

Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem

Sondergutachten

Hausdruck

Januar 2015

Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU)

Prof. Dr. Martin Faulstich

(Vorsitzender)

Professor für Umwelt- und Energietechnik
an der Technischen Universität Clausthal und
Geschäftsführer des CUTEC Instituts

Prof. Dr. Karin Holm-Müller

(stellvertretende Vorsitzende)

Professorin für Ressourcen- und Umweltökonomik
an der landwirtschaftlichen Fakultät
der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

Prof. Dr. Harald Bradke

Honorarprofessor an der Universität Kassel und
Leiter des Competence Centers Energietechnologien
und Energiesysteme im Fraunhofer-Institut für System-
und Innovationsforschung ISI in Karlsruhe

Prof. Dr. Christian Calliess

Professor für öffentliches Recht, insbesondere Umweltrecht,
und Europarecht am Fachbereich Rechtswissenschaft
der Freien Universität Berlin

Prof. Dr. Heidi Foth

Professorin für Umwelttoxikologie und
Direktorin des Instituts für Umwelttoxikologie
der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

Prof. Dr. Manfred Niekisch

Professor für Internationalen Naturschutz
an der Goethe-Universität Frankfurt und
Direktor des Frankfurter Zoos

Prof. Dr. Miranda Schreurs

Professorin für Vergleichende Politikwissenschaft und
Leiterin des Forschungszentrums für Umweltpolitik
an der Freien Universität Berlin

Dieses Sondergutachten 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), Dipl.-Pol. Julia Hertin (stellvertretende Generalsekretärin), Dr.-Ing. Mechthild Baron, Dr. rer. nat. Henriette Dahms, Dr. rer. nat. Ulrike Doyle, Ass. iur. Miriam Dross LL.M., Dipl.-Vw. Carl-Friedrich Elmer, Dipl.-Geogr. Stefanie Jung, M.Sc. Ann Kruse, Dipl.-Ing. agr. Till Kuhn, Lisa Nabit M.A., Dr. rer. nat. Markus Salomon, Dr. rer. nat. Elisabeth Schmid, Dr. phil. Sibyl D. Steuerer, Dr. agr. Sabine Täuber, Annette Volkens M.A., Ass. iur. Sophie Wiegand, Dipl. Ernähr. Jan Wiese.

Zu den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der Geschäftsstelle gehören außerdem: Petra Busch, Ute Fritsch, Susanne Junker, Rainer Kintzel, Pascale Lischka, Dipl.-Bibl. (FH) Susanne Winkler und Sabine Wuttke.

Konrad Gürtler und Stefan Jung haben die Arbeit im Rahmen eines Praktikums unterstützt.

Geschäftsstelle des Sachverständigenrates für Umweltfragen (SRU)

Luisenstraße 46, 10117 Berlin

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

info@umweltrat.de, <http://www.umweltrat.de>

(Redaktionsschluss: 1. September 2014)

Danksagung

Der SRU dankt den Vertretern der Ministerien und Ämter des Bundes und der Länder sowie den Vertretern von Wissenschaft und von Interessenverbänden, die er konsultiert hat und ohne deren Kenntnisse, Forschung oder Erfahrungen das vorliegende Sondergutachten nicht möglich gewesen wäre:

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit: RR Frank Hönerbach, RegDir Dr. Hans-Joachim Hummel, MinDirig'in Dr. Elsa Nickel, MinR'in Dr. Almuth Ostermeyer-Schlöder, Florian Raecke, Gertrud Sahler, ORR Dr. Till Spranger, RR'in Helle Thierfeldt, RegDir'in Dr. Julia Werner, MinDir Dr. Helge Wendenburg

Umweltbundesamt: Johanna Appelhans, Rolf Beckers, TRARin Katrin Blondzik, WissORin Ute Dauert, Kilian Frey, Dr. Jakob Frommer, Markus Geupel, Reinhard Herbener, Kristina Juhrich, Dr. Dietmar Koch, Michael Kotzulla, Dr. Wera Leujak, WissDir Dr. Volker Mohaupt, WissDir Dr. Jörg Rechenberg, Sven Schneider, Gudrun Schütze, Antje Ullrich, WissOR Rüdiger Wolter

Bundesamt für Naturschutz: Präsidentin Prof. Dr. Beate Jessel, Dirk Bernotat, WissOR'in Dr. Annette Doeringhaus, Rainer Dröschmeister, Dr. Alfred Herberg, DirProf Matthias Herbert, WissOR Andreas Kärcher, WissOR Bernd Neukirchen, WissOR Dr. Axel Ssymank, Christoph Strauss

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft: MinDir Dr. Werner Kloos, RegDir'in Dr. Monika Mertens, MinDir Clemens Neumann

Bundeskanzleramt: MinR Dr. Stefan Bauernfeind

Bundesanstalt für Gewässerkunde: RDir. Dr. Ralf Busskamp

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe: Dr. Florian Stange

Arbeitsgemeinschaft bäuerliche Landwirtschaft: Ulrich Jasper

Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz: MDgt. Prof. Dr.-Ing. Martin Grambow

Bundesverband BioEnergie: Hans-Albrecht Wiehler

Bundesverband der Energie-und Wasserwirtschaft: Dr. Michaela Schmitz

Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung: Prof. Dr. Friedhelm Taube

Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Philosophisches Seminar: Dr. Lieske Voget-Kleschin

Deutscher Bauernverband: Steffen Pinggen

Europäische Umweltagentur: Thomas Henrichs

Fachverband Biogas: Dr. Claudius da Costa Gomez, Dr. Guido Ehrhardt, Dr. Andrea Huber, Manuel Maciejczyk, Sandra Rosteck

Fördergesellschaft Erneuerbare Energien: Dr. Georg Wagener-Lohse

Forschungszentrum Jülich: Luise Keller, Dr. Frank Wendland

Freie Universität zu Berlin, Forschungszentrum für Umweltpolitik: Dr. Klaus Jacob

Georg-August-Universität Göttingen, Department für Agrarökonomie und Rurale Entwicklung: Prof. Dr. Achim Spiller

Gesellschaft für Ökosystemanalyse und Umweltdatenmanagement: Dr. Hans-Dieter Nagel, Thomas Scheuschner

Helmholtz Zentrum für Umweltforschung: Prof. Dr. Dietrich Borchardt, Dr. Stefan Möckel

Institut für Agrarökologie und Biodiversität: Rainer Oppermann

Johann Heinrich von Thünen-Institut: Peter Kreins, Bernhard Osterburg

Landesamt für Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern: Eckhard Kohlhas

Landwirtschaftskammer Niedersachsen: Dr. Gerhard Baumgärtel

Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein: Dr. Michael Trepel

Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen: Monika Raschke

Naturschutzbund Deutschland: Florian Schöne

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küstenschutz- und Naturschutz: Hubertus Schültken

Rhein-Ruhr-Institut für Sozialforschung und Politikberatung: Joachim Liesenfeld

Technische Universität München: Prof. Dr. Alois Heißenhuber

Universität Wageningen: Prof. Dr. Wim de Vries

Wupperverband: Prof. Bernd Wille

WWF Deutschland: Matthias Meißner, Dr. Birgit Wilhelm

Auf seinen Ratssitzungen hat der SRU drei Anhörungen durchgeführt, bei denen er Vertreter der Landesbehörden und der Wissenschaft sowie wichtige Wirtschafts- und Umweltverbände befragt hat. Im Rahmen seiner Qualitätssicherungsstrategie hat der SRU außerdem das Sondergutachten einem Reviewverfahren unterzogen. Dabei haben insgesamt zehn externe Fachleute verschiedene Kapitel kommentiert. Dem Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft und dem Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit wurde ein Entwurf des Sondergutachtens vorab zur Verfügung gestellt. Der SRU dankt den Teilnehmern der Anhörungen, den externen Reviewern sowie den beiden Ministerien für hilfreiche und detaillierte Anmerkungen.

Unterstützung für das Sondergutachten erhielt der SRU auch durch zwei externe Sachverständigengutachten. Im Rahmen des ersten Gutachtens hat Dr. Jeanette Völker Instrumente zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie analysiert und bewertet. Bei dieser Arbeit wurde sie von Prof. Dr. Dietrich Borchardt, Dr. Désirée Dietrich und Dr. Sandra Richter unterstützt. Im Rahmen des zweiten Gutachtens hat Dr. Stefan Möckel ausgewählte Rechtsfragen bei der Minderung von Stickstoffbelastungen geprüft.

Darüber hinaus hat die vom europäischen Netzwerk der Umwelt- und Nachhaltigkeitsräte (EEAC) organisierte Veranstaltung „Safe Operating Space – Current State of the Debate and Considerations for National Policies“ (23./24. Januar 2014) wichtige Impulse geliefert.

Die volle Verantwortung für das vorliegende Sondergutachten übernehmen die Mitglieder des Sachverständigenrates für Umweltfragen.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	13
Tabellenverzeichnis	17
Kurzfassung.....	19
1 Problemstellung und Zielsetzung des Sondergutachtens.....	33
2 Das Konzept des „sicheren Handlungsraumes“ als Grundlage für Stickstoffminderungsziele	37
2.1 Einleitung	37
2.2 Der „sichere Handlungsraum“ – grundlegende Begründungszusammenhänge	38
2.3 Die Weiterentwicklung des Konzeptes des „sicheren Handlungsraumes“ im Hinblick auf Stickstoff	51
2.4 Effizienz, Konsistenz, Suffizienz – die Pfeiler der Stickstoffminderung	61
2.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen.....	66
3 Reaktive Stickstoffverbindungen und ihre Wirkungen in der Umwelt.....	69
3.1 Der Stickstoffkreislauf und die unterschiedlichen Stickstoffverbindungen	69
3.2 Eintrag, Verhalten und Verbleib von reaktivem Stickstoff in der Umwelt	74
3.2.1 Bilanzierung der Stickstoffflüsse	74
3.2.2 Luft.....	79
3.2.3 Boden	83
3.2.4 Wasser.....	94
3.2.4.1 Grundwasser	95
3.2.4.2 Oberflächengewässer	99
3.2.4.3 Meere.....	102
3.3 Menschliche Gesundheit	105
3.3.1 Luftbelastungen	105
3.3.2 Trinkwasserbelastung.....	110
3.4 Wirkungen auf die biologische Diversität.....	114
3.4.1 Terrestrische Ökosysteme.....	115

3.4.1.1	Boden	116
3.4.1.2	Zusammenhang zwischen Einträgen reaktiver Stickstoffverbindungen und Artenvorkommen	118
3.4.1.3	Einfluss der reaktiven Stickstoffeinträge auf terrestrische Ökosysteme	123
3.4.2	Aquatische Ökosysteme	131
3.4.2.1	Grundwasserkörper	131
3.4.2.2	Binnenoberflächengewässer	132
3.4.2.3	Küstengewässer und Meere	136
3.4.3	Wirkungsverstärkung und Wechselwirkungen innerhalb von Ökosystemen ..	140
3.4.4	Naturschutzfachliche Gefährdungspotenziale	141
3.4.5	Verlust von Ökosystemleistungen durch Stickstoffeinträge	151
3.4.6	Monitoring und Indikatoren	155
3.5	Klimawandel	162
3.6	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen.....	169
4	Verursacher und sozioökonomische Treiber der Stickstoffbelastung....	175
4.1	Landwirtschaft.....	177
4.1.1	Stickstoffeinsatz in der Landwirtschaft.....	177
4.1.2	Ökonomische Einflussfaktoren	188
4.1.3	Agrarpolitik.....	190
4.1.4	Bioenergiepolitik	191
4.1.5	Lebensmittelkonsum.....	199
4.1.6	Erwartete Entwicklungen der Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft ...	203
4.2	Verkehr	204
4.2.1	Straßenverkehr	206
4.2.2	Schiffsverkehr	210
4.3	Stationäre Feuerungsanlagen	213
4.4	Fazit	218

5	Ökonomische Betrachtung stickstoffrelevanter umweltpolitischer Instrumente	221
5.1	Überblick über Instrumente zur Stickstoffminderung aus ökonomischer Sicht.....	221
5.2	Ökonomische Bewertung verschiedener Instrumente im Kontext reaktiven Stickstoffs.....	226
5.2.1	Bewertung der Instrumente unter dem Kriterium der Kosteneffizienz	227
5.2.2	Ökonomische Bewertung der Instrumente unter dem Kriterium der ökologischen Treffsicherheit.....	230
5.2.3	Ökonomische Bewertung der Instrumente unter dem Kriterium der dynamischen Anreizwirkung.....	234
5.2.4	Ökonomische Bewertung der Instrumente unter dem Kriterium des Verursacherprinzips	235
5.3	Instrumentenbeispiele aus Schweden und Dänemark	237
5.3.1	Ordnungsrecht und Quoten-Abgaben-Politik für die dänische Landwirtschaft	237
5.3.2	Stickstoffoxidsteuer für Industrieanlagen in Schweden: Ein Beispiel für die emissionsbasierte Abgabe	239
5.3.3	Eine nationale Informationskampagne zu Nährstoffen in der schwedischen Landwirtschaft	241
5.3.4	Abgaben-Zertifikate-System in Schweden für den Schutz der Ostsee.....	242
5.4	Fazit	244
6	Stickstoffbezogene Politiken und Empfehlungen für ihre Weiterentwicklung.....	246
6.1	Emissionshöchstmengen und Qualitätsziele in der Luftreinhaltepolitik	247
6.1.1	Nationale Emissionshöchstmengen.....	249
6.1.2	Luftqualitätsziele für die lokale Belastungsminderung.....	257
6.1.3	Fazit Emissionshöchstmengen und Luftqualitätsziele	261
6.2	Naturschutzfachliche Instrumente zum Schutz terrestrischer Ökosysteme....	262
6.2.1	Monitoring und Indikatoren: Dokumentation der Belastungssituation.....	263
6.2.2	Weiterentwicklung der Critical Loads und Nutzung in der FFH-Verträglichkeitsprüfung	264

6.2.3	Eingriffsregelung.....	267
6.2.4	Verbesserung des Schutzgebietsmanagements	267
6.2.5	Nutzung von Zonierungen nach Bundesnaturschutzgesetz und Einrichtung von Pufferzonen um empfindliche Gebiete	269
6.2.6	Langfristige finanzielle und personelle Stärkung des Naturschutzes	270
6.2.7	Fazit: Naturschutzfachliche Instrumente zum Schutz terrestrischer Ökosysteme	271
6.3	Instrumente zum Schutz aquatischer Ökosysteme und des Grundwassers ..	272
6.3.1	Wasserrahmenrichtlinie und Grundwasserrichtlinie.....	273
6.3.1.1	Verpflichtungen.....	273
6.3.1.2	Umsetzung in Deutschland im Hinblick auf die Stickstoffproblematik	279
6.3.1.2.1	Stand der Umsetzung von Maßnahmen zur Minderung der landwirtschaftlichen Stickstoffeinträge.....	281
6.3.1.2.2	Agrarumweltmaßnahmen und Gewässerschutz.....	288
6.3.1.2.3	Landwirtschaftliche Beratung und Ausbildung zu Gewässerschutzfragen	289
6.3.1.2.4	Länderbeispiele für Strategien zur Minderung der landwirtschaftlichen Stickstoffeinträge.....	292
6.3.1.2.5	Maßnahmen auf kommunaler Ebene	301
6.3.1.2.6	Hemmnisse bei der Umsetzung und erste Bewertungen	302
6.3.2	Wasserrechtliche Instrumente zur Minderung der Stickstoffeinträge in die Binnengewässer und ins Grundwasser.....	303
6.3.3	Die Vorgaben der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie	309
6.3.4	Initiativen im Rahmen der regionalen Konventionen zum Meeresschutz zur Minderung der Stickstoffbelastung	311
6.3.5	Fazit.....	314
6.4	Landwirtschaft.....	315
6.4.1	Für eine zeitgemäße gute fachliche Praxis.....	316
6.4.2	Ambitionierte Reform der Düngeverordnung.....	319
6.4.2.1	Strengere Vorgaben der Düngeverordnung	320
6.4.2.2	Effektiver Vollzug der Düngeverordnung.....	328
6.4.3	Verbesserter Immissionsschutz bei Tierhaltungsanlagen	332

6.4.4	Für eine natur- und umweltverträgliche Agrarpolitik	336
6.4.5	Überschussabgabe für Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft.....	344
6.4.6	Räumliche Aspekte im Stickstoffmanagement der Landwirtschaft	351
6.4.6.1	Verringerung der durch die Konzentration der Tierhaltung verursachten Umweltbelastung	352
6.4.6.2	Räumliche Verlagerungseffekte durch Stickstoffpolitik.....	353
6.4.6.3	Instrumentarium für räumlich differenzierte Vorgaben.....	355
6.5	Stromerzeugung aus Biomasse.....	358
6.5.1	Reduzierung der Stickstoffbelastung aus der Biogaserzeugung	361
6.5.1.1	Flexibilisierung der Stromerzeugung aus Biogas	363
6.5.1.2	Flexibilisierung der Gaserzeugung aus Biomasse.....	365
6.5.1.3	Reduktion der Stickstoffbelastung durch Substratauswahl.....	366
6.5.1.4	Vorgaben zum Umgang mit Gärresten und dem Anbau von nachwachsenden Rohstoffen.....	368
6.5.1.5	Nutzung der Potenziale von Abfall- und Reststoffen	370
6.5.2	Zukünftige Bedeutung der Stromerzeugung aus Biomasse	371
6.5.3	Empfehlungen zur Reduktion der Stickstoffbelastung durch die Biogaserzeugung	373
6.6	Lebensmittelkonsum.....	375
6.6.1	Instrumente und Maßnahmen für eine Reduzierung der Lebensmittelabfälle	377
6.6.2	Nachfragepolitische Maßnahmen zur Verringerung des Verbrauchs von tierischen Produkten	379
6.6.3	Fazit Lebensmittelkonsum	386
6.7	Verkehr	387
6.7.1	Minderung der Stickstoffoxidemissionen des Straßenverkehrs.....	387
6.7.2	Minderung der Stickstoffoxidemissionen der Seeschifffahrt.....	394
6.7.3	Fazit.....	396
6.8	Stationäre Feuerungsanlagen	397
6.9	Schlussfolgerungen und Empfehlungen	400
7	Plädoyer für eine Stickstoffstrategie	407

7.1	Synergien bestehender Stickstoffpolitiken.....	407
7.2	Hemmnisse einer integrierten Stickstoffpolitik.....	409
7.3	Schlussfolgerungen für eine erfolgreiche Stickstoffpolitik.....	416
7.4	Strategische Ansätze für integrierte Politiken	418
7.4.1	Die Bedeutung von Strategien.....	418
7.4.2	Nationale Nachhaltigkeitsstrategie	421
7.4.3	Strategien zum Schutz der Biodiversität.....	425
7.4.4	Zusammenfassende Bewertung der Nachhaltigkeitsstrategie und der Biodiversitätsstrategie	432
7.4.5	Mehrwert einer Stickstoffstrategie	433
7.5	Empfehlungen für die Entwicklung und Umsetzung einer Stickstoffstrategie	436
7.5.1	Elemente einer integrierten Stickstoffpolitik.....	437
7.5.2	Institutionelle Vorschläge.....	444
7.5.3	Implementierung.....	447
7.6	Zusammenfassung	451
Literatur	453
Glossar und Abkürzungsverzeichnis	535
Rechtsquellenverzeichnis	541
Einrichtungserlass	551
Publikationsverzeichnis	555

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1	Vielfältige Belastungen durch Stickstoffverbindungen.....	20
Abbildung 2	Der Stickstoffkreislauf.....	21
Abbildung 3	Überschreitung kritischer Belastungsgrenzen für Eutrophierung	22
Abbildung 4	Vier einander ergänzende Ansätze zur Reduktion der Schäden von reaktiven Stickstoffverbindungen.....	27
Abbildung 1-1	Belastungen durch den Eintrag reaktiver Stickstoffverbindungen in die Umwelt.....	33
Abbildung 2-1	Systeme mit unterschiedlicher Resilienz	41
Abbildung 2-2	Kategorisieren von Ökosystemleistungen	44
Abbildung 2-3	Stickstoff als mehrdimensionales Problem.....	53
Abbildung 2-4	Ein sicherer und gerechter Handlungsraum für die Menschheit: eine erste Illustration	59
Abbildung 3-1	Der Stickstoffkreislauf.....	71
Abbildung 3-2	Bilanz der wichtigsten Stickstoffflüsse in Deutschland	76
Abbildung 3-3	Zeitlicher Verlauf der NO _x -Emissionen aus Energiewirtschaft und Verkehr sowie der NH ₃ -Emissionen aus der Landwirtschaft	80
Abbildung 3-4	Transportwege von Ammoniak in der Atmosphäre	82
Abbildung 3-5	Atmosphärische Gesamtdeposition von Gesamtstickstoff 2009	85
Abbildung 3-6	Stickstoffkreislauf eines landwirtschaftlich genutzten Bodens.....	87
Abbildung 3-7	Stickstoff-Flächenbilanzüberschuss 2010 in Deutschland	88
Abbildung 3-8	Modellierte mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser auf Kreisebene	96
Abbildung 3-9	Grundwasserkörper in Deutschland, die den guten chemischen Zustand aufgrund zu hoher Nitratkonzentrationen (> 50 mg/l) verfehlen ...	97
Abbildung 3-10	Häufigkeitsverteilung der Nitratgehalte im Grundwasser an den 162 Messstellen des Belastungsmessnetzes im Überwachungszeitraum 1992 bis 1994, 2004 bis 2006, 2008 bis 2010.....	98
Abbildung 3-11	Stickstoffeinträge (Jahresmittelwerte) aus Punkt- und diffusen Quellen in die Oberflächengewässer in Deutschland für die Jahre 1983 bis 2011	100
Abbildung 3-12	Gesamtstickstoffeinträge in die deutschen Oberflächengewässer.....	101

Abbildung 3-13	Gesamtstickstoffeinträge über die wichtigsten deutschen Zuflüsse in die Nordsee im Vergleich zum Abfluss	103
Abbildung 3-14	Gültige Grenz- und Zielwerte zum Schutz der Gesundheit (Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EC) im Vergleich zu den Luftgüteleitwerten der Weltgesundheitsorganisation.....	110
Abbildung 3-15	Beispiele für Kennarten artenreichen Grünlands in Bayern: Sumpf-Dotterblume (<i>Caltha palustris</i>), Raue Nelke (<i>Dianthus armeria</i>) und Acker-Witwenblume (<i>Knautia arvensis</i>)	121
Abbildung 3-16	Zusammenhang zwischen landwirtschaftlicher Düngung und Reproduktionserfolg der Großtrappe in Brandenburg	122
Abbildung 3-17	Regionale Verteilung der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge	124
Abbildung 3-18	Überschreitung der Critical Loads für Eutrophierung im Jahr 2009.....	127
Abbildung 3-19	Überschreitung der Critical Loads durch Säureeinträge im Jahr 2009.....	128
Abbildung 3-20	Schematische Darstellung der Eutrophierung in einem stehenden Gewässer	133
Abbildung 3-21	Prozentuale Verteilung der Einstufung der Oberflächengewässer in Deutschland im Jahr 2009 nach den fünf ökologischen Zustandsklassen.....	133
Abbildung 3-22	Güteklassifikation Nitrat-Stickstoff 1982 bis 2012 des LAWA-Messnetzes	134
Abbildung 3-23	Eutrophierungsstatus der Nordsee einschließlich Kanal, Skagerrak und Kattegat.....	138
Abbildung 3-24	Eutrophierungsstatus der Ostsee für die Jahre 2007 bis 2011	139
Abbildung 3-25	Bewertung des Erhaltungszustandes der Lebensraumtypen im deutschen FFH-Bericht 2013.....	147
Abbildung 3-26	Vier sich ergänzende Handlungsansätze zur Reduktion der Schäden von reaktiven Stickstoffverbindungen	151
Abbildung 3-27	Wichtige Einflüsse reaktiver Stickstoffverbindungen auf die Klimabilanz	163
Abbildung 3-28	Trend der Emissionen von Kohlendioxid, Methan und Lachgas in Deutschland (Veränderung gegenüber 1990)	164

Abbildung 3-29	Lachgaskonzentrationen in situ für Deutschland, Irland und gemittelter globaler Trend.....	165
Abbildung 4-1	Die wichtigsten Verursacher der Einträge reaktiven Stickstoffs in Oberflächengewässer und Luft in Deutschland	175
Abbildung 4-2	Treiber und Verursacher der Stickstoffbelastung und ihre Wirkungen	176
Abbildung 4-3	Entwicklung der Weltbevölkerung und des Einsatzes von synthetischem Stickstoffdünger sowie der Fleischproduktion im 20. Jahrhundert	178
Abbildung 4-4	Stickstoffüberschüsse der Gesamtbilanz Deutschlands in Kilogramm pro Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche.....	180
Abbildung 4-5	Stickstoffflüsse in der Landwirtschaft	181
Abbildung 4-6	Prozentuale Veränderung der Tierbestände und absolute Zahlen für 1990 und 2010 bzw. 2013	185
Abbildung 4-7	Zunehmende Konzentration der Vieheinheiten je 100 Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche zwischen 1999 und 2007.....	186
Abbildung 4-8	Index der Erzeugerpreise landwirtschaftlicher Produkte (Getreide, Rinder) und Index der Einkaufspreise landwirtschaftlicher Betriebsmittel (Dünge- und Futtermittel).....	189
Abbildung 4-9	Anbau nachwachsender Rohstoffe in Deutschland (2013)	194
Abbildung 4-10	Entwicklung der Anbaufläche von Silomais, der Rinderbestände und der installierten elektrischen Leistung von Biogasanlagen (2003 bis 2013).....	194
Abbildung 4-11	Anzahl der Biogasanlagen und installierte Leistung.....	198
Abbildung 4-12	Durchschnittlicher Stickstofffußabdruck pro Person und Jahr in Deutschland.....	200
Abbildung 4-13	Prozentualer Anteil der Hauptverursacherbereiche an den Gesamtstickstoffoxidemissionen in Deutschland im Jahr 2012.....	205
Abbildung 4-14	Personen- und Güterverkehrsleistung der unterschiedlichen Verkehrs- bzw. Transportzweige in Deutschland im Jahr 2012	206
Abbildung 4-15	Entwicklung des globalen maritimen Transportaufkommens von 1970 bis 2012	212
Abbildung 4-16	Entwicklung der Stickstoffoxidemissionen aus der Energiewirtschaft in Deutschland 1990 bis 2012.....	215

Abbildung 4-17	Übersicht über Rechtsvorschriften für Feuerungsanlagen	216
Abbildung 5-1	Typen umweltpolitischer Instrumente	222
Abbildung 6-1	Emissionen und Emissionsprognosen für Stickstoffoxide und Ammoniak in Deutschland im Vergleich mit internationalen Reduktionsverpflichtungen bzw. -vorschlägen	253
Abbildung 6-2	NO _x -Beurteilungsgebiete zum Schutz der Vegetation im Jahr 2013	260
Abbildung 6-3	Umsetzungsschritte der Wasserrahmenrichtlinie mit Zeitplan.....	275
Abbildung 6-4	Zielerreichung und Inanspruchnahme von Ausnahmen für Grundwasserkörper in Deutschland	278
Abbildung 6-5	Häufigkeit der Nennung der einzelnen Maßnahmentypen und prozentualer Anteil, bei dem Umsetzungsverzögerungen auftreten.....	282
Abbildung 6-6	Gründe für Verzögerungen bei der Umsetzung von Maßnahmen zur Minderung der Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft in die Oberflächenwasserkörper.....	285
Abbildung 6-7	Umsetzungsstand der Maßnahmen zur Minderung der landwirtschaftlichen Nährstoffeinträge.....	285
Abbildung 6-8	Häufigkeit der Nennung der einzelnen Maßnahmentypen zur Minderung der Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft ins Grundwasser.....	286
Abbildung 6-9	Umsetzungsstand konzeptioneller Maßnahmen	287
Abbildung 6-10	Potenzial landwirtschaftlicher Maßnahmen zur Minderung des mineralischen Stickstoffgehaltes im Herbst im Boden	295
Abbildung 6-11	Wasserschutzgebiete in Deutschland	305
Abbildung 6-12	Berechnung des Flächensaldos nach Hoftorbilanz	325
Abbildung 6-13	Entwicklung der nach EEG vergüteten Biogasanlagen und installierter Leistung (Inbetriebnahme 1999 bis 2014).....	362
Abbildung 6-14	Zulässige (Grenzwert) und unter realen Fahrbedingungen gemessene Stickstoffoxidemissionen bei Diesel-Pkw verteilt über bestehende Euro-Standards	389
Abbildung 6-15	Prognose der Stickstoffoxidemissionen aus stationären Feuerungsanlagen.....	398
Abbildung 7-1	Strategien zum Schutz der Biodiversität.....	426

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1	Charakteristika von Kippunkten	43
Tabelle 2-2	Ableitung planetarischer Grenzen für Stickstoff.....	61
Tabelle 3-1	Die wichtigsten Stickstoffverbindungen	70
Tabelle 3-2	Der Stickstoffkreislauf	73
Tabelle 3-3	Die wichtigsten Ein- und Austräge in den Stickstoffkreislauf Deutschlands	78
Tabelle 3-4	Emissionsquellen für NO _x , NH ₃ und N ₂ O in Deutschland für das Jahr 2012.....	79
Tabelle 3-5	Denitrifikationskapazität im Boden.....	93
Tabelle 3-6	Beispiel für die Dauer der Wiedererholung (gemessen an der Artenanzahl) nach Belastungen mit reaktivem Stickstoff für verschiedene Ökosystemtypen.....	130
Tabelle 3-7	Critical-Load-Spannen für FFH-Lebensraumtypen als Ergebnis einer standort-/vegetationstypspezifischen Modellierung mit SMB/BERN	145
Tabelle 3-8	Wesentliche Regulierungen zum Schutz der biologischen Diversität.....	149
Tabelle 3-9	Reduzierung der Ökosystemleistungen durch Stickstoffeinträge	154
Tabelle 3-10	Monitoring und laufende bodenbezogene Messaktivitäten in Deutschland.....	156
Tabelle 3-11	Zahl der Monitoringmessstellen in Deutschland zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie	160
Tabelle 3-12	Treibhausgasemissionen in der deutschen Agrarwirtschaft (in 2005)	166
Tabelle 4-1	Virtueller Stickstofffaktor tierischer und pflanzlicher Produkte	184
Tabelle 4-2	Stickstoffoxidemissionen aus stationären Feuerungsanlagen in Deutschland 2012	214
Tabelle 6-1	Maßnahmen zur Minderung von NH ₃ -Emissionen.....	255
Tabelle 6-2	Vorgesehene und tatsächliche Zielerreichung für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie	274
Tabelle 6-3	Güteklassifizierung von Oberflächengewässern hinsichtlich des Nitratgehalts	280
Tabelle 6-4	Anzahl der Wasserkörper, für die landwirtschaftliche Maßnahmen vorgesehen sind	281

Tabelle 6-5	Maßnahmentypen zur Minderung der landwirtschaftlichen Nährstoffeinträge	283
Tabelle 6-6	Entwicklung der Anbaufläche für nachwachsende Rohstoffe in Niedersachsen von 2004 bis 2011	296
Tabelle 6-7	Schutzbestimmungen in den Wasserschutzgebieten nach SchALVO	298
Tabelle 6-8	Ausdehnungen von Trinkwasserschutzgebietszonen und dort festgelegte Beschränkungen	306
Tabelle 6-9	Empfehlungen des SRU, WBA und WBD (2013) zu düngerechtlichen Vorgaben und ihrem Vollzug (Novellierung der Düngeverordnung von 2006).....	321
Tabelle 6-10	Organisation des Vollzugs der Düngeverordnung und Kontrollhäufigkeit nach Bundesländern	329
Tabelle 6-11	Mehrjähriger Finanzrahmen 2014 bis 2020 von EU-Mitteln für die ländliche Entwicklung Deutschlands	341
Tabelle 6-12	Neue Mautsätze nach dem Gesetzesentwurf der Bundesregierung vom 1. September 2014.....	393
Tabelle 7-1	Stickstoffbezug von Zielen, Indikatoren und Trendentwicklungen der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie	424
Tabelle 7-2	Indikatoren und deren Zielwerte der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt mit Bezug zur Stickstoffproblematik	430
Tabelle 7-3	Modellierte Stickstoffreduktionsziele.....	440

Kurzfassung

Einleitung

*1. Die zu hohen Einträge von Stickstoffverbindungen sind eines der großen ungelösten Umweltprobleme unserer Zeit. Stickstoffverbindungen wie beispielsweise Stickstoffoxide und Ammoniak belasten Umwelt und Gesundheit auf vielfältige und komplexe Weise:

- Stickstoffeinträge tragen durch Eutrophierung und Versauerung zum Verlust von Biodiversität bei.
- Stickstoffoxide in der Luft schädigen direkt die menschliche Gesundheit, bilden gemeinsam mit Ammoniak gesundheitsschädlichen Feinstaub und fördern die Bildung von bodennahem Ozon.
- Nitrat im Trinkwasser und in Nahrungsmitteln belastet die menschliche Gesundheit, bei Nitrosaminen besteht der Verdacht auf kanzerogene Wirkungen.
- Lachgas schädigt die Ozonschicht und trägt zum Klimawandel bei.

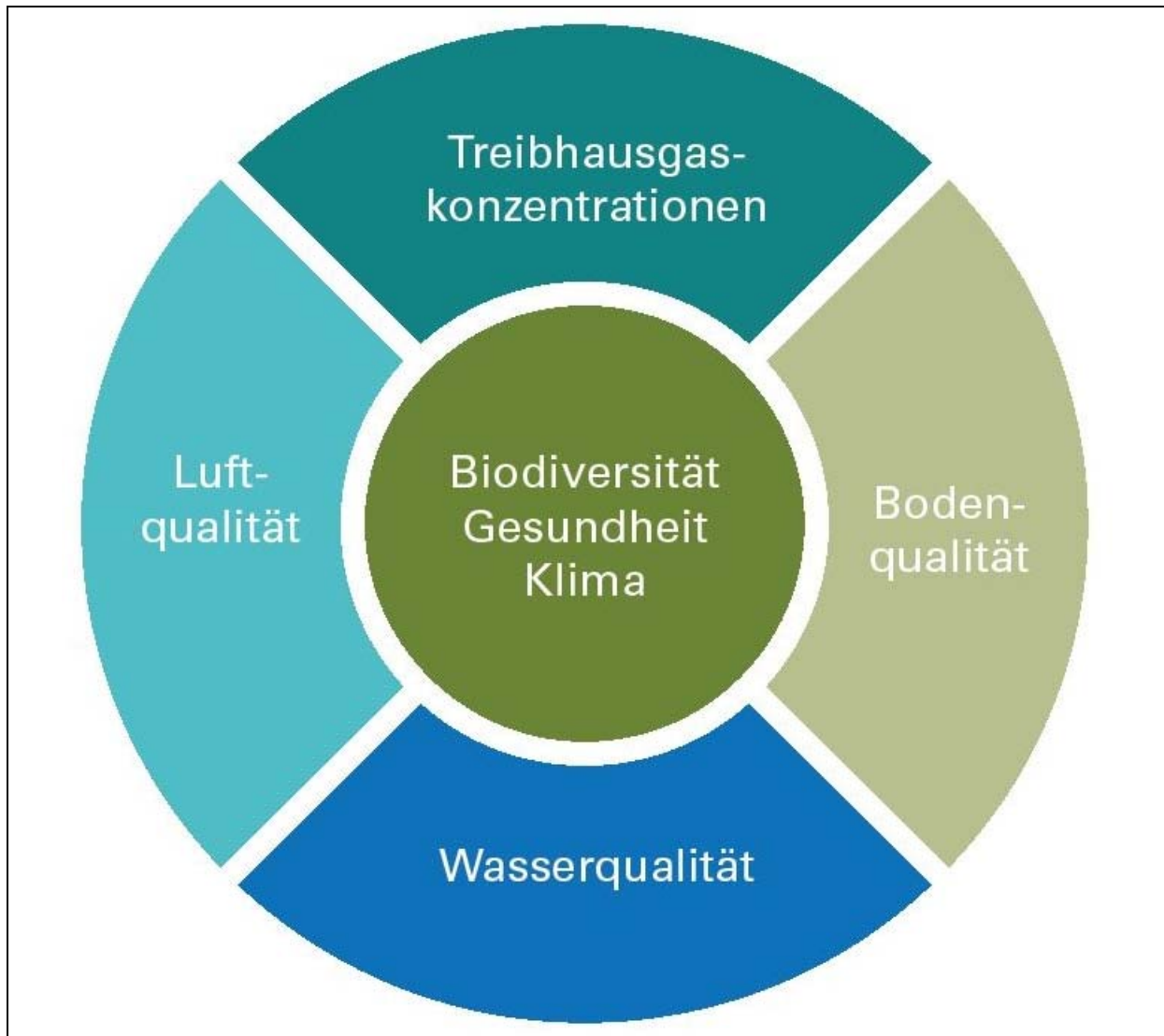
Stickstoff ist ein zentrales Element in dem Luft, Wasser und Boden umspannenden Kreislauf, der am Aufbau jeglichen Lebens beteiligt ist. 99 % des Stickstoffs liegt als relativ reaktions-träger Luftstickstoff vor, der zum Teil durch natürliche Prozesse zu chemisch und biologisch wirksamen (reaktiven) Stickstoffverbindungen umgewandelt werden kann. Zu den wichtigsten reaktiven Stickstoffverbindungen gehören Ammoniak (NH_3), Ammonium (NH_4^+), Stickstoffoxide (NO und NO_2), Nitrat (NO_3^-), Nitrit (NO_2^-), Lachgas (N_2O) sowie organische Verbindungen.

Der Mensch greift drastisch in den natürlichen Stickstoffkreislauf ein, insbesondere seit vor etwa einhundert Jahren ein industrielles Verfahren zur Herstellung von Düngemitteln entwickelt wurde, das nicht-reaktiven Luftstickstoff in reaktive Stickstoffverbindungen umwandelt. Seit Beginn der Industrialisierung hat sich die Freisetzung von reaktiven Stickstoffverbindungen fast verzehnfacht. Freigesetzt wird reaktiver Stickstoff vor allem durch die Verwendung von Düngemitteln, die Tierhaltung und durch Verbrennungsprozesse. Durch die räumliche Konzentration von bestimmten landwirtschaftlichen Produktionszweigen wie etwa der Tierhaltung entstehen lokal sehr stark belastete Gebiete.

Die Umweltbelastungen durch reaktive Stickstoffverbindungen spielen sich auf verschiedenen räumlichen Ebenen ab und interagieren teilweise miteinander. Primär lokal sind beispielsweise die Oberflächen- und die Grundwasserbelastung. Die Eutrophierung der Meere wird vorrangig durch weiter entfernte Belastungsquellen verursacht, insbesondere über Einträge aus Flüssen. Die Schädigung der Ozonschicht und der Klimawandel sind globale Phänomene. Somit ist Handeln auf allen politischen Ebenen geboten.

Abbildung 1

Vielfältige Belastungen durch Stickstoffverbindungen



SRU/SG 2015/Abb. 1

In vielen Bereichen konnten Stickstoffeinträge bereits gemindert werden, sie sind allerdings insgesamt immer noch viel zu hoch. In Deutschland führt der Gehalt an reaktivem Stickstoff in Wasser, Boden und Luft zu zum Teil erheblichen Belastungen. Im Jahr 2009 waren etwa 48 % der natürlichen und naturnahen terrestrischen Ökosysteme von Eutrophierung betroffen (siehe Abb. 3), 8 % von Versauerung. Nord und Ostsee sind ebenfalls in erheblichem Maße eutrophiert. Etwa 26 % aller Grundwasserkörper sind wegen hoher Nitratgehalte in einem schlechten chemischen Zustand. Dadurch wird auch die Trinkwassergewinnung beeinträchtigt. In einigen Regionen kann der Trinkwassergrenzwert für Nitrat nur noch durch zum Teil aufwändige Maßnahmen eingehalten werden. In Ballungsräumen wird die menschliche Gesundheit durch Stickstoffoxide und stickstoffhaltige Feinstäube belastet.

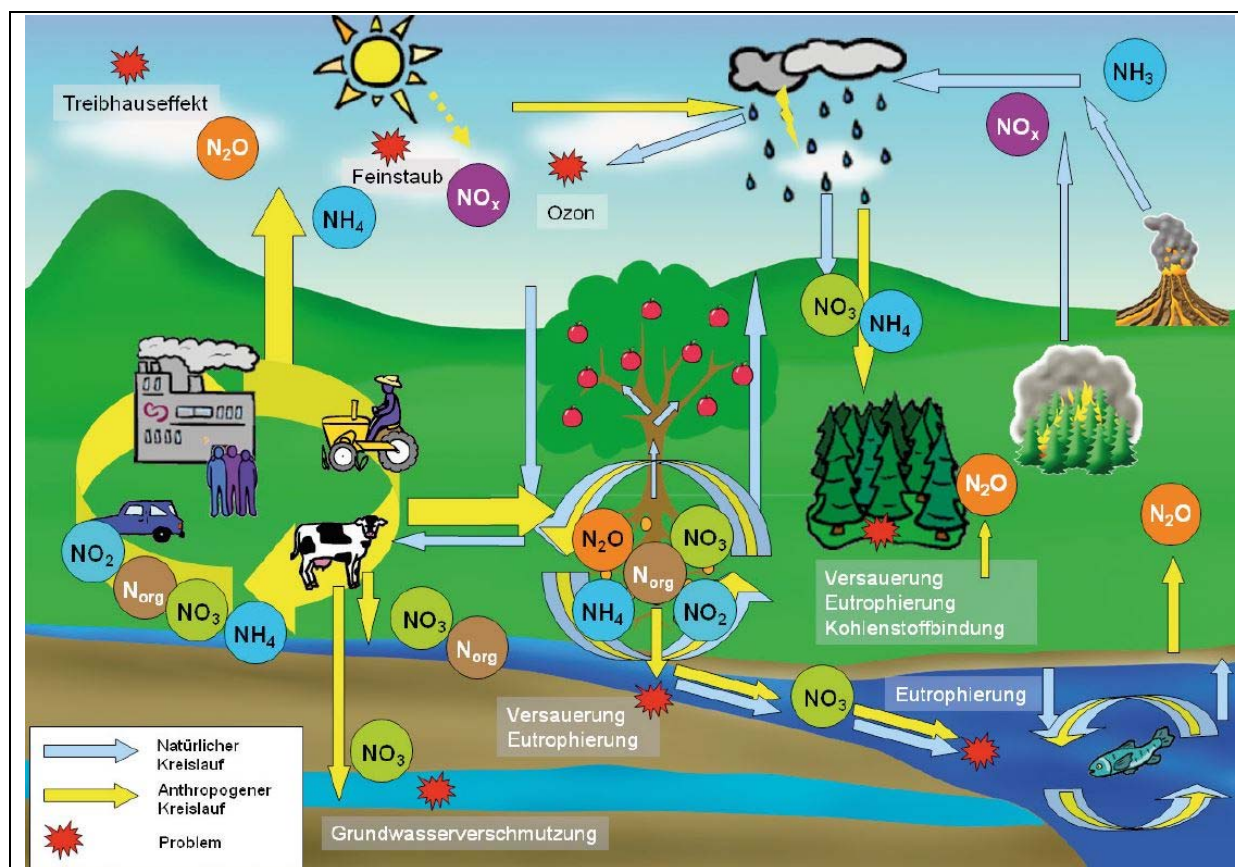
Bestehende und zum Teil rechtlich verbindliche Ziele der Luftreinhaltung, des Gewässerschutzes und des Naturschutzes werden deutlich verfehlt. Zu konstatieren ist ein grund-

legendes Umsetzungs- und Vollzugsdefizit. So hat die Europäische Kommission ein Vertragsverletzungsverfahren eingeleitet, weil Deutschland nicht genug gegen die Verunreinigung von Gewässern durch Nitrate getan hat.

Aus globaler Sicht ist besorgniserregend, dass die Grenzen der ökologischen Tragfähigkeit bei der Stickstoffbelastung überschritten sind. Dies birgt große Risiken für die langfristige Stabilität von Ökosystemen. Wissenschaftler schätzen, dass es nötig ist, global die Umwandlung von Luftstickstoff bei der Düngemittelherstellung von derzeit etwa 120 Mio. t auf circa 60 Mio. t pro Jahr zurückzuführen, um kritische Belastungsgrenzen einhalten zu können.

Abbildung 2

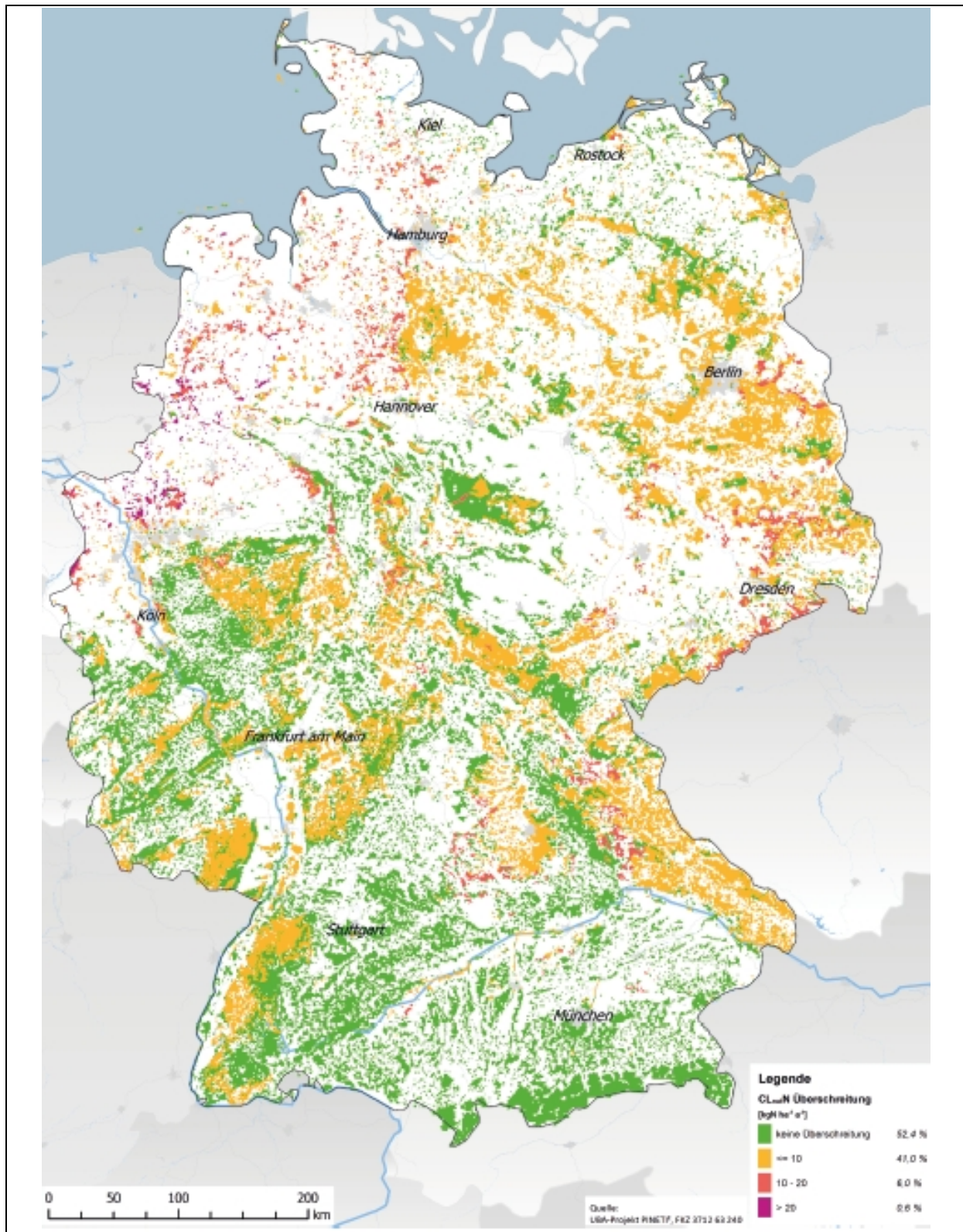
Der Stickstoffkreislauf



Quelle: Anne Christine Le Gall, INERIS (Copyright)

Abbildung 3

Überschreitung kritischer Belastungsgrenzen für Eutrophierung



Quelle: Schaap et al. (2014): Ermittlung und Bewertung der Einträge von versauernden und eutrophierenden Luftschadstoffen in terrestrische Ökosysteme. Zwischenbericht zum F&E-Vorhaben, FKZ 3712 63 240 1. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. Im Erscheinen.

Biodiversität als besondere Besorgnis

***2.** Der übermäßige Eintrag von reaktivem Stickstoff trägt erheblich zum Verlust von Biodiversität bei. Dabei wirken sich schon sehr geringe Einträge auf manche Arten und Ökosysteme ungünstig aus. Ohne eine effektive Strategie zur Minderung von Einträgen reaktiver Stickstoffverbindungen ist es kaum möglich, die Ziele und rechtlichen Vorgaben im Bereich des Naturschutzes einzuhalten, also beispielsweise geschützte Arten und Lebensräume in einen „günstigen Erhaltungszustand“ zu versetzen und eine „Verschlechterung des Zustands natürlicher Lebensräume“ zu vermeiden. Prozesse wie Versauerung, Stickstoffsättigung und Artenverlust lassen sich nicht oder nur in sehr langen Zeiträumen umkehren. Die zum Schutz der menschlichen Gesundheit festgelegten Grenzwerte sind bei weitem nicht ausreichend, um empfindlichere Arten und Ökosysteme ausreichend zu schützen.

Wesentliche Mechanismen sind die Eutrophierung (Überdüngung) und die Versauerung (verringertes pH-Wert durch Auswaschung von Basen). Beide Mechanismen verändern die Artenzusammensetzung, reduzieren die Artenanzahl und schwächen die Widerstandskraft gegenüber Störungen (zum Beispiel Trocken- und Froststress). Sichtbare Folgen sind beispielsweise der Verlust artenreicher Wiesen und wildkräuterreicher Ackerrandstreifen, übermäßige Schaumbildung am Meeresufer aufgrund von Algenblüten und die starke Zunahme von stickstoffliebenden Pflanzen – wie Brombeeren oder Brennnesseln – in Wäldern.

Diese Auswirkungen auf die Biodiversität verringern auch Ökosystemleistungen, beispielsweise den Erholungswert von Landschaft. Auch Ökosystemleistungen für die Landwirtschaft werden beeinträchtigt: Wenn hohe Stickstoffeinträge zum Verlust von Blütenpflanzen führen, dann verschwindet die Nahrungsgrundlage von Insekten, die damit weder für die Bestäubung noch als Nahrungsgrundlage für Vögel zur Verfügung stehen.

Das politische Problem: mangelnde Aufmerksamkeit, fragmentierte Zuständigkeiten, fehlende Integration

***3.** Die Umweltpolitik befasst sich seit Jahrzehnten mit der Regelung einzelner Stickstoffverbindungen in einzelnen Umweltmedien. Die mit Stickstoff verbundenen Umweltprobleme sind Gegenstand zahlreicher Politikinstrumente. Dennoch wird die Stickstoffproblematik nicht in ihrer gesamten Tragweite wahrgenommen und bearbeitet. Hauptgrund dafür ist, dass die Freisetzung von Stickstoffverbindungen eng mit den Produktionsgrundlagen unserer Wirtschaft verbunden ist, insbesondere in den Bereichen Landwirtschaft und Energie. Hinzu kommen politische und institutionelle Hemmnisse:

- Die rechtlichen Vorgaben und Zuständigkeiten innerhalb des Umweltbereichs sind fragmentiert: Auf die Synergien zwischen Gesundheits- und Biodiversitätsschutz, zwischen Gewässer-, Boden- und Klimaschutz und Luftreinhaltung wird noch unzureichend geachtet. Konflikte, z. B. zwischen Bioenergiepolitik und Stickstoffproblematik, wurden

nicht frühzeitig beachtet. Es gibt keine ausreichende Koordination der vernetzten Aufgaben zwischen den verschiedenen Ministerialabteilungen.

- Umweltaspekte werden von sektoralen Verwaltungen zu wenig priorisiert: Die für Landwirtschaft, Verkehr und Energie zuständigen Ministerien sind gefordert, die Stickstoffproblematik zu entschärfen. Zum einen können bestimmte umweltrechtliche Ziele nur mithilfe von Maßnahmen in diesen Sektoren erreicht werden, zum anderen sind die genannten Ministerien teilweise direkt für die Umsetzung zentraler umweltpolitischer Instrumente zuständig (z. B. das Bundeslandwirtschaftsministerium für die Düngeverordnung). Aus Sicht des SRU gewichten Verwaltungen – trotz gewisser positiver Veränderungen – häufig die wirtschaftlich relevanten Interessen der Verursacher zu stark gegenüber den Umwelt- und Naturschutzinteressen.

Empfehlungen

1. Eine nationale Stickstoffstrategie erarbeiten

*4. Der SRU empfiehlt der Bundesregierung, zusammen mit den Bundesländern eine nationale Stickstoffstrategie zu erarbeiten. Eine solche Strategie bietet wichtige Ansatzpunkte, um die genannten politisch-institutionellen Probleme zu lösen: Sie kann eine politische Agenda setzen, ein Forum für politische und gesellschaftliche Diskussionsprozesse schaffen, einen übergeordneten Begründungsrahmen für politische Handlungsprogramme liefern und breit getragene Politikziele formulieren. Damit dient eine nationale Stickstoffstrategie als Basis für die Kooperation zwischen verschiedenen staatlichen und nicht-staatlichen Akteuren. Die Strategie sollte zudem enge Bezüge zur Nationalen Nachhaltigkeitsstrategie und zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt herstellen. Sie kann außerdem einen Beitrag dazu leisten, die Ziele des 7. Umweltaktionsprogramms der EU umzusetzen und langfristig neue Impulse für die europäische Umweltpolitik zu setzen.

Die nationale Stickstoffstrategie sollte folgende Elemente beinhalten:

- Stickstoffrelevante Ziele sollten gebündelt und das Zielsystem weiterentwickelt werden. Als Leitgröße sollte ein übergeordnetes Ziel für den noch akzeptablen Gesamteintrag von reaktivem Stickstoff in die Umwelt in Deutschland definiert werden. Dieses übergeordnete Ziel sollte sich an der Belastbarkeit der Ökosysteme orientieren und in einem interaktiven Prozess unter Beteiligung von Wissenschaft und gesellschaftlichen Gruppen festgelegt werden. Basis dieses Prozesses sollte eine medienübergreifende Modellierung der Einträge und Wirkungen reaktiver Stickstoffverbindungen sein. Das übergeordnete Ziel sollte mit Zielen für den Stickstoffeinsatz in der Landwirtschaft und für Stickstoffemissionen aus dem Verkehrs- und Energiesektor unteretzt werden.

- Die Stickstoffstrategie sollte bestehende Maßnahmen und Regelungen zur Stickstoffminderung zusammenführen und den darüber hinausgehenden mittel- und langfristigen Handlungsbedarf identifizieren.
- Die Strategie sollte durch ein ambitioniertes Maßnahmenprogramm unterlegt und im Rahmen eines regelmäßigen Monitorings überprüft werden.
- Die nationale Stickstoffstrategie sollte politisch hochrangig verankert sein, mit ausreichenden finanziellen und personellen Mitteln ausgestattet werden und auf enger Kooperation mit den Bundesländern und gesellschaftlichen Akteuren basieren.
- Als ersten Schritt hin zu einer integrierten Stickstoffstrategie sollte die Stickstoffproblematik einen Schwerpunktbereich im nationalen Umweltprogramm 2030 bilden.

2. Das Zielsystem auf mehreren Ebenen weiterentwickeln

***5.** Eine ambitionierte Strategie zur Minderung von Stickstoffeinträgen erfordert ein Zielsystem, das die Problemstruktur widerspiegelt. Die Stickstoffproblematik ist von Wirkungen, Stoffumwandlungen und medienübergreifenden Stoffflüssen auf lokaler, regionaler und globaler Ebene geprägt. Das nationale und europäische Umweltrecht formuliert eine Reihe von Qualitätszielen, deren Umsetzung allerdings zu schwach ist und denen ein übergreifendes Handlungsziel fehlt:

- **Übergreifende Reduktionsziele:** Um eine Orientierung für den Handlungsbedarf zu geben und diesen besser öffentlich kommunizieren zu können, sollten auf nationaler, europäischer und globaler Ebene Reduktionsziele für den Gesamteintrag von reaktiven Stickstoffverbindungen entwickelt werden. Es ist davon auszugehen, dass in Deutschland mindestens eine Halbierung der Stickstoffeinträge notwendig ist, um bestehende nationale und europäische Qualitätsziele zu erreichen. In stark belasteten oder empfindlichen Gebieten werden noch weitergehende Minderungen erforderlich sein.
- **Luftemissionen:** Die nationalen Emissionshöchstmengen für Stickstoffoxide und für Ammoniak sollten dringend verschärft werden. Die von der Europäischen Kommission im Zuge der Weiterentwicklung der NEC-Richtlinie vorgeschlagenen Reduktionsziele für 2030 (– 39 % für Ammoniak, – 69 % für Stickstoffoxide) sind ein wichtiger Schritt, aber aus Wirkungssicht noch nicht ausreichend. Würden die Minderungsziele des Kommissionsvorschlags eingehalten, wären in Deutschland im Jahr 2030 immer noch auf 40 % der natürlichen und halbnatürlichen Ökosysteme die kritischen Eintragswerte für Eutrophierung überschritten, die Belastung der menschlichen Gesundheit durch Feinstaub und bodennahes Ozon würde gegenüber 2005 nur um 49 % bzw. um 33 % reduziert. Die Bundesregierung sollte den Kommissionsvorschlag dennoch unterstützen und dafür eintreten, dass diese Reduktionsziele in den zu erwartenden schwierigen Verhandlungen keinesfalls abgeschwächt werden. Sie sollte sich zudem dafür einsetzen, dass zusätzlich

rechtlich verbindliche Zwischenziele für 2025 festgelegt werden, damit Mitgliedstaaten bereits jetzt Maßnahmen ergreifen.

- **Luftqualität:** Obwohl die Luftqualitätszielwerte und -grenzwerte zum Schutz der Gesundheit – vor allem an verkehrsreichen Straßen – immer noch regelmäßig überschritten werden, ist eine weitere Verschärfung notwendig. Der SRU empfiehlt, in der Luftqualitätsrichtlinie den Jahresmittelgrenzwert für Stickstoffdioxid auf 20 µg/m³ herabzusetzen und die Luftqualitätszielwerte und -grenzwerte für Feinstaub und Ozon an die strengeren Leitwerte der World Health Organization (WHO) anzupassen (Ozon 100 µg/m³ als 8-Stundenmittel, PM₁₀ 20 µg/m³ als Jahresmittelgrenzwert sowie für PM_{2,5} 25 µg/m³ als Kurzzeitgrenzwert und 10 µg/m³ als Jahresmittelgrenzwert).
- **Gewässerschutz:** Die bestehenden Umweltqualitätsziele im Gewässerschutz sind anspruchsvoll, sie werden jedoch eklatant verfehlt. Die in Deutschland zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie geplanten Maßnahmen- und Bewirtschaftungspläne reichen nicht aus, um diese Ziele zu erreichen. Beim Meeresschutz empfiehlt der SRU die Erarbeitung von regional abgestimmten Stickstoffminderungszielen für die Nordsee in Analogie zu den Minderungszielen für die Ostsee.
- **Biodiversitätsschutz:** Langfristig sollen in der EU die Grenzwerte für kritische Einträge (Critical Loads) und die Toleranzwerte (Critical Levels) von Ökosystemen nicht überschritten werden (7. Umweltaktionsprogramm der EU). In der nationalen Biodiversitätsstrategie formuliert die Bundesregierung das anspruchsvolle Ziel, bereits bis 2020 auch die empfindlichen Ökosysteme nachhaltig vor Eutrophierung zu schützen. Es ist absehbar, dass diese Ziele ohne einen schnellen und dauerhaften Politikwechsel verfehlt werden. Der SRU regt zudem an, auch für Ammoniak Grenzwerte zum Schutz terrestrischer Ökosysteme in die Luftqualitätsrichtlinie aufzunehmen und ihre Einhaltung durch regionale Luftreinhaltepläne zu unterstützen.

3. Einander ergänzende Handlungsansätze verfolgen

*6. Das Ausmaß der Umweltwirkungen durch reaktive Stickstoffverbindungen ist regional und lokal sehr unterschiedlich. Eine medienübergreifende Stickstoffstrategie muss daher auf mehreren, sich ergänzenden Handlungsansätzen beruhen:

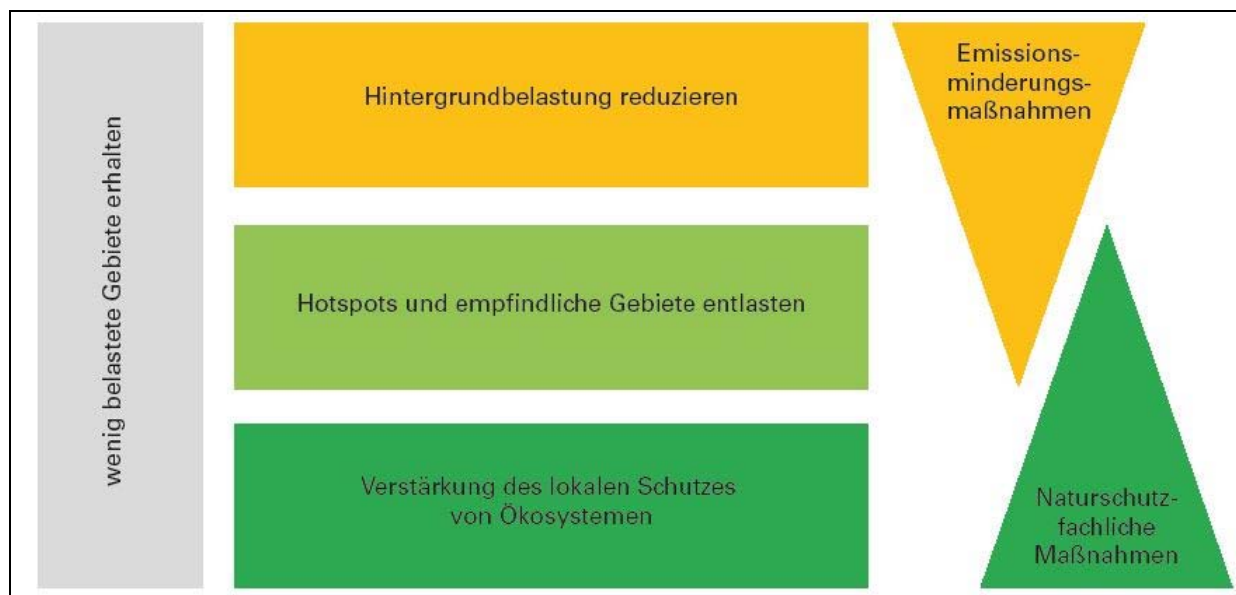
- **Hintergrundbelastung reduzieren:** Die Emissionen reaktiver Stickstoffverbindungen müssen flächendeckend deutlich gemindert werden, um insbesondere empfindliche terrestrische Ökosysteme, die Meere und die menschliche Gesundheit zu schützen.
- **Einträge in Hotspots und empfindliche Gebiete verringern:** In bestimmten Regionen Deutschlands fallen sehr hohe Stickstoffüberschüsse aus der Landwirtschaft an. In verkehrsreichen Ballungsräumen ist die Luft teilweise stark durch Stickstoffdioxid belastet. Andere Gebiete, beispielsweise Hochmoore, sind besonders empfindlich gegenüber Stickstoffeinträgen. Hotspot-Regionen und empfindliche Gebiete müssen durch regional

und lokal wirksame Instrumente entlastet werden. Ansatzpunkte dafür bieten beispielsweise die Luftreinhalteplanung und die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie.

- **Schutz von Ökosystemen durch naturschutzfachliche Maßnahmen verstärken:** Wo die vorhergehenden Maßnahmen zum Schutz empfindlicher Gebiete nicht ausreichen, sollten ergänzend naturschutzfachliche Managementmaßnahmen ergriffen werden. Beispielsweise kann auch mit bestehendem rechtlichen Instrumentarium im Rahmen des lokalen Schutzgebietsmanagements die landwirtschaftliche Düngung eingeschränkt werden. Es können um Naturschutzgebiete herum Pufferzonen eingerichtet werden, in denen das Land nur unter Auflagen bewirtschaftet werden kann. Auch Maßnahmen des Vertragsnaturschutzes und Agrarumweltmaßnahmen können Stickstoffeinträge reduzieren und die Auswirkungen von nicht vermeidbaren Stickstoffeinträgen mindern.
- **Bislang wenig belastete Gebiete erhalten:** In diesen Gebieten haben sich Arten und Ökosysteme erhalten, die durch eine zunehmende Stickstoffbelastung gefährdet wären. Deshalb ist es hier besonders wichtig, keinen weiteren Anstieg der Stickstoffeinträge zuzulassen.

Abbildung 4

Vier einander ergänzende Ansätze zur Reduktion der Schäden von reaktiven Stickstoffverbindungen



SRU/SG 2015/Abb. 4

4. Einträge aus der Landwirtschaft reduzieren

*7. Die Landwirtschaft ist der größte Emittent von Stickstoffverbindungen und sollte bei der Emissionsminderung eine Schlüsselrolle spielen. Das Minderungspotenzial in diesem Sektor ist nach wie vor enorm. Das bestehende ordnungsrechtliche Instrumentarium muss deutlich nachgeschärft und der Vollzug muss verbessert werden.

- **EU-Agrarpolitik weiter reformieren und ambitioniert umsetzen:** Die Ergebnisse der Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik sind aus Sicht von Umwelt- und Naturschutz ernüchternd. Die ökologischen Anforderungen bei Agrarsubventionen sind – auch mit Unterstützung der deutschen Bundesregierung – im Verlauf der Verhandlungen abgeschwächt worden. Spielräume für eine ökologisch vorteilhafte Umsetzung in Deutschland wurden nicht genutzt. Bei der Halbzeitüberprüfung 2017 sollte dringend nachgebessert werden. Der SRU plädiert grundsätzlich dafür, dass öffentliche Gelder nur noch für öffentliche Güter ausgegeben werden. Die Mittel für Agrarumweltprogramme müssen deutlich aufgestockt werden. Die mit den Agrarsubventionen verknüpften Umweltauflagen sollten zudem verschärft werden. Prioritär sind das Verbot von Grünlandumbruch, ambitionierte Vorgaben für ökologische Vorrangflächen und die Anbaudiversifizierung.
- **Die Düngeverordnung reformieren und stringent vollziehen:** Die Düngeverordnung ist ein zentrales Instrument für die Minderung von Stickstoffeinträgen. Nur eine weitreichende Reform kann dazu beitragen, dass die Umweltqualitätsziele für Oberflächengewässer, Grundwasser, Luft und Biodiversität erreicht werden. Bei der derzeit diskutierten Reform der Düngeverordnung sind eine verbindliche Düngeplanung, die Einbeziehung aller organischen Düngemittel (insbesondere der gesamten Gärreste aus Biogasanlagen) in die Ausbringungsobergrenzen, strengere Anforderungen an die Ausbringungstechnik, die Erstellung eines Nährstoffvergleichs nach der Methode der Hoftorbilanz und strengere Kontrollen und Sanktionen für einen besseren Vollzug der Vorgaben von besonderer Bedeutung. Es sollten die rechtlichen Voraussetzungen dafür geschaffen werden, verfügbare Daten von landwirtschaftlichen Betrieben zusammenzuführen und im Vollzug zu verwenden. Dies würde den Behörden die Kontrolle und das Monitoring erheblich erleichtern.
- **Ordnungsrechtliche Maßnahmen in den Bundesländern ergreifen:** Zusätzlich zur Reform der Düngeverordnung sind weitere Anstrengungen in der Landwirtschaft erforderlich, um die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie zu erreichen. Die bisherigen freiwilligen Maßnahmen (Agrarumweltmaßnahmen und landwirtschaftliche Beratung) reichen nicht aus. Deshalb sollten die Bundesländer in stärkerem Maße verpflichtende Maßnahmen ergreifen (z. B. Ausweisung von Wasserschutzgebieten), auch um dem Verursacherprinzip besser gerecht zu werden.
- **Stickstoffüberschussabgabe einführen:** Der Reduktionsbedarf ist so groß, dass zusätzlich zur beschriebenen Verschärfung des Ordnungsrechts eine Abgabe eingeführt werden sollte, die am Stickstoffüberschuss des individuellen Betriebs ansetzt. Ein solches ökonomisches Instrument schafft Anreize, das Gesamtemissionsniveau kosteneffizient über ordnungsrechtliche Anforderungen hinaus zu senken. Die eingenommenen Mittel sollten nach Deckung der administrativen Kosten in den landwirtschaftlichen Sektor zurückfließen (z. B. in Form von Beratungsangeboten, Förderung von technischen

Maßnahmen zur Emissionsminderung oder von Managementmaßnahmen in sensiblen Naturräumen).

- **Vorgaben räumlich differenzieren:** Verschärfte Vorgaben werden zu einem verstärkten Transport von Wirtschaftsdünger führen. Dies ist zu begrüßen, wenn dadurch Mineraldünger sinnvoll ersetzt wird. Selbst dann wird es jedoch vermutlich zu einem Anstieg der Überschüsse in der aufnehmenden Region kommen, da Wirtschaftsdünger eine geringere Düngeeffizienz aufweist. In manchen Regionen führen aber höhere Überschüsse wegen ungünstiger Standorteigenschaften oder der Nähe zu empfindlichen Ökosystemen zu einem größeren Schaden als in der Ursprungsregion. Dem muss durch schärfere Vorgaben in den aufnehmenden Regionen entgegengewirkt werden.
- **Den Begriff der „guten fachlichen Praxis“ anspruchsvoller ausgestalten:** Die gute fachliche Praxis beschreibt das von Landwirten zwingend und ohne Entschädigung einzuhaltende Schutzniveau. Der SRU empfiehlt, die mit der guten fachlichen Praxis verbundenen gesetzlichen Pflichten zu präzisieren, Durchsetzungsmechanismen für die Verwaltung zu formulieren und Standards zu verschärfen (z. B. im Hinblick auf die verlustarme Ausbringung von Gülle).
- **Anforderungen an Tierhaltungsanlagen verschärfen:** Tierhaltungsanlagen sind besonders relevant für die Belastung der Ökosysteme mit Ammoniak. Im Rahmen der Novellierung der TA Luft sollten klare und anspruchsvolle Vorgaben für Tierhaltungsanlagen geschaffen werden. Dabei sollte für alle zwangsbelüfteten Schweinemastanlagen eine Abluftreinigung vorgeschrieben werden, mit Übergangfristen und, wo erforderlich, Einzelfallprüfungen für bestehende Stallbauten. Bei Geflügelbetrieben muss der Stand der Technik für Abluftreinigungsanlagen weiterentwickelt werden. Für kleinere Anlagen, die nicht unter die TA Luft fallen, sollten Anforderungen an Errichtung, Beschaffenheit und Betrieb formuliert werden.

5. Biogaserzeugung umweltgerecht gestalten

*8. Die Biogaserzeugung verschärft das bestehende Stickstoffproblem in der landwirtschaftlichen Produktion. Der SRU begrüßt daher grundsätzlich, dass die EEG-Novellen 2012 und 2014 den Ausbau der Biomasse bremsen. Bei Neuanlagen sollte die Biogaserzeugung nach Ansicht des SRU künftig primär auf der energetischen Nutzung von Rest- und Abfallstoffen beruhen.

Die größte Herausforderung liegt allerdings darin, negative Umweltwirkungen bestehender Anlagen zu reduzieren. Bei der nächsten Novelle des EEG sind daher verstärkte Anreize zur Flexibilisierung mit einer Reduktion der erzeugten Strommenge und damit des Substrateinsatzes zu verbinden. So kann die Stickstoffbelastung durch den Energiepflanzenanbau verringert werden, während gleichzeitig die Energiewende durch flexible Stromerzeugung

unterstützt wird. Landwirtschaftlich genutzte Gärreste sollten vollständig in die Vorgaben zur Düngung einbezogen werden, um Stickstoffeinträge in die Umwelt zu reduzieren.

6. Lebensmittelkonsum schrittweise verändern

***9.** Stickstoffüberschüsse können nur dann ausreichend verringert werden, wenn höhere Umwelanforderungen an die Landwirtschaft in Deutschland mit veränderten Konsummustern einhergehen. Dies gilt gerade auch aus globaler Sicht, da Problemverschiebungen durch Lebensmittelimporte zu vermeiden sind. Der derzeit hohe Konsum tierischer Produkte wie Fleisch, Eier und Milch sollte gesenkt und Lebensmittelabfälle reduziert werden. Der Gemüseanbau kann ebenfalls mit erheblichen Stickstoffeinträgen in die Umwelt verbunden sein, auch damit das Gemüse besonders ansprechend aussieht. Die Verbraucherinformation zu diesem Zusammenhang sollte verbessert werden.

Konsummuster sind schwer zu beeinflussen. Um dennoch einen schrittweisen Wandel zu erreichen, empfiehlt der SRU eine Kombination von zielgruppenspezifischer Information und ökonomischen Instrumenten, die dafür sorgen, dass die Umweltkosten sich stärker im Preis von tierischen Produkten spiegeln. Beispielsweise sollte der reduzierte Mehrwertsteuersatz für Fleisch, Eier und Milchprodukte abgeschafft werden. Außerdem sollten weitere nicht-monetäre Instrumente geprüft werden. So könnte beispielsweise der Staat als Betreiber vieler Kantinen seine Vorbildfunktion stärker wahrnehmen und eine attraktive Auswahl von vegetarischen Gerichten und „halben“ Fleischportionen anbieten.

7. Verkehr technisch und strukturell umgestalten

***10.** Für eine nachhaltige Minderung der Stickstoffemissionen aus dem Verkehr sind sowohl technische als auch strukturelle Maßnahmen erforderlich. Die wichtigsten Empfehlungen des SRU sind:

- **Abgasnormen weiterentwickeln:** Die europäischen Abgasnormen für Pkw, Lkw und mobile Maschinen sollten weiterentwickelt werden. Kritisch sieht der SRU insbesondere, dass Emissionsgrenzwerte von Diesel-Pkw in der Praxis zum Teil sehr deutlich überschritten werden, weil die Prüfstandemissionen nicht den tatsächlichen Emissionen im Fahrbetrieb entsprechen. Hier besteht dringender Handlungsbedarf.
- **Umweltzonen weiterentwickeln:** Bislang werden Umweltzonen primär zur Minderung von Feinstaub eingesetzt. Dabei entstehen bereits Synergieeffekte in Bezug auf Stickstoffdioxidemissionen. Eine direkte Einbeziehung von Stickstoffdioxid durch Fahrverbote für Fahrzeuge, die anspruchsvolle Grenzwerte nicht einhalten, könnte diese positiven Effekte verstärken. Darüber hinaus empfiehlt der SRU, auch mobile Maschinen und Geräte (z. B. Baumaschinen) einzubeziehen.
- **Dieselfahrzeuge gegenüber Benzinfahrzeugen gleichstellen:** Dieseldieselfahrzeuge werden gegenüber Benzin steuerlich bevorzugt. Dies ist ein Grund für die deutliche Zunahme der

Anzahl von Diesel- Pkw, die derzeit mehr Stickstoffoxide emittieren als benzinbetriebene Pkw. Diese Steuerprivilegierung ist aus Umweltsicht nicht gerechtfertigt.

- **Emissionen von Lkw senken:** Durch eine Ausweitung der Lkw-Maut auf Nutzfahrzeuge ab 3,5 Tonnen und alle Bundesstraßen sollten weitergehende Anreize für die Minderung der Stickstoffoxidemissionen von Lkw gegeben werden. Der SRU hält es außerdem für notwendig, auf europäischer Ebene die Grundlage dafür zu schaffen, dass in der Lkw-Maut sämtliche Kosten durch Luftschadstoffbelastungen berücksichtigt werden können.
- **Emissionen des Schiffsverkehrs senken:** Die Emissionen der Seeschifffahrt werden international geregelt. Der SRU befürwortet die Bemühungen der Bundesregierung, die Nord- und Ostsee auf Ebene der Internationalen Seeschifffahrtsorganisation als Stickstoffoxidüberwachungsgebiete ausweisen zu lassen, um dort in Zukunft strengere Emissionsstandards durchzusetzen. Diese Maßnahmen reichen auf Dauer allerdings nicht aus, um Umwelt und Gesundheit adäquat zu schützen. Notwendig sind auch umfassendere Veränderungen der Verkehrssysteme, beispielweise die Entwicklung von integrierten, umweltfreundlichen Mobilitätskonzepten in Ballungsräumen, die Elektrifizierung weiter Teile des Straßenverkehrs auf Basis erneuerbaren Stroms und die Entwicklung umweltschonender Antriebe im Schiffsverkehr.

8. Emissionen aus der Stromerzeugung weiter mindern

*11. Kraftwerke gehören zu den Hauptverursachern der Stickstoffoxidemissionen. Die im Rahmen der Energiewende geplante schrittweise Reduzierung der fossilen Stromerzeugung wird die Stickstoffoxidemissionen langfristig stark senken. Allerdings könnten alte Kohlekraftwerke mit hohen Stickstoffoxidemissionen aufgrund der niedrigen Betriebskosten noch viele Jahre wirtschaftlich betrieben werden. Auch Stromerzeugung aus Biomasse setzt erhebliche Mengen an Stickstoffoxid frei. Vor diesem Hintergrund kommt der SRU zu folgenden Empfehlungen:

- **Einen Kohleausstiegskonsens erarbeiten:** Die weitere Entwicklung des fossilen Kraftwerksparks sollte nicht allein den Marktkräften überlassen werden. Die Bundesregierung sollte sich für einen verhandelten Kohleausstieg einsetzen, der es erlaubt, besonders ineffiziente Kraftwerke zuerst vom Markt zu nehmen. Diese Maßnahme wäre auch aus Sicht des Klimaschutzes positiv zu bewerten und würde den für die Energiewende notwendigen Strukturwandel im Kraftwerkspark unterstützen.
- **Strenge Grenzwerte für fossil und biogen betriebene Kraftwerke festlegen:** Die bisher gültigen Grenzwerte für Stickstoffoxide entsprechen nicht mehr dem Stand der Technik und sollten verschärft werden. Dies sollte nicht nur für die wenigen zu erwartenden Neuanlagen, sondern wegen des großen Minderungspotenzials gerade auch für Bestandsanlagen gelten.

Ausblick

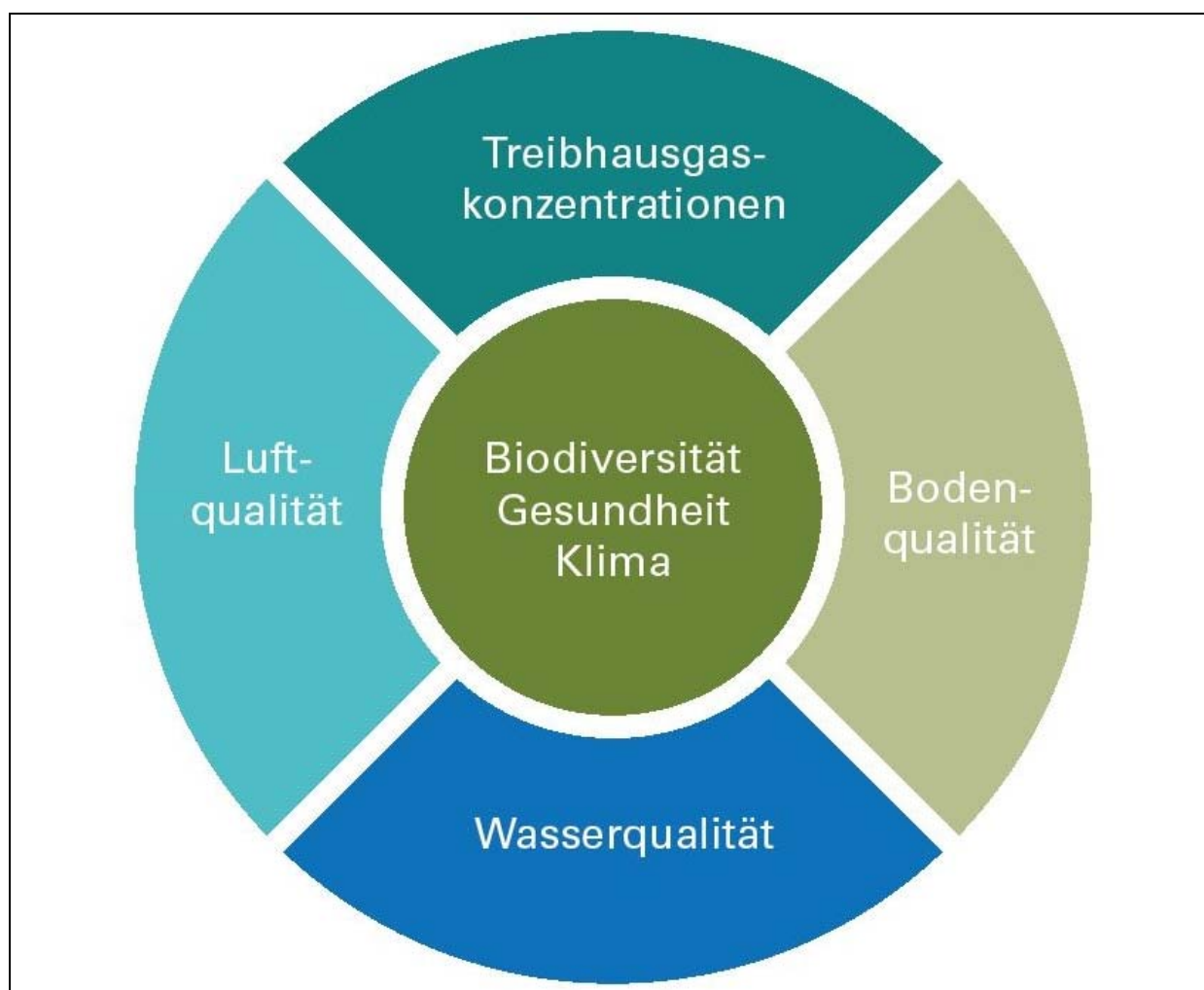
***12.** Die Einträge reaktiver Stickstoffverbindungen sind inzwischen so hoch, dass globale Tragfähigkeitsgrenzen überschritten werden. Die Notwendigkeit einer deutlichen Verminderung der Stickstoffeinträge zeigt sich auf allen politischen Handlungsebenen von lokalen bis hin zu globalen Umweltthemen. Eine effektive Reduktionspolitik wird über Effizienzmaßnahmen hinausgehen und auch unsere Lebensgewohnheiten ansprechen müssen, zum Beispiel bei der Ernährung. In diesem Sinne muss sie transformativ sein, um ein „gutes Leben innerhalb der Belastbarkeitsgrenzen unseres Planeten“ (7. Umweltaktionsprogramm der EU) erreichen zu können. Deutschland ist bei der Stickstoffproblematik alles andere als ein Vorreiterland. Dies sollte sich grundlegend ändern. Dieses Sondergutachten liefert hierzu Impulse und Ideen.

1 Problemstellung und Zielsetzung des Sondergutachtens

1. Mit dem vorliegenden Sondergutachten möchte der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) auf ein bedeutendes, nach wie vor ungelöstes Umweltproblem des 21. Jahrhunderts aufmerksam machen: den übermäßigen Eintrag von Stickstoffverbindungen in Wasser, Boden und Luft. Stickstoffverbindungen sind – mit Ausnahme des elementaren Luftstickstoffs – reaktive Verbindungen, die zwar für das Wachstum von Pflanzen und damit auch die menschliche Ernährung essenziell sind, in den letzten Jahrzehnten aber zunehmend zur Versauerung und Eutrophierung von Ökosystemen und damit zu einem Verlust an Biodiversität beigetragen haben. Außerdem gefährden zu hohe Konzentrationen an reaktiven Stickstoffverbindungen in Luft und Grundwasser die menschliche Gesundheit und die Stickstoffverbindung Lachgas trägt als ein äußerst wirksames Treibhausgas zum Klimawandel bei (vgl. Abb. 1-1).

Abbildung 1-1

Belastungen durch den Eintrag reaktiver Stickstoffverbindungen in die Umwelt



2. Für die globale Ebene wurde die Überfrachtung mit Nährstoffen von ROCKSTRÖM et al. (2009) neben dem Klimawandel und dem Verlust der biologischen Diversität als der dritte Bereich identifiziert, in dem kritische Belastungsschwellen („planetarische Grenzen“) überschritten wurden. Die Bedeutung der ökologischen Grenzen hat der SRU bereits in seinem Umweltgutachten 2012 (SRU 2012) hervorgehoben und gefordert, dass das Konzept des „sicheren Handlungsraumes“ in den Mittelpunkt der umwelt-, wirtschafts- und gesellschaftspolitischen Debatte gerückt werden sollte.

3. Die Wirkungszusammenhänge von Stickstoffverbindungen sind komplex. Die unterschiedlichen Stickstoffverbindungen sind in der Lage, sich ineinander umzuwandeln und können von einem Umweltmedium ins andere übergehen. Sie können in Luft und Wasser unterschiedlich weit transportiert werden, sodass ihre Wirkungen regional, kontinental oder auch global auftreten können. Stickstoffverbindungen können aber auch jahrelang im Boden oder im Meeressediment lagern, bevor sie wieder wirksam werden. Daher können die Auswirkungen der Stickstoffbelastungen schleichend oder auch verzögert eintreten. Insgesamt ist der Transport des Stickstoffs durch die Umweltmedien und dadurch die zeitliche und räumliche Entkopplung von Ursache und Wirkung für die Stickstoffproblematik typisch.

Ein weiteres Merkmal der Stickstoffbelastungen ist, dass viele Wirkungen zwar belegt, aber oft nicht ohne weiteres sichtbar sind. Es ist noch relativ leicht zu sehen, dass die Fläche artenreicher Wiesen und bunt blühender Ackerrandstreifen abgenommen hat. Sichtbar sind auch die Folgen von Algenblüten wie zum Beispiel Schaumbildung am Meeresufer oder die übermäßige Zunahme von stickstoffliebenden Pflanzen – Brombeere oder Brennnessel – in Wäldern. Schwieriger zu erkennen sind dagegen viele Änderungen von Ökosystemfunktionen, beispielsweise, dass eutrophierte Wälder anfälliger für Stressereignisse sind, oder dass in den Meeren sauerstofffreie Zonen zunehmen, in denen keine höheren Organismen mehr leben können.

4. Daher möchte der SRU in diesem Sondergutachten – neben den Auswirkungen der Stickstoffeinträge auf die menschliche Gesundheit und das Klima – auch die Folgen des Stickstoffeintrags für die Biodiversität in den Fokus nehmen. Auch die Nationale Biodiversitätsstrategie (BMU 2007) weist darauf hin, dass reaktive Stickstoffbelastungen die biologische Diversität gefährden. Um diese Belastungen zu mindern, hat sich die Bundesregierung in der Nationalen Biodiversitätsstrategie das Ziel gesetzt, dass bis zum Jahre 2015 die Flüsse, Seen, Übergangs- und Küstengewässer einen guten chemischen und guten ökologischen Zustand aufweisen. Bis 2020 sollen die Belastungswerte (Critical Loads und Levels) für Versauerungs- und Nährstoffeinträge (Eutrophierung) und für Ozon eingehalten werden, sodass auch empfindliche Ökosysteme nachhaltig geschützt sind.

Die Belastungssituation für 2009 in Deutschland zeigt aber, dass rund 48 % der Fläche natürlicher und halbnatürlicher terrestrischer Ökosysteme von Eutrophierung betroffen sind, rund 8 % der Fläche sind durch Versauerung belastet. Die Übergangs- und Küstengewässer

der Nord- und Ostsee verfehlen fast alle aufgrund von Eutrophierungseffekten die Ziele der europäischen Wasserrahmenrichtlinie. Etwa ein Viertel aller Grundwasserkörper in Deutschland sind aufgrund hoher Nitratgehalte in einem schlechten chemischen Zustand. In Ballungsräumen führen luftgetragene Stickstoffverbindungen zu Überschreitungen von Grenzwerten, die zum Schutz der menschlichen Gesundheit bestehen. Die wichtigsten anthropogenen Emissionsquellen für reaktive Stickstoffverbindungen sind in Deutschland die landwirtschaftliche Produktion und alle Verbrennungsprozesse. Damit wirken sich viele Aspekte des täglichen Lebens, wie zum Beispiel Ernährung, Mobilität und Energieverbrauch auf die Stickstoffproblematik aus.

5. Das Sondergutachten soll nicht nur Belastungen und Ursachen, sondern auch Lösungsansätze aufzeigen. Dafür ist eine integrierte Betrachtungsweise notwendig, die auch die räumliche und zeitliche Dimension der Stickstoffproblematik berücksichtigt. Aus Wirkungssicht lassen sich miteinander verknüpfte lokale, regionale, überregionale und auch globale Wirkungsebenen und Systeme beobachten. Die Stickstoffproblematik erfordert daher einen Mehrebenen-Ansatz. Es bedarf der Formulierung verschiedener ökologischer Grenzen auf den unterschiedlichen Ebenen, von der Vermeidung lokaler Belastungs-Hotspots bis hin zum Schutz von Erdsystemen.

Von besonderer Bedeutung ist dabei die Entwicklung und Verbesserung lokal differenziert wirkender Instrumente, die den unterschiedlich hohen Schutzanforderungen für verschiedene Ökosysteme gerecht werden. Gleichmaßen muss aber auch das Gesamtniveau an Stickstoffeinträgen in die Umwelt substanziell vermindert werden. Der SRU wird in diesem Gutachten die in den letzten Jahrzehnten entwickelten Politiken zum Schutz terrestrischer und aquatischer Ökosysteme und zur Verminderung des Eintrags verschiedener Stickstoffverbindungen in die Umweltmedien einordnen und darauf aufbauend Empfehlungen zu deren Weiterentwicklung geben. Es ist offensichtlich, dass weitreichende Änderungen vor allem in der Landwirtschaft sowie bei der Verbrennung fossiler Energieträger erforderlich sind. Deshalb werden die Empfehlungen auch gezielt diese Verursacher in den Blick nehmen. Dabei konzentriert sich der SRU auf die Auswirkungen und Minderungsmöglichkeiten in Deutschland, wohl wissend, dass durch die internationalen Verflechtungen sowohl Probleme als auch Lösungsmöglichkeiten auch außerhalb Deutschlands vorhanden sind.

Die aus Umweltsicht notwendigen Reduktionen sind so groß, dass allein technische Maßnahmen, die beispielsweise die Nutzungseffizienz von Stickstoff verbessern, nicht ausreichen werden. Der SRU betrachtet daher auch Strategien, die über Effizienz hinausgehen, nämlich Konsistenz- und Suffizienzansätze. Hierzu werden insbesondere Veränderungen im Nahrungsmittelkonsum und bei der Verkehrsmittelwahl diskutiert.

6. Die Stickstoffproblematik zeichnet sich dadurch aus, dass es starke Wechselwirkungen sowohl zwischen den Problemen als auch zwischen den Problemlösungen gibt. Darüber hinaus erfordern die notwendigen tief greifenden Veränderungen ein politisches und

gesellschaftliches Problembewusstsein. Daher ist nach Auffassung des SRU ein integrierter Ansatz erforderlich, der sicherstellt, dass substanzielle Entlastungen ohne Problemverlagerungen erreicht werden. Eine integrierte Strategie könnte durch abgestimmte Zielsetzungen eine Orientierung für die notwendigen Veränderungen in Landwirtschaft, Verkehr und Energieerzeugung geben, das Problem in seiner Gesamtheit angemessen öffentlich kommunizieren, vernetzte Aufgaben institutionell besser bündeln und Problemverlagerungen verringern.

Im folgenden Kapitel 2 wird zunächst erläutert und diskutiert, wie das Konzept des sicheren Handlungsraums auf die Stickstoffproblematik angewendet werden kann. Das Konzept ermöglicht eine systemische, das heißt übergreifende und integrierende Perspektive, die für das vielschichtige Stickstoffproblem notwendig ist. Gleichzeitig sind jedoch auch detaillierte Analysen erforderlich, die insbesondere die lokalen und spezifischen Besonderheiten der Stickstoffbelastungen aufzeigen. Dazu werden in Kapitel 3 die Einträge, Belastungen und Wirkungen reaktiver Stickstoffverbindungen in Deutschland beschrieben. Kapitel 4 analysiert die Verursacher und Treiber dieser Stickstoffbelastungen. In Kapitel 5 folgt eine ökonomische Betrachtung stickstoffrelevanter umweltpolitischer Instrumente. Anschließend werden in Kapitel 6 Empfehlungen für die Weiterentwicklung stickstoffrelevanter Politiken gegeben. Die systemische und die detaillierte Perspektive werden zum Schluss in Kapitel 7 wieder aufgegriffen, um Vorschläge für Elemente einer integrierten Stickstoffstrategie zu entwickeln.

2 Das Konzept des „sicheren Handlungsraumes“ als Grundlage für Stickstoffminderungsziele

2.1 Einleitung

7. Zum Schutz der menschlichen Gesundheit und zum Erhalt einer guten Wasser- und Luftqualität existieren seit Langem Grenzwerte, allerdings nur für einzelne Umweltmedien und für einzelne Stickstoffverbindungen. Ein solcher punktueller und medienbezogener Ansatz alleine kann jedoch den teilweise langfristigen, systemischen und global weitverbreiteten Wirkungen reaktiven Stickstoffs nicht gerecht werden. Ein punktueller Ansatz führt damit zu einer Unterschätzung der Tragweite des Problems, insbesondere für den Verlust an Biodiversität.

Gefordert ist daher ein gesamthafter Ansatz. Die stickstoffbezogene Umweltpolitik benötigt ein gut begründetes übergeordnetes Ziel, das anzeigt, wie stark der Gesamteintrag reaktiven Stickstoffs in die Umwelt reduziert werden muss. Hierdurch lassen sich aktuelle Entwicklungstrends, bisherige umweltpolitische Maßnahmen und der weitere Handlungsbedarf in ihrer Gesamtheit bewerten. Dieses einleitende konzeptionelle Kapitel greift die Debatte um planetarische Grenzen und einen „sicheren Handlungsraum“ auf, um ein solches Ziel entwickeln und begründen zu können. Diese einrahrende konzeptionelle Debatte wird dann im Plädoyer für eine Stickstoffstrategie (Kap. 7) wieder aufgegriffen.

8. Der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) hat bereits in seinem Umweltgutachten 2012 empfohlen, das Konzept der planetarischen Grenzen zur Leitlinie der Umweltpolitik zu machen und Anstrengungen zu verstärken, den „sicheren Handlungsraum“ einzuhalten. Mittlerweile haben anthropogene Eingriffe in die Biosphäre ein so besorgniserregendes Ausmaß erreicht, dass einige kritische Schwellen für einen „sicheren Handlungsraum“ bereits überschritten worden sind, andere bald überschritten werden könnten (ROCKSTRÖM et al. 2009a). ROCKSTRÖM et al. (ebd.) zählen die Überfrachtung mit Nährstoffen durch die Landwirtschaft zusammen mit dem Verlust an Biodiversität und dem Klimawandel zu den drei Umweltthemen, bei denen eine Grenzüberschreitung schon festgestellt wurde.

Ziel und Funktion des Konzeptes des „sicheren Handlungsraums“ ist der Erhalt der natürlichen Lebensgrundlagen in globaler Perspektive. Ausschlaggebendes Kriterium dafür ist der Erhalt der Stabilität und Pufferkapazität der auch für den Menschen wichtigen natürlichen und naturnahen Systeme gegenüber äußeren Störungen (Resilienz). Die Resilienz kann nur durch eine vorsorgliche und rechtzeitige Verminderung der anthropogenen Störungen gesichert werden, weil die kritischen Schwellen nicht exakt vorher bestimmbar sind.

9. Das Konzept des „sicheren Handlungsraumes“ bietet damit ein Begründungssystem für die Formulierung langfristiger umweltpolitischer Qualitäts- und Handlungsziele, so wie es in der internationalen Klimadebatte mit dem 2-Grad-Ziel und den korrespondierenden Anfor-

derungen an die Industrieländer, ihre Treibhausgase um 80 bis 95 % zu reduzieren, gelungen ist. Diese Ziele haben die nationale und internationale Klimadebatte der letzten Jahre wesentlich geprägt (GEDEN 2012; SCHREURS 2012; von BASSEWITZ 2013; YOUNG 2010, S. 94). Aus Umweltqualitätszielen für einzelne Umweltmedien lassen sich akzeptable Gesamtfrachten ableiten, die Grundlage für Reduktionsziele (Handlungsziele) für die Entnahme natürlicher Ressourcen oder für den Eintrag schädlicher Stoffe in die natürliche Umwelt sind (WBGU 2009; in Bezug auf reaktiven Stickstoff: de VRIES et al. 2013; SRU 1994).

Der besondere Verdienst der Debatte um die planetarischen Grenzen ist es, neben dem globalen Kohlenstoffkreislauf weitere wichtige Erdsysteme identifiziert zu haben, wie zum Beispiel den Stickstoffkreislauf. Damit wird der Blick auf andere drängende Umweltprobleme erweitert, vor allem auf die oftmals verdrängten Wechselwirkungen zwischen verschiedenen Belastungen (s. Tz. 13).

10. Das Konzept des „sicheren Handlungsraumes“ ist mittlerweile wissenschaftlich weiterentwickelt und in der internationalen umweltpolitischen Diskussion aufgegriffen worden (zusammenfassend: PISANO und BERGER 2013; in Deutschland insbesondere: Enquete-Kommission Wachstum, Wohlstand, Lebensqualität 2013; WBGU 2014; EEAC 2014). Es stellt eine Syntheseleistung vielfältiger naturwissenschaftlicher aber auch gesellschaftswissenschaftlicher Forschungszusammenhänge dar, die für die Ableitung und Bestimmung eines „sicheren Handlungsraumes“ herangezogen werden. Im Folgenden sollen zunächst die wichtigsten Begriffe und Argumentationsfiguren dargestellt werden, die einen „sicheren Handlungsraum“ begründen.

Darauf aufbauend wird der Modifikationsbedarf des Konzeptes im Hinblick auf die gesellschaftlichen Dimensionen der Stickstoffproblematik entwickelt. Das Thema ist mehrdimensional und muss auf mehreren Handlungsebenen und mit unterschiedlichen Zeithorizonten synchronisiert behandelt werden. Vor allem aus Gründen der besseren öffentlichen Kommunikation ist ein Gesamtreduktionsziel sinnvoll. Grenzziehungen oder Reduktionsziele benötigen zudem eine klare Handlungsperspektive und müssen die Tatsache im Auge behalten, dass der Stickstoffeinsatz eine wichtige Rolle für die Ernährung spielt. Reduktionsziele müssen auch grundsätzlich erreichbar sein, um akzeptiert werden zu können. Aus diesem Grunde werden schließlich die verfügbaren Handlungsoptionen diskutiert, um zu einem „sicheren Handlungsraum“ zurückzufinden.

2.2 Der „sichere Handlungsraum“ – grundlegende Begründungszusammenhänge

11. Das Konzept des „sicheren Handlungsraumes“ basiert auf den Erkenntnissen von drei Forschungszusammenhängen: dem Erdsystemansatz, der Resilienzforschung und der ökologischen Ökonomie.

- Der Erdsystemansatz betrachtet die Dynamik ökologischer und gesellschaftlicher Systeme aus globaler Perspektive und über lange Zeiträume. Die Analyse sozial-ökologischer Systeme beschäftigt sich mit den Wechselwirkungen zwischen Mensch und Natur (GLASER et al. 2012b). Dabei wurde sichtbar, dass seit Beginn der Industrialisierung und verstärkt innerhalb der letzten fünf bis acht Jahrzehnte die menschlichen Einwirkungen auf globale natürliche Systeme oftmals exponentiell wachsen. Damit ist zwangsläufig auch eine neue Qualität globaler Verantwortung des Menschen für deren Stabilität verbunden.
- Die Resilienzforschung untersucht die Verknüpfungen innerhalb der dynamischen Selbstorganisation (sozial-)ökologischer Systeme (GALLOPÍN 2006). Der Erhalt der Resilienz von Ökosystemen ist ein zentrales Kriterium, um Schwellenwerte für anthropogene Eingriffe zu identifizieren (vgl. Tz. 16). Wo diese nicht vorab exakt bestimmt werden können, muss auf das Vorsorgeprinzip zurückgegriffen werden (s. Tz. 26).
- Die ökologische Ökonomie thematisiert die Einbettung und existenzielle Abhängigkeit der Ökonomie von lebenserhaltenden natürlichen Systemen (SRU 2012, Kap. 1; DALY 2007; BOULDING 1966). Diese liefern notwendige Ressourcen wie Nahrung, Energie und Rohstoffe und dienen als Senke für die zahlreichen Abfallprodukte und Emissionen des industriellen Stoffwechsels. Diese Zusammenhänge können am aktuellen Beispiel der Bedeutung von Ökosystemleistungen verdeutlicht werden (Tz. 19 ff.).

Der Erdsystemansatz als Ausgangspunkt des „sicheren Handlungsraumes“

12. Im Jahr 2009 hat eine Gruppe von Wissenschaftlern (ROCKSTRÖM et al. 2009b) für neun Problembereiche Schwellenwerte für einen „sicheren Handlungsraum“ vorgeschlagen. Zu diesen Problembereichen gehören der Verlust an Biodiversität, der Stickstoff- und Phosphorzyklus, der Klimawandel, der Abbau der stratosphärischen Ozonschicht, die Versauerung der Ozeane, die globale Süßwassernutzung, Landnutzungsänderungen, die atmosphärische Aerosolbelastung und die Verschmutzung durch Chemikalien. Diese Problembereiche beziehen sich sowohl auf Erdsystemprozesse als auch auf regionale Prozesse, die erst durch ihre kumulierten Wirkungen eine globale Dimension entfalten. Für die Themenwahl des Autorenteams spielten auch pragmatische Gründe, zum Beispiel die Verfügbarkeit eines Indikators, eine ausschlaggebende Rolle. Gelegentlich werden auch weitere Themen und Indikatoren oder eine andere Systematik der Probleme vorgeschlagen (WESTLEY et al. 2011, S. 762).

13. Die einzelnen Problemfelder stehen in dynamischen Wechselbeziehungen zueinander (WESTLEY et al. 2011, S. 762; de VRIES et al. 2013, S. 302). Sechs der neun Problembereiche stehen in einem direkten Zusammenhang mit den Emissionen von Stickstoff-

verbindungen aus der Landwirtschaft und der Verbrennung fossiler und biogener Energieträger (ausführlich Kap. 3), so insbesondere

- der Biodiversitätsverlust (z. B. infolge des Nährstoffeintrags),
- der Klimawandel und der Abbau der Ozonschicht (infolge unter anderem von Lachgasemissionen),
- der mit Landnutzungsänderungen verbundene, vermehrte Stickstoffeinsatz (vor allem bei der Ausweitung intensiv bewirtschafteter landwirtschaftlicher Nutzflächen),
- Wasserknappheit (indirekt) und
- Aerosolemissionen (z. B. Feinstaubbildung aus Ammoniak und Stickstoffoxiden).

Die Wechselwirkungen können an einigen Beispielen illustriert werden: Die Steigerung der landwirtschaftlichen Produktivität durch Nährstoffzufuhr kann gleichzeitig einen steigenden Wasserbedarf zur Folge haben (GORMAN 2013, S. 264). Es besteht auch ein enger globaler Zusammenhang zwischen dem globalen Kohlenstoff- und dem Stickstoffzyklus sowohl mit verstärkenden (positiven), wie abschwächenden (negativen) Rückkopplungen zwischen den beiden Zyklen. So regen Nährstoffe die natürliche Biomasseproduktion an, wodurch wiederum zumindest vorübergehend Kohlenstoffsinken aufgebaut werden. Zugleich werden durch hohe Nährstofffrachten auf Nährstoffarmut spezialisierte Pflanzengemeinschaften verdrängt und der Druck auf den Artenbestand erhöht. Eine veränderte Artenzusammensetzung im Ökosystem kann auch deren Anpassungsfähigkeit an den Klimawandel beeinträchtigen und damit die Klimaschäden erhöhen (GRUBER und GALLOWAY 2008). Solche dynamischen Wechselwirkungen erschweren methodisch die Formulierung belastbarer Schwellenwerte für jeden einzelnen Problembereich.

Insgesamt rücken mit einer solchen Systemperspektive globale, dynamische, langfristige oder nicht-lineare Prozesse in den Fokus der Betrachtung.

14. In räumlicher Perspektive bezieht sich das Konzept des „sicheren Handlungsraumes“ explizit auf globale Problemzusammenhänge. Diese globale Perspektive ist als ergänzender Begründungsrahmen zum Verständnis lokaler und regionaler Wirkzusammenhänge zu sehen, die vielfach bereits erkannt und umweltpolitisch zumindest in Ansätzen aufgegriffen worden sind (ROCKSTRÖM et al. 2009a).

15. In zeitlicher Perspektive müssen die dynamischen Prozesse in den erdgeschichtlichen Dimensionen von Jahrtausenden von den viel kürzeren Zeitachsen des anthropogenen Eingriffs unterschieden werden. Auch hier bildet die Langfristperspektive den ergänzenden Begründungsrahmen für die Analyse der kurzfristigen Ursache-Wirkungsbetrachtungen. Die Bedeutung der zeitlichen Dimension wird insbesondere durch die erdgeschichtlichen Betrachtungen deutlich. Das erdgeschichtliche Zeitalter des Holozäns bot in den letzten 10.000 Jahren günstige natürliche und klimatische Bedingungen für die Entstehung und

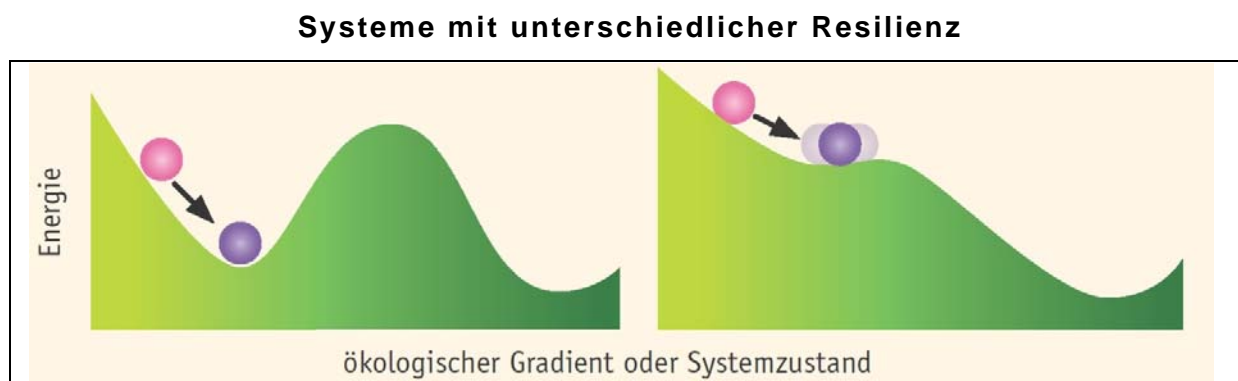
Entfaltung menschlicher Zivilisationen und kann in diesem Sinne als „sicher“ betrachtet werden (CORNELL 2012; ELMQVIST et al. 2013). Im Holozän gab es zwar durchaus primär lokal und regional bedeutsame menschliche Einwirkungen auf Natur und Umwelt, die globalen hielten sich jedoch in Grenzen (FOLEY et al. 2013; SMITH und ZEDER 2013; STEFFEN et al. 2007).

Der von CRUTZEN (2002) und anderen (STEFFEN et al. 2007) eingeführte Begriff des „Anthropozän“ soll auf eine dramatische Entwicklung hinweisen, die wesentlich von globalen menschlichen Einwirkungen geprägt ist. Der Eintritt in das Anthropozän wird oftmals auf den Beginn der Industrialisierung datiert – es gibt aber durchaus auch Stimmen, die den Beginn auf das Entstehen der Ackerbaukulturen zurückführen (FOLEY et al. 2013). Von großer Bedeutung ist jedoch nicht die Datierungsfrage, sondern die Geschwindigkeit, in der sich die Menschheit von den „sicheren“ Bedingungen des Holozäns entfernt. Es ist die „große Beschleunigung“ des Bevölkerungs- und Wirtschaftswachstums sowie des Energie-, Rohstoff- oder Flächenverbrauchs seit dem Ende des zweiten Weltkriegs, die Anlass zur Sorge gibt (STEFFEN et al. 2007, S. 617). Dieses exponentielle Wachstum lässt zu systemische Folgen von erheblicher Tragweite befürchten (ROCKSTRÖM et al. 2009b; 2011). Um dieses Szenario zu verhindern, ist zum anderen eine neue Qualität der Verantwortung der Menschheit gefordert. Damit wird auch letztlich ein anthropozentrischer Begründungszusammenhang entwickelt: Was sich so schnell von einem sicheren Ausgangspunkt entfernt, kann unvorhersehbar instabil und damit für die Menschheit sehr riskant werden.

Resilienz: von der begrenzten Pufferkapazität natürlicher Systeme

16. Für das Sicherheitsverständnis des Konzeptes ist der Resilienzbezug von grundlegender Bedeutung: Resilienz bezeichnet die Fähigkeit eines Systems Schocks und Störungen zu absorbieren und seine grundlegende Funktion, Struktur und Rückkopplungsmechanismen zu erhalten und weiterzuentwickeln (CHAPIN et al. 2009, S. 9; Abb. 2-1). Sicher ist ein System, wenn es resilient in einem für den Menschen wünschenswerten Zustand ist.

Abbildung 2-1



links: hohe Resilienz, rechts: geringe Resilienz

SRU/SG 2015/Abb. 2-1; Datenquelle: RABITSCH und ESSL 2013

Ursprünglich stammt der Begriff „Resilienz“ aus der Psychologie und wurde von HOLLING (1973) in die Ökologie eingeführt. Seit den 1990er-Jahren wird er zunehmend auf sozial-ökologische Systeme, das heißt die Interaktionen zwischen Mensch und Natur, angewandt. Resilienz ist gekennzeichnet durch drei Eigenschaften: 1.) das Ausmaß an Veränderung, dem ein System ausgesetzt sein kann und bei dem es trotzdem noch seine Struktur und Funktionen erhält, 2.) die Fähigkeit zur Selbstorganisation und 3.) die Kapazität des Systems zu lernen und sich anzupassen (CARPENTER et al. 2001). Dem liegt das Konzept von „domains of attraction“ zugrunde, einem Zustandsraum eines dynamischen Systems, der einen oder mehrere Attraktoren enthält und auf den das System in Abwesenheit von Störungen zustrebt. Innerhalb der Grenzen dieser „domains“ kann der Zustand des Systems schwanken (GALLOPÍN 2006, S. 297 f.). Ein Beispiel ist das „Umkippen“ eines Sees aufgrund zu hoher Nährstoffeinträge, die zu Sauerstoffmangel und schließlich einem erheblichen Verlust der Biodiversität und der Selbstreinigungskraft des Gewässers führen. Das Konzept wird schematisch in der Abbildung 2-1 illustriert. Links ist ein System mit hoher Resilienz dargestellt – bei mäßiger Energie pendelt sich die Kugel immer wieder in der ersten Delle (Systemzustand) ein. Erst bei sehr großer Energiezufuhr (Störung) überwindet sie den Berg und fällt in die nächste Delle (neuer Systemzustand). Bei geringer Resilienz (rechts) wird der neue Systemzustand schon wesentlich schneller, das heißt bei geringerer Störung erreicht. Um die Resilienz von Systemen zu verstehen, ist es essenziell, den konkreten Systemzustand (resilience of what?) und die betrachteten Störungen (resilience to what?) zu definieren (CARPENTER et al. 2001, S. 777). Auch die betrachteten Ökosystemfunktionen müssen spezifiziert werden.

Werden diese Fähigkeiten der Selbstorganisation und Selbststabilisierung überfordert und bestimmte Schwellenwerte überschritten, wechseln natürliche Systeme in einen neuen Zustand. Dies kann in einen durchaus dramatischen Prozess münden, wie er in den großen erdgeschichtlichen Phasen des massenhaften Artensterbens beobachtet werden kann.

17. Diese Veränderungen in den Ökosystemen können irreversibel sein oder nur durch einen erheblichen Aufwand, nicht aber durch die Selbstregulierung der Systeme wieder korrigiert werden (BARNOSKY et al. 2012, S. 52).

In der Biodiversitätsforschung ist der Begriff „Kipppunkt“ („Tipping Point“) seit der Veröffentlichung des Global Biodiversity Outlook 3 populär geworden (MARQUARD und KRUG 2012; SCBD 2010a). Ein Kipppunkt wird definiert als eine Situation, in der ein Ökosystem eine Veränderung hin zu einem neuen Zustand auf regionaler und globaler Ebene erfährt, der mit signifikanten Veränderungen für die Biodiversität und der davon abhängigen Ökosystemfunktionen verbunden ist (SCBD 2010a, S. 72; vgl. Tab. 2-1).

Die Veränderung kann auch als schleichende Entwicklung erfolgen (RABITSCH und ESSL 2013). So wird der Übergang zu dem neuen Zustand durch Eintrag von Nährstoffen meist

fließend erreicht und hat tief greifende Folgen insbesondere für die Biodiversität und auch über die von ihr erbrachten Ökosystemleistungen für den Menschen (vgl. Tz. 176 ff.).

Tabelle 2-1

Charakteristika von Kipppunkten

– Die Veränderung wird durch positive Rückkopplungseffekte dauerhaft verstärkt.
– Es gibt eine Schwelle, jenseits derer ein abrupter Wechsel von einem zu einem anderen stabilen Zustand erfolgt, auch wenn diese Schwelle nicht präzise vorhergesagt werden kann.
– Die Zustandswechsel, die durch den Treiber herbeigeführt wurden, sind dauerhaft und schwierig wieder umzukehren.
– Es gibt einen beträchtlichen Zeitabstand zwischen der Dynamik der Treiber und den sichtbaren Wirkungen, der für das Umweltmanagement große Schwierigkeiten bereitet.
Quelle: SCBD 2010b, S. 72, eigene Übersetzung

18. Der Resilienzansatz kann für eine frühzeitige Bestimmung des Handlungsbedarfs genutzt werden, wenn die vom beobachteten Ökosystem noch aufnehmbare Störung identifiziert werden kann, die noch eine Rückkehr zu dem ursprünglichen Zustand ermöglicht (CARPENTER et al. 2001). Störungen können dabei einzeln oder in Kombination wirken (RABITSCH und ESSL 2013). Eine Ex-ante-Bestimmung, wo die Grenze zum Zustandswechsel liegt, ist jedoch schwierig. Schwellenwerte, verstärkende Rückkopplungseffekte und Time-lag-Effekte (zeitlich verzögertes Auftreten einer Wirkung) machen es schwer, die Wirkungen globaler Veränderungen auf die Resilienz vorherzusehen. Auch die Kontrolle von Störungen nach Beginn des Veränderungsprozesses ist schwierig und ein Rückgängigmachen ist oft nicht mehr möglich oder, sofern es möglich ist, langsam und kostspielig (SCBD 2010b, S. 8; SCHEFFER et al. 2009). Die neuere Forschung versucht Frühwarnindikatoren für den Verlust an Resilienz zu entwickeln, wie zum Beispiel die Häufigkeit des Ausbrechens von seuchenartigen Krankheitsbefällen oder den Zeitbedarf, den Ökosysteme benötigen, in ihren ursprünglichen Zustand zurückzukehren (BARNOSKY et al. 2012, S. 53; THRUSH et al. 2009; SCHEFFER et al. 2012, S. 346).

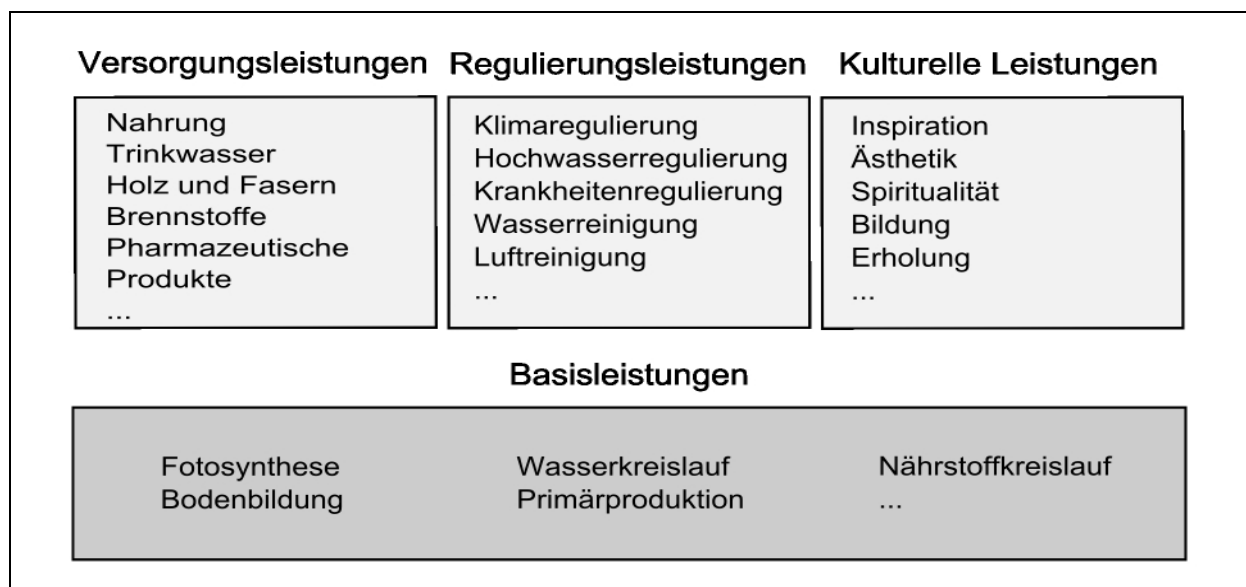
Insofern liefert der Resilienzansatz zwar eine robuste theoretische Begründung dafür, Belastungsgrenzen zu respektieren, seine Operationalisierung ist jedoch schwierig. Ersatzweise und als praktikable Annäherung hat die Europäische Umweltagentur folgende Indikatoren für die Resilienz von Ökosystemen vorgeschlagen: den Erhaltungszustand der Ökosysteme, die Überschreitung kritischer Belastungsgrenzen für Nährstoffe (Critical Loads) und den Anteil von Gewässern in einem guten Zustand (EEA 2012). Auf die zentrale Bedeutung des Critical-Loads-Ansatzes, der eine Schwelle schädlicher Wirkungen bestimmt, wird weiter unten eingegangen.

Ökosystemleistungen: von den essenziellen Funktionen für Wirtschaft und Lebensqualität

19. Zustandswechsel (regime shifts) von Ökosystemen als Folge von Resilienzverlust haben unmittelbare Wirkungen auf deren Struktur, Funktion und Leistung. Ökosystemleistungen sind „[...] direkte und indirekte Beiträge von Ökosystemen zum menschlichen Wohlergehen, das heißt Leistungen und Güter, die dem Menschen einen direkten oder indirekten wirtschaftlichen, materiellen, gesundheitlichen oder psychischen Nutzen bringen“ (Glossar in Naturkapital Deutschland – TEEB DE 2012). Sie sind „für das Wohlbefinden von Menschen von Bedeutung und damit wertvoll“ (ESER et al. 2011). Ökosystemleistungen werden durch die Diversität areal- und standortheimischer Arten unterstützt. Dies gilt insbesondere für die „Basisleistungen“ und „Regulierungsleistungen“ (Naturkapital Deutschland – TEEB DE 2012; s. Abb. 2-2).

Abbildung 2-2

Kategorisieren von Ökosystemleistungen



Quelle: Naturkapital Deutschland – TEEB DE 2012, S. 23, verändert

20. Die neuere Diskussion um die „Produktivkraft Natur“ (JESSEL et al. 2010) und damit um die Ökonomie von Ökosystemleistungen und Biodiversität illustriert eine der zentralen Aussagen der ökologischen Ökonomie: Naturkapital oder funktionsfähige Ökosysteme sind eine Grundlage wirtschaftlicher und kultureller Systeme. Das Konzept der Ökosystemleistungen versucht, die Einbindung des Menschen in die Natur zu verdeutlichen (COSTANZA et al. 2014), die gesellschaftlichen Auswirkungen von Umweltveränderungen zu analysieren und teilweise in Geldwerten auszudrücken (KÜHNE 2014). Die Debatte um Ökosystemleistungen schlägt damit eine kommunikative Brücke zwischen einer naturwissenschaftlichen und einer ökonomischen Perspektive (ebd.). Diese Rückkopplung einer ökologischen Argumentation an vitale Interessen von Akteursgruppen wird in der Fachliteratur als eine notwendige Erfolgsbedingung wissenschaftlicher Politikberatung betrachtet, die

erst ein Problem im öffentlichen Bewusstsein „hervorspringen“ lässt („salience“) (BÖCHER 2007, S. 33; CASH et al. 2002; WETTESTAD 2000).

21. Das Konzept des „sicheren Handlungsraumes“ sucht explizit Anschluss an die Diskussion um die ökonomische und kulturelle Bedeutung von Ökosystemleistungen. Wenn Wohlstand essenziell von der Bereitstellung von Ökosystemleistungen abhängt, dann sind Veränderungen, die die Funktion von Ökosystemen und damit ihre Leistungsfähigkeit beeinträchtigen, unerwünscht. Insoweit kommt es wesentlich darauf an, dass die Wirkungen von Stressoren auf Struktur, Prozesse und Funktionalität von Ökosystemen beachtet werden, insbesondere im Hinblick darauf, dass diese weiterhin in der Lage bleiben, wichtige Nutzen stiftende Leistungen für die Gesellschaft zu erbringen (CORNELL 2012; ELMQVIST et al. 2013). Wie Strukturen und Funktionen von Ökosystemen durch Stickstoffverbindungen beeinträchtigt werden, wird in Kapitel 3 im Detail analysiert.

22. Der Verlust von Ökosystemleistungen kann zu hohen volkswirtschaftlichen Kosten führen (SCBD 2010b; Naturkapital Deutschland – TEEB DE 2012). MEYERHOFF et al. (2012) schätzen zum Beispiel, dass die Implementierung von Maßnahmen, die in der nationalen Biodiversitätsstrategie vorgeschlagen wurden, Schäden im Wert von 2,3 bis 9,3 Mrd. Euro pro Jahr vermeiden könnten. Die Untersuchung verwendet die Contingent-Valuation-Methode und basiert auf 2.300 Interviews.

Einen interessanten Versuch, die Veränderung von Ökosystemleistungen durch die in den letzten Jahren politikinduzierte Stickstoffreduktion in Europa monetär zu bewerten, unternehmen JONES et al. (2014). Sie wählen für die monetäre Bewertung einzelne Regulierungsleistungen, Versorgungsleistungen und kulturelle Leistungen aus. Sie kommen hierbei zu einem positiven Nettonutzen der erreichten Stickstoffreduzierung (ebd.). Allerdings wird in dieser Analyse auch sehr deutlich, dass selbst für die Bewertung der über den Markt gehandelten Versorgungsleistungen eine Reihe von diskussionswürdigen Annahmen über Wirkungsbeziehungen und Anpassungsverhalten notwendig sind. Bei allen anderen Ökosystemleistungen verstärkt sich dieses Problem noch durch Ungenauigkeiten in der Bewertung selbst. Für viele der Basisleistungen sind bisher gar keine Ansätze zur Monetarisierung erkennbar. Die unterschiedliche monetäre Erfassbarkeit der verschiedenen Ökosystemleistungen führt damit zu einem zu hohen Gewicht der eher negativ betroffenen Versorgungsleistungen (z. B. Ertragsminderungen) und in der Folge höchstwahrscheinlich zur Unterschätzung des Nutzens der Reduktion von reaktivem Stickstoff in der Atmosphäre (ebd., S. 85).

Dies macht deutlich, dass die von der Ökonomie der Ökosystemleistungen eingeforderte Berücksichtigung aller Ökosystemleistungen nicht gleichbedeutend sein kann mit einer monetären Bewertung all dieser Leistungen: Die komplexen Zusammenhänge, die Langfristigkeit der Wirkung und die Verlässlichkeit von Haushaltsbefragungen machen gerade bei wenig sichtbaren Umweltveränderungen die Bewertung vor allem von Basis- und Regula-

tionsleistungen sehr schwierig. Insofern können monetäre Bewertungen immer nur ein Element einer Kosten-Nutzen-Bewertung sein. Dies gilt umso mehr dann, wenn die entstehenden Probleme langfristige Risiken mit sich bringen.

Vorsorge: vom Umgang mit Nichtwissen und Risiko

23. Die strenge Festlegung planetarischer Grenzen für einen „sicheren Handlungsraum“ wird insbesondere durch das Vorsorgeprinzip begründet. In einem Politikpapier des Stockholm Resilience Center für den Nordischen Ministerrat von 2013 wird argumentiert, dass man sich angesichts der erheblichen Wirkungsunsicherheiten und der großen Tragweite der Folgen auf der „sichersten Seite“ des Spektrums unterschiedlicher Risikobewertungen bewegen sollte (ELMQVIST et al. 2013, S. 15).

24. Die Anwendung des Vorsorgeprinzips ist insbesondere aus folgenden Gründen erforderlich:

- Die systemischen Wechselbeziehungen zwischen verschiedenen Erdsystemprozessen und ihre jeweilige Dynamik im Zeitablauf sind nicht hinreichend bekannt; irreversible Veränderungen, sich verstärkende Rückkopplungsprozesse und Kippunkte können nur plausibel gemacht, nicht aber präzise vorhergesagt werden. Es ist damit ein Gebot der Vorsorge, große Sicherheitsabstände zu solchen unerwünschten Prozessen zu schaffen.
- Die sozio-ökonomischen Folgen neuer Erdsystemzustände sind nicht im Detail bekannt, es gibt aber einen begründeten Anlass zur Annahme, dass sie gravierend und in der Summe mit großen ökonomischen, sozialen und politischen Brüchen verbunden sein können. Dieser Vorsorgegrund spricht dafür, die „große Beschleunigung“ soweit möglich zu bremsen.
- Frühwarnindikatoren für einen Verlust an Resilienz sind in Entwicklung, aber noch nicht standardisiert und verlässlich verfügbar.

25. Diese Konstellation ist ein Anwendungsfall für das Vorsorgeprinzip. Das Vorsorgeprinzip berechtigt, gerade auch im Lichte der zeitlichen und räumlichen Tragweite dieser potenziell irreversiblen Wirkungen und eines starken Besorgnisansatzes, auch zu politischem Handeln weit vor der Schwelle eines Gefahrenbeweises (vgl. ausführlich: SRU 2011). Es kommt gerade im Hinblick auf die Tatsache zur Geltung, dass sich viele Wirkungen der heutigen Inanspruchnahme natürlicher Ressourcen erst mit erheblichen Zeitverzögerungen voll entfalten und es angesichts der erheblichen „Bremswege“ politisch-gesellschaftlicher Reformen für eine Risikobewältigung zu spät käme, wenn erst gehandelt würde, wenn die oben beschriebenen Gefahren naturwissenschaftlich exakt bestimmt werden können. In diesem Sinne erfordert die Anwendung des Vorsorgeprinzips aber auch immer einen Abwägungsvorgang. Man kann also nicht davon ausgehen, dass die Grenzen des „sicheren Handlungsraumes“ unverhandelbar sind (so zu recht: SCHMIDT 2013, S. 221). Die Tatsache, dass ein natürliches System als Folge seiner Überfrachtung oder Übernutzung um-

kippt, ist als solche nicht verhandelbar. Das Risiko, das man bereit ist dafür hinzunehmen, ist es jedoch.

Exkurs zum Vorsorgeprinzip: vom Umgang mit Nichtwissen und Risiko

26. Das Grundgesetz (GG) enthält in Artikel 20a die Staatszielbestimmung Umweltschutz, die den Staat verpflichtet – auch in Verantwortung für die künftigen Generationen – die natürlichen Lebensgrundlagen zu schützen. Der Verpflichtung zum Umweltschutz lässt sich zwar kein präzises Schutzniveau entnehmen, das der Staat zu beachten oder zu verwirklichen hätte (EPINEY in: von MANGOLDT/KLEIN/STARCK 2010, Artikel 20a GG Rn. 64). Allerdings gilt es, den verbindlichen materiellen Zielkern des Staatsziels und ein im Hinblick darauf bestehendes Verbot, das Mindestmaß an gebotem Schutz zu unterschreiten (Untermaßverbot), als absolute Grenze zu beachten (BRÖNNEKE 1999, S. 272 ff. und 471 ff.; SOMMERMANN 1997, S. 439 ff.). Die Staatsorgane sind also zu einem angemessenen und wirksamen Schutz verpflichtet.

Im Rahmen des Artikels 20a GG kann dieser vor allem wegen der Bezugnahme auf die zukünftigen Generationen konkretisiert werden. Denn hierdurch entsteht dem Staat eine besondere, rechtlich verpflichtende Zukunfts- und Langzeitverantwortung (KLOEPFER 1996, S. 78; zum Begriff ferner GETHMANN et al. 1993, S. 14 ff., 26 ff. und 57 ff.). Diese wird in zutreffender Weise auch als Ausdruck des Grundsatzes der nachhaltigen Entwicklung interpretiert (FRENZ 1999, S. 40 f.; KLOEPFER 1996, S. 78; ausführlich EPINEY und SCHEYLI 1998, S. 36 ff.; REHBINDER 2007, Rn. 81). Entsprechend ist die durch das Untermaßverbot gezogene Grenze im Sinne der Nachhaltigkeit zu konkretisieren. Daher sollte zum Beispiel die Freisetzung von Stoffen die Tragfähigkeitsgrenze der Umweltmedien nicht überschreiten. Das Untermaßverbot erfordert somit im Hinblick auf die Regulierung von Umweltauswirkungen, umweltbelastenden Tätigkeiten eine konkrete Grenze zu setzen. Diese durch die Nachhaltigkeit vorgegebene Minimalanforderung gilt es als Grenze einzuhalten, damit die Umwelt auch den zukünftigen Generationen als Grundlage erhalten bleibt. Eine allgemeine oder unzumutbare Verschlechterung der ökologischen Gesamtsituation darf nach überwiegender Meinung in der Literatur nicht hinterlassen werden. Daher muss bei unvermeidlichen Eingriffen in die Umwelt ein entsprechender Ausgleich geschaffen werden (so z. B. EPINEY in: von MANGOLDT/KLEIN/STARCK 2010, Artikel 20a GG Rn. 65; MURSWIEK in: SACHS 2009, Artikel 20a GG Rn. 44; REHBINDER 2007, S. 149 f.; KLOEPFER 2004, Artikel 20a GG Rn. 44; kritisch hierzu etwa SCHINK 1997, S. 226 f.).

Über diese vorgegebene Minimalanforderung hinaus kann auf das Vorsorgeprinzip zurückgegriffen werden, weil Unsicherheit und bestehende Wissenslücken es erschweren, exakte Wirkschwellen abzuleiten. Daraus ergibt sich eine Handlungsermächtigung des Staates, auch bereits vor der Schwelle eines Gefahrenbeweises tätig zu werden. Das Vorsorgeprinzip kann somit auch herangezogen werden, um die strenge Festlegung planetarischer Grenzen für einen „sicheren Handlungsraum“ zu begründen.

Das Vorsorgeprinzip leitet sich aus europa- und völkerrechtlichen Normen (de SADELEER 2002) und im nationalen Kontext aus der Staatszielbestimmung des Artikels 20a GG ab. Die EU und die Bundesrepublik Deutschland sind verfassungsrechtlich zur Vorsorge verpflichtet. Nationalrechtlich teilt das Vorsorgeprinzip als Bestandteil des Artikels 20a GG den Charakter der Staatszielbestimmung als Optimierungsgebot. Durch Artikel 20a GG steht der Umweltschutz als Staatszielbestimmung gleichwertig neben den anderen in Artikel 20 Absatz 1 und 3 und Artikel 28 Absatz 1 Satz 1 GG genannten Staatsstrukturprinzipien. Die daraus fließende staatliche Langzeitverantwortung für künftige Generationen unterstreicht die Bedeutung des Vorsorgeprinzips im Hinblick auf den Umweltschutz.

Bei der Ausfüllung der in Artikel 20a GG ausgesprochenen Verantwortung des Staates für die natürlichen Lebensgrundlagen räumt das Bundesverfassungsgericht (BVerfG) dem Staat zunächst einen weiten Gestaltungsspielraum ein (vgl. nur BVerfGE Bd. 118, S. 79 (110)). Dies ist dem Umstand geschuldet, dass Umweltschutzaspekte an der Abwägung mit widerstreitenden Verfassungsbelangen (Grundrechte, Sozialstaatsprinzip) teilnehmen und hier keinen absoluten Vorrang genießen. Dem Gestaltungsspielraum sind jedoch durch Artikel 20a GG auch Grenzen gesetzt, denen der Staat im Rahmen eines Schutzkonzeptes, das bestimmte Leitplanken zu formulieren hat, Rechnung tragen muss, um seiner Verantwortung gerecht zu werden.

Jenseits dieser Grenze liegt die Konkretisierung des Schutzkonzeptes – etwa über Umweltqualitätsziele (REESE 2010, S. 345) – in den Händen der zuständigen Staatsorgane. Sie haben dabei einen Optimierungsauftrag, wonach der Umweltschutz – bezogen auf die rechtlichen und tatsächlichen Möglichkeiten – in einem möglichst hohen Maße zu realisieren ist (BRÖNNEKE 1999, S. 269 ff.; SOMMERMANN 1997, S. 360 f.). Im Rahmen der Abwägung mit anderen Verfassungsbelangen gilt es wegen der Zukunfts- und Langzeitverantwortung des Staates den Vorgaben des Vorsorgeprinzips Rechnung zu tragen (SCHULZE-FIELITZ in: DREIER 2006, Artikel 20a GG Rn. 53; vgl. hierzu ausführlich CALLIESS 2001, S. 181). Weil Kausalketten oft nur partiell nachvollziehbar sind und der Punkt, an dem die Grenzen überschritten werden, nicht genau bestimmt werden kann, sind Sicherheitsabstände einzuhalten, die es im Einzelfall zu bestimmen gilt. Dementsprechend muss das Schutzkonzept auch am Maßstab der Risikovorsorge bestimmt werden (CALLIESS 2001, S. 153 ff.).

Bei der rechtlichen Bewertung der Umweltbelastung durch anthropogene Einwirkungen dürfen zudem nicht nur die aktuellen Auswirkungen berücksichtigt werden, sondern es muss auch deren Summation über Jahre hinweg Rechnung getragen werden. Des Weiteren verlangt die Langzeitverantwortung des Staates bei vollständiger oder teilweiser Irreversibilität von Umweltbelastungen ein vorausschauendes Handeln der Entscheidungsträger im Sinne des Vorsorgeprinzips, das eine besondere Berücksichtigung von Risiken mit ihren Nah- und Fernwirkungen einschließt (KLOEPFER 1996, S. 77 f.).

Der Critical-Loads-Ansatz

27. Bei der Bestimmung des „sicheren Handlungsraumes“ wird insbesondere im Zusammenhang mit der Stickstoffproblematik auf den Critical-Loads-Ansatz zurückgegriffen (de VRIES et al. 2013; auch: EEA 2012). Der Critical-Loads-Ansatz wird bereits seit Jahrzehnten in der internationalen Luftreinhaltepolitik (z. B. Stickstoffdioxid, Ammoniak) im Hinblick auf den Schutz terrestrischer Ökosysteme verwendet und weiterentwickelt. Critical Loads werden auch in anderen kleinräumigeren Zusammenhängen berechnet (BALLA et al. 2012). Während die oben referierten Ansätze zur Bestimmung eines „sicheren Handlungsraumes“ (z. B. Resilienz) eher (noch) theoretischer Natur sind, hat sich der Critical-Loads-Ansatz in der internationalen Luftreinhaltepolitik und anderen Politikfeldern bereits fest etabliert und konkrete, allgemein akzeptierte Werte entwickeln können.

28. Critical Loads werden hier als Schwellen für die Deposition von versauernden und eutrophierenden Verbindungen definiert, unter denen nach aktuellem Wissen keine schädlichen Auswirkungen auf Rezeptoren wie Pflanzen, Ökosysteme oder Materialien zu erwarten sind (HETTELINGH et al. 2013; SRU 1994; SKEFFINGTON 1999; NAGEL und GREGOR 1999). Je nach Endpunkt oder Zielorganismus kommt man hierbei zu unterschiedlichen Werten. Die Erfassung und Modellierung der Wirkungen erfolgt räumlich differenziert auf der Basis von Beobachtungszellen. Es hat sich eine wissenschaftliche Methodenkonvention herausgebildet, durch die eine Einigung auf konkrete Parameter für kritische Belastungswerte erfolgt (vgl. NAGEL und GREGOR 1999). Die in der UNECE-Region (UNECE – United Nations Economic Commission for Europe) verfügbaren Daten und insbesondere die Präzision der Erfassungsmethoden verbessern sich kontinuierlich (HETTELINGH et al. 2013, S. 130 für die Europäische Umweltagentur; vgl. auch Tz. 150 f. und 349 f.).

29. Kritisch kann gegen den Critical-Loads-Ansatz eingewandt werden, dass auch bei sehr niedrigen Einträgen schädliche Wirkungen beobachtet werden können. Dort, wo Nährstoffe in der Natur knapp sind, führt jede zusätzliche Nährstoffeinheit zu Wirkungen (PAYNE et al. 2013; vgl. Tz. 168 f.). Hinzu kommt, dass die Erfassungsraster der internationalen Luftreinhaltepolitik trotz erheblicher Fortschritte noch grob sind, sodass besonders empfindliche Pflanzen nicht erfasst oder nicht hinreichend in der Gesamtbewertung gewichtet werden. Insoweit können die standardisiert ermittelten Critical-Loads-Werte auch unerwünschte Wirkungen übersehen. Der Ansatz wäre aber umweltpolitisch nicht praktikabel, wenn generell Nullemissionen gefordert werden würden, um jegliche Wirkung zu vermeiden. Zu beachten ist auch, dass nicht jede schädliche Wirkung gleich die Resilienz eines Ökosystems überfordert. Mangels anderer robuster Indikatoren für die Resilienz, Struktur oder Funktionalität von Ökosystemen bilden Critical Loads damit zumindest einen methodisch weitgehend konsentierten Ausgangspunkt für die umweltpolitische Zielbildung.

30. Die in der europäischen Luftreinhaltepolitik formulierten Umweltziele verfolgen jedoch allenfalls langfristig und grundsätzlich die flächendeckende Einhaltung der Critical Loads. Die

mittelfristige Zielbildung bis 2030 erfolgt immer auch auf der Basis von Abschätzungen der Kosten verfügbarer technischer Vermeidungsoptionen (vgl. dazu näher am Beispiel des Vorschlags für eine NERC-Richtlinie: Tz. 329 f.). Somit kann in den Planungszeiträumen der europäischen Luftreinhaltepolitik mit einer Verminderung der Flächen gerechnet werden, auf denen eine Überschreitung der Critical Loads festzustellen ist, nicht aber eine flächen-deckende Unterschreitung der Critical Loads. So hat die NEC-Richtlinie 2001/81/EG das Zwischenziel formuliert, die Fläche, auf der kritische Belastungsgrenzen für versauernde Luftschadstoffe überschritten werden, bis zum Jahre 2010 gegenüber 1990 zu halbieren (Artikel 5 lit a) NEC-Richtlinie). Das Langfristziel, eine Überschreitung der Critical Loads auf der gesamten Fläche der EU zu vermeiden, findet sich verschiedentlich in Strategiepapieren der Europäischen Kommission (z. B. Europäische Kommission 2013, S. 46).

31. Nicht zu unterschätzen für die Bedeutung des Critical-Loads-Ansatzes für die umweltspezifische Zielbildung ist seine große Akzeptanz in der europäischen Luftreinhaltepolitik. Der Critical-Loads-Ansatz ist bereits in den 1980er-Jahren im Zusammenhang mit dem UNECE-Übereinkommen über die weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution – LRTAP) und dem Göteborg-Protokoll entwickelt worden (SCHREURS 2007). Diese Konvention wird in der EU insbesondere durch die NEC-Richtlinie umgesetzt. Auch wenn die rechtlich festgelegten Zwischenziele für 2010 oder 2030 und auch die tatsächliche Zielerreichung zum Teil substantiell über den Critical Loads liegen, so sind diese doch eine zentrale Bezugsgröße für die Zielbildung.

32. Politikwissenschaftlich wird daher die Verankerung des Critical-Loads-Ansatzes in der internationalen Luftreinhaltepolitik als ein gelungenes Beispiel für die hohe Leistungsfähigkeit wissenschaftlicher Konsensbildung und für eine Koproduktion von Wissenschaft und Politik gewürdigt (VANDEVEER 1998; LIDSKOG und SUNDQVIST 2002; WETTESTAD 2000). Die Einbettung der wissenschaftlichen Forschung zum Critical-Loads-Ansatz in die Arbeiten der internationalen Konvention erklärt die Robustheit des Ansatzes zur langfristigen Orientierung der europäischen Luftreinhaltepolitik. Er gilt als ein gelungenes „Brückenkonzept“ zwischen Wissenschaft und Politik, das auf beiden Seiten eine hohe Glaubwürdigkeit besitzt. Von großer Bedeutung ist hierbei die Entwicklung eines wissenschaftlichen Konsenses und die politische Akzeptanz der wesentlichen Ergebnisse in einem institutionellen Geflecht, das einen arbeitsteiligen, engen und dauerhaften Austausch zwischen Wissenschaft und Politik gewährleistet (vgl. auch SRU 2012, Tz. 85).

Zwischenfazit

33. Bedeutung und Grenzen des Konzepts eines „sicheren Handlungsraumes“ lassen sich durch verschiedene, im Ergebnis konvergierende und aufeinander aufbauende Begründungen herleiten. Hierzu gehören

- die gravierenden und sich beschleunigenden anthropogenen Störungen der für Mensch und Natur als günstig eingeschätzten natürlichen Bