM	=	Particulate Matter – Partikel mit einem Durchmesser von z. B. 0,1 µm, 2,5 µm, 10 µm
PNEC	=	Predicted No Effect Concentration – angenommene höchste Stoffkonzentration, bei der kein Effekt auftritt
POP	=	persistent organic pollutant – persistente organische Schadstoffe
ppm	=	parts per million
PSM	=	Pflanzenschutzmittel
PTWI	=	provisional tolerable weekly intake – vorläufige tolerable wöchentliche Aufnahme
QSAR/(Q)SAR	=	quantitative structure-activity-relationships – quantitative Struktur-Aktivitätsbeziehungen
RAC	=	Regional Advisory Council – Regionale Beiräte
Rahmen-AbwasserVwV	=	Rahmen-Abwasser-Verwaltungsvorschrift über Mindestanforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer, Fassung vom 31. Juli 1996 (GMBl. 1996 S. 729)
RAINS	=	Regional Air Pollution Information and Simulation
REACH	=	Registration, Evaluation, Authorisation of Chemicals – Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe
REACH-VO	=	Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. Dezember 2006 zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH), zur Schaffung einer Europäischen Agentur für chemische Stoffe, zur Änderung der Richtlinie 1999/45/EG und zur Aufhebung der Verordnung (EWG) Nr. 793/93 des Rates, der Verordnung (EG) Nr. 1488/94 der Kommission, der Richtlinie 76/769/EWG des Rates sowie der Richtlinien 91/155/EWG, 93/67/EWG, 93/105/EG und 2000/21/EG der Kommission
RfD	=	reference dose
RFMOs	=	Regional Fisheries Management Organisations – regionale Fischereibewirtschaftungsorganisationen
RIP	=	REACH Implementation Prozess
RL	=	Richtlinie
Rn.	=	Randnummer

RNE	=	Rat für Nachhaltige Entwicklung, Nachhhaltigkeitsrat
ROG	=	Raumordnungsgesetz
RoHS-Richtlinie	=	Directive on Restriction of certain Hazardous Substances – Richtlinie 2002/95/EG zur Beschränkung der Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe in Elektro- und Elektronikgeräten
Rs.	=	Rechtssache
Rspr.	=	Rechtsprechung
RTO	=	Regenerative thermische Oxidation
Rz.	=	Randziffer
SCCP	=	Scientific Committee on Consumer Products
SCENIHR	=	Scientific committee on emerging and newly identified health risks
SCR	=	Selektive katalytische Reduktion
SCTEE	=	Wissenschaftlicher Ausschuss für Toxikologie, Ökotoxikologie und Umwelt
SDS	=	safety data sheet – Sicherheitsdatenblatt
SECA	=	Sulphur emission control areas – SO_2-Emissionsüberwachungsgebiete
SeeAnlV	=	Seeanlagenverordnung – Verordnung über Anlagen seewärts der Begrenzung des deutschen Küstenmeeres
SEVESO-II-Richtlinie	=	Richtlinie 96/82/EG zur Beherrschung der Gefahren bei schweren Unfällen mit gefährlichen Stoffen für die Bundesrepublik Deutschland vom 27. September 2006
SF_6	=	Schwefelhexafluorid
SIEF	=	Substance Information and Exchange Forum – Forum zum Austausch von Stoffinformationen
SiO_2	=	Siliciumdioxid
SK	=	Steinkohle
Slg.	=	Amtliche Sammlung des EuGH
SM	=	Schwermetalle
SMP	=	Summaries for Policymakers – Zusammenfassung für Entscheidungsträger
SO_2	=	Schwefeldioxid

SOWAP	=	Soil and Water Protection
SPA	=	Special Protection Area – besondere Schutzgebiete
SRES	=	Special Report on Emission Scenarios – Emissionsszenarien
SRU	=	Sachverständigenrat für Umweltfragen
StEP	=	Solving the E-Waste Problem
StVZO	=	Straßenverkehrs-Zulassungs-Ordnung
SUP	=	Strategische Umweltprüfung
SUP-RL	=	SUP-Richtlinie – Richtlinie 2001/42/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 27. Juni 2001 über die Prüfung der Umweltauswirkungen bestimmter Pläne und Programme
TA	=	Technische Anleitung
TA Luft	=	Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft
TAR	=	Third Assessment Report – 3. Sachstandsbericht
TBBPA	=	Tetrabrombisphenol A
TBT	=	Tributylzinn
TE	=	Toxitätseinheit
TEHG	=	Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz – Gesetz über den Handel mit Berechtigungen zur Emission von Treibhausgasen
TEN	=	Trans European Networks
TERM	=	Transport and Environment Reporting Mechanism
TG	=	Trockengewicht
TGD	=	Technical Guidance Document
THG	=	Treibhausgas
TOC	=	Total Organic Carbon – Gesamtmenge Organischer Kohlenstoff
TS	=	Trockensubstanz
TS	=	Thematische Strategie
TS	=	Technical Summary – Technische Zusammenfassung
TURFs	=	territorial user rights in fisheries

TWC	=	Tradable White Certificates (s. a. WhC)
U.S. EPA	=	U.S. Environmental Protection Agency
UAP	=	Umweltaktionsprogramm
UBA	=	Umweltbundesamt
UGB	=	Umweltgesetzbuch
UmgebungslärmRL	=	Umgebungslärmrichtlinie – Richtlinie 2002/49/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 25. Juni 2002 über die Bewertung und Bekämpfung von Umgebungslärm
Umweltinformations-RL	=	Umweltinformationsrichtlinie – Richtlinie 2003/4/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 28. Januar 2003 über den Zugang der Öffentlichkeit zu Umweltinformationen und zur Aufhebung der Richtlinie 90/313/EWG des Rates
UNCLOS	=	United Nations Convention on the Law of the Sea – Internationales Seerechtsübereinkommen
UNECE	=	United Nations Economic Commission for Europe
UNEP	=	United Nations Environment Programme
UNFCCC	=	United Nations Framework Convention on Climate Change (Klimarahmenkonvention)
Unice	=	Union of Industrial and Employers' Confederation of Europe
UNIDO	=	United Nations Industrial Development Organisation – Organisation der Vereinten Nationen für Industrielle Entwicklung
UQN	=	Umweltqualitätsnormen
UVP	=	Umweltverträglichkeitsprüfung
UVPG	=	Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung
UVPVwV	=	Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Ausführung des Gesetzes über die Umweltverträglichkeitsprüfung
UVS	=	Umweltverträglichkeitsstudie
UZVR	=	unzerschnittene verkehrsarme Räume
VBEB	=	Vorläufige Berechnungsmethode zur Ermittlung der Belastetenzahlen durch Umgebungslärm
VBUF	=	Vorläufige Berechnungsmethode für den Umgebungslärm an Flugplätzen

VBUI	=	Vorläufige Berechnungsmethode für den Umgebungslärm durch Industrie und Gewerbe
VBUS	=	Vorläufige Berechnungsmethode für den Umgebungslärm an Straßen
VBUSch	=	Vorläufige Berechnungsmethode für den Umgebungslärm an Schienenwegen
VCM	=	Vinylchlorid-Monomer
VGH	=	Verwaltungsgerichtshof
VO	=	Verordnung
VOC	=	Flüchtige organische Verbindungen
Vogelschutz-RL	=	Vogelschutzrichtlinie – Richtlinie 79/409/EWG des Rates vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten
VOLY	=	Value of Life Year
VorhabenV	=	Vorhaben-Verordnung – Verordnung über Vorhaben nach dem Umweltgesetzbuch (Entwurf)
VOSL	=	Value of Statistical Life
vPvB	=	very Persistent, very Bioaccumulative – sehr persistent und sehr bioakkumulativ
VSL	=	Value of Statistical Life
w/v	=	weight per volume
WaStrG	=	Bundeswasserstraßengesetz
WBGU	=	Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen
WEEE-Richtline	=	Waste Electrical and Electronic Equipment Directive - Richtlinie 2003/108/EG vom 8.Dezember 2003 zur Änderung der Richtlinie 2002/95/EG über Elektro- und Elektronik-Altgeräte
WG	=	Working Group
WhC	=	White Certificates (s. a. TWC)
WHG	=	Wasserhaushaltsgesetz
WHO	=	World Health Organization – Weltgesundheitsorganisation
WRRL	=	Wasserrahmenrichtlinie – Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der

		Wasserpolitik
WSV	=	Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes
WTO	=	World Trade Organisation – Welthandelsorganisation
XPS	=	extrudierter Polystyrolhartschaum
ZEV	=	Zero Emission Vehicles
ZEW	=	Zentrum für Europäische Wirtschaftsforschung
Zn	=	Zink
ZuG	=	Zuteilungsgesetz

Bundesministerium
für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

Erlass über die Einrichtung eines Sachverständigenrates für Umweltfragen bei dem Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

Vom 1. März 2005

§ 1

Zur periodischen Begutachtung der Umweltsituation und Umweltbedingungen der Bundesrepublik Deutschland und zur Erleichterung der Urteilsbildung bei allen umweltpolitisch verantwortlichen Instanzen sowie in der Öffentlichkeit wird ein Sachverständigenrat für Umweltfragen gebildet.

§ 2

(1) Der Sachverständigenrat für Umweltfragen besteht aus sieben Mitgliedern, die über besondere wissenschaftliche Kenntnisse und Erfahrungen im Umweltschutz verfügen müssen.

(2) Die Mitglieder des Sachverständigenrates für Umweltfragen dürfen weder der Regierung oder einer gesetzgebenden Körperschaft des Bundes oder eines Landes noch dem öffentlichen Dienst des Bundes, eines Landes oder einer sonstigen juristischen Person des öffentlichen Rechts, es sei denn als Hochschullehrer oder -lehrerin oder als Mitarbeiter oder Mitarbeiterin eines wissenschaftlichen Instituts, angehören. Sie dürfen ferner nicht Repräsentant oder Repräsentantin eines Wirtschaftsverbandes oder einer Arbeitgeber- oder Arbeitnehmerorganisation sein oder zu diesen in einem ständigen Dienst- oder Geschäftsbesorgungsverhältnis stehen; sie dürfen auch nicht während des letzten Jahres vor der Berufung zum Mitglied des Sachverständigenrates für Umweltfragen eine derartige Stellung innegehabt haben.

§ 3

Der Sachverständigenrat für Umweltfragen soll die jeweilige Situation der Umwelt und deren Entwicklungstendenzen darstellen. Er soll Fehlentwicklungen und Möglichkeiten zu deren Vermeidung oder zu deren Beseitigung aufzeigen.

§ 4

Der Sachverständigenrat für Umweltfragen ist nur an den durch diesen Erlass begründeten Auftrag gebunden und in seiner Tätigkeit unabhängig.

§ 5

Der Sachverständigenrat für Umweltfragen gibt während der Abfassung seiner Gutachten den jeweils fachlich betroffenen Bundesministerien oder ihren Beauftragten

Gelegenheit, zu wesentlichen sich aus seinem Auftrag ergebenden Fragen Stellung zu nehmen.

§ 6

Der Sachverständigenrat für Umweltfragen kann zu einzelnen Beratungsthemen Behörden des Bundes und der Länder hören sowie Sachverständigen, insbesondere Vertretern und Vertreterinnen von Organisationen der Wirtschaft und der Umweltverbände, Gelegenheit zur Äußerung geben.

§ 7

(1) Der Sachverständigenrat für Umweltfragen erstattet alle vier Jahre ein Gutachten und leitet es der Bundesregierung jeweils im Monat Mai zu.

Das Gutachten wird vom Sachverständigenrat für Umweltfragen veröffentlicht.

(2) Der Sachverständigenrat für Umweltfragen erstattet zu Einzelfragen zusätzliche Gutachten oder gibt Stellungnahmen ab. Das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit kann den Sachverständigenrat für Umweltfragen mit der Erstattung weiterer Gutachten oder Stellungnahmen beauftragen. Der Sachverständigenrat für Umweltfragen leitet Gutachten oder Stellungnahmen nach Satz 1 und 2 dem Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit zu.

§ 8

(1) Die Mitglieder des Sachverständigenrates für Umweltfragen werden vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit nach Zustimmung des Bundeskabinetts für die Dauer von vier Jahren berufen. Dabei wird auf die gleichberechtigte Teilhabe von Frauen und Männern nach Maßgabe des Bundesgremienbesetzungsgesetzes hingewirkt. Wiederberufung ist möglich.

(2) Die Mitglieder können jederzeit schriftlich dem Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit gegenüber ihr Ausscheiden aus dem Rat erklären.

(3) Scheidet ein Mitglied vorzeitig aus, so wird ein neues Mitglied für die Dauer der Amtszeit des ausgeschiedenen Mitglieds berufen; Wiederberufung ist möglich.

§ 9

(1) Der Sachverständigenrat für Umweltfragen wählt in geheimer Wahl aus seiner Mitte einen Vorsitzenden oder eine Vorsitzende für die Dauer von vier Jahren. Wiederwahl ist möglich.

(2) Der Sachverständigenrat für Umweltfragen gibt sich eine Geschäftsordnung. Sie bedarf der Genehmigung des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.

(3) Vertritt eine Minderheit bei der Abfassung der Gutachten zu einzelnen Fragen eine abweichende Auffassung, so hat sie die Möglichkeit, diese in den Gutachten zum Ausdruck zu bringen.

§ 10

Der Sachverständigenrat für Umweltfragen wird bei der Durchführung seiner Arbeit von einer Geschäftsstelle unterstützt.

§ 11

Die Mitglieder des Sachverständigenrates für Umweltfragen und die Angehörigen der Geschäftsstelle sind zur Verschwiegenheit über die Beratungen und die vom Sachverständigenrat als vertraulich bezeichneten Beratungsunterlagen verpflichtet. Die Pflicht zur Verschwiegenheit bezieht sich auch auf Informationen, die dem Sachverständigenrat gegeben und als vertraulich bezeichnet werden.

§ 12

(1) Die Mitglieder des Sachverständigenrates für Umweltfragen erhalten eine pauschale Entschädigung sowie Ersatz ihrer Reisekosten. Diese werden vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Einvernehmen mit dem Bundesministerium des Innern und dem Bundesministerium der Finanzen festgesetzt.

(2) Die Kosten des Sachverständigenrates für Umweltfragen trägt der Bund.

§ 13

(1) Im Hinblick auf den in § 7 Abs. 1 neu geregelten Termin für die Zuleitung des Gutachtens an die Bundesregierung kann das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit die bei Inkrafttreten dieses Erlasses laufenden Berufungsperioden der Mitglieder des Sachverständigenrates ohne Zustimmung des Bundeskabinetts bis zum 30.06.2008 verlängern.

§14

Der Erlass über die Einrichtung eines Rates von Sachverständigen für Umweltfragen bei dem Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit vom 10. August 1990 (GMBl. 1990, Nr. 32 , S. 831) wird hiermit aufgehoben.

Berlin, den 1. März 2005

Der Bundesminister für Umwelt,
Naturschutz und Reaktorsicherheit

Jürgen Trittin

Publikationsverzeichnis

Umweltgutachten, Sondergutachten, Materialienbände, Stellungnahmen und Kommentare

Ab **2007** sind Umweltgutachten und Sondergutachten im Buchhandel oder über die Erich-Schmidt-Verlag GmbH und Co., Genthiner Str. 30 G, 10785 Berlin, zu beziehen. Im Internet unter http://www.esv.info/neuerscheinungen.html.

Umweltgutachten und Sondergutachten von **2004 bis 2006** sind erhältlich im Buchhandel oder direkt bei der Nomos-Verlagsgesellschaft Baden-Baden; Postfach 10 03 10, 76484 Baden-Baden, im Internet unter www.nomos.de.

Bundestagsdrucksachen können bei der Bundesanzeiger Verlagsgesellschaft mbH, Postfach 100534, 50445 Köln, im Internet unter www.bundesanzeiger.de erworben werden.

Ab 1998 stehen die meisten Publikationen als Download im Adobe PDF-Format auf der Webseite des SRU zur Verfügung (www.umweltrat.de).

UMWELTGUTACHTEN

Umweltgutachten 2008
Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels
Juli 2008. Berlin: Erich Schmidt Verlag, in Vorbereitung, ISBN 978-3-503-11091-9

Umweltgutachten 2004
Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern
Juli 2004. Baden-Baden: Nomos, 2004, 669 S., ISBN 3-8329-0942-7
(Bundestagsdrucksache 15/3600)

Umweltgutachten 2002
Für eine neue Vorreiterrolle
Juli 2002. Stuttgart: Metzler-Poeschel, 2002, 550 S., ISBN 3-8246-0666-6
(Bundestagsdrucksache 14/8792)

Umweltgutachten 2000
Schritte ins nächste Jahrtausend
April 2000. Stuttgart: Metzler-Poeschel, 2000, 688 S., ISBN 3-8246-0620-8
(Bundestagsdrucksache 14/3363)

SONDERGUTACHTEN

Klimaschutz durch Biomasse
Sondergutachten, Juli 2007

Berlin: Erich Schmidt Verlag, 2007, 124 S. ISBN 978-3-503-10602-8
(Bundestagsdrucksache 16/6340)

Umweltverwaltungen unter Reformdruck
Herausforderungen,
Strategien, Perspektiven
Sondergutachten, Februar 2007
Berlin: Erich Schmidt Verlag, 2007, 250 S., ISBN978-3-503-10309-6
(Bundestagsdrucksache 16/4690)

Umwelt und Straßenverkehr
Hohe Mobilität – Umweltverträglicher Verkehr
Sondergutachten, Juli 2005
Baden-Baden: Nomos, 2005, 347 S., ISBN 3-8329-1447-1
(Bundestagsdrucksache 15/5900)

Meeresumweltschutz für Nord- und Ostsee
Sondergutachten, Februar 2004
Baden-Baden: Nomos, 2004, 265 S., ISBN 3-8329-0630-4
(Bundestagsdrucksache 15/2626)

Für eine Stärkung und Neuorientierung des Naturschutzes
Sondergutachten, September 2002
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 2002, 211 S., ISBN 3-8246-0668-2
(Bundestagsdrucksache 14/9852)

MATERIALIEN ZUR UMWELTFORSCHUNG

Nr. 37
Szenarien der Agrarpolitik – Untersuchung möglicher agrarstruktureller und ökonomischer Effekte unter Berücksichtigung umweltpolitischer Zielsetzungen
Dr. Stephan Hubertus Gay, Bernhard Osterburg, Thomas Schmidt (Institut für Betriebswirtschaft, Agrarstruktur und ländliche Räume der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft)
Juli 2004, 208 S., ISSN 1614-2918

Nr. 36:
Analyse der Bedeutung von naturschutzorientierten Maßnahmen in der Landwirtschaft im Rahmen der Verordnung (EG) 1257/1999 über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums
Dipl.-Ing. agr. Bernhard Osterburg
Dezember 2002. Stuttgart: Metzler-Poeschel, 2002, 103 S., ISBN: 3-8246-0680-1

Nr. 35:

Waldnutzung in Deutschland – Bestandsaufnahme, Handlungsbedarf und Maßnahmen zur Umsetzung des Leitbildes einer nachhaltigen Entwicklung

Prof. Dr. Harald Plachter, Dipl.-Biologin Jutta Kill (Fachgebiet Naturschutz, Fachbereich Biologie, Universität Marburg); Prof. Dr. Karl-Reinhard Volz, Frank Hofmann, Dipl.-Volkswirt Roland Meder (Institut für Forstpolitik, Universität Freiburg)

August 2000. Stuttgart: Metzler-Poeschel, 2000, 298 S., ISBN: 3-8246-0622-4

Nr. 34:

Die umweltpolitische Dimension der Osterweiterung der Europäischen Union: Herausforderungen und Chancen

Dipl.-Pol. Alexander Carius, Dipl.-Pol. Ingmar von Homeyer, RAin Stefani Bär (Ecologic, Gesellschaft für Internationale und Europäische Umweltforschung, Berlin)

Juli 2000. Stuttgart: Metzler-Poeschel, 2000, 138 S., ISBN: 3-8246-0621-6

STELLUNGNAHMEN

Arzneimittel in der Umwelt

April 2007

Die nationale Umsetzung des europäischen Emissionshandels: Marktwirtschaftlicher Klimaschutz oder Fortsetzung der energiepolitischen Subventionspolitik mit anderen Mitteln?

April 2006, 15 S.

Der Umweltschutz in der Föderalismusreform

Februar 2006, 23 S.

Auf dem Weg zur Europäischen Ressourcenstrategie: Orientierung durch ein Konzept für eine stoffbezogene Umweltpolitik

November 2005, 15 S.

Die Registrierung von Chemikalien unter dem REACH-Regime – Prioritätensetzung und Untersuchungstiefe

Oktober 2005, 53 S.

Kontinuität in der Klimapolitik – Kyoto-Protokoll als Chance

September 2005, 19 S.

Feinstaub durch Straßenverkehr – Bundespolitischer Handlungsbedarf

Juni 2005, 22 S.

Rechtsschutz für die Umwelt – die altruistische Verbandsklage ist unverzichtbar

Februar 2005, 33 S.

Zur Wirtschaftsverträglichkeit der Reform der Europäischen Chemikalienpolitik
Juli 2003, 36 S.

Zur Einführung der Strategischen Umweltprüfung in das Bauplanungsrecht
Mai 2003, 17 S.

Windenergienutzung auf See
April 2003, 20 S.

Zum Konzept der Europäischen Kommission für eine gemeinsame Meeresumweltschutzstrategie
Februar 2003, 13 S.

Stellungnahme zum Referentenentwurf einer novellierten 17. BImSchV
August 2002, 24 S.

Stellungnahme zur Anhörung der Monopolkommission zum Thema "Wettbewerb in der Kreislauf- und Abfallwirtschaft"
Februar 2002, 7 S.

Stellungnahme zum Regierungsentwurf zur deutschen Nachhaltigkeitsstrategie
Februar 2002, 4 S.

Stellungnahme zum Ziel einer 40-prozentigen CO_2-Reduzierung
Dezember 2001, 3 S.

Stellungnahme zum Entwurf eines Gesetzes zur Neuregelung des Bundesnaturschutzgesetzes
März 2001, 9 S.

KOMMENTARE ZUR UMWELTPOLITIK

Der Vorschlag der Europäischen Kommission für eine Meeresschutzstrategie – Rückzug aus der europäischen Verantwortung?
April 2006, 15 S.
Koexistenz sichern: Zur Novellierung des Gentechnikgesetzes
März 2004, 14 S.
Nationale Umsetzung der Reform der europäischen Agrarpolitik
März 2004, 7 S.
Emissionshandel und Nationaler Allokationsplan
März 2004, 15 S.
Das Dosenpfand im Rechtsstreit
November 2002, 5 S.

Das Umweltgutachten ist die periodische, alle vier Jahre erscheinende Gesamtschau der deutschen und europäischen Umweltpolitik. Der Sachverständigenrat für Umweltfragen analysiert und bewertet zugleich die aktuellen politischen Initiativen in allen wichtigen umweltpolitischen Handlungsfeldern. Das aktuelle Umweltgutachten 2008 erfasst die wichtigen Schutzgüter: den Klima-, den Natur- und den Gesundheitsschutz.

Mit dem Titel „Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels“ weist der SRU auf die Wechselbeziehungen zwischen Natur-, Wald-, Boden– und Klimaschutz hin. Erfolgreicher Klimaschutz muss auch beim Erhalt bedeutsamer Kohlenstoffspeicher, insbesondere der Böden, Wälder und Moore ansetzen. Auch die Anpassung oder Abmilderung negativer unvermeidbarer Klimafolgen wird ohne einen flächendeckenden Naturschutz nicht gelingen. In diesem Sinne ist Klimaschutz auf Naturschutz angewiesen und umgekehrt. Mit Sorge betrachtet der SRU, dass solche Anforderungen an einen zeitgemäßen Naturschutz hinsichtlich der Aufnahme in das Umweltgesetzbuch kontrovers sind. Auch im technischen Klimaschutz sind Handlungsbedarf und -möglichkeiten größer als die durchaus beachtlichen Klimaschutzinitiativen der EU und der Bundesregierung.

Der SRU berät die Bundesregierung seit 1972 in Fragen der Umweltpolitik. Die Zusammensetzung des Rates aus sieben Universitätsprofessoren und -professorinnen verschiedener Fachdisziplinen gewährleistet eine wissenschaftlich unabhängige und umfassende Begutachtung, sowohl aus naturwissenschaftlich-technischer als auch aus ökonomischer, rechtlicher, politikwissenschaftlicher und ethischer Perspektive.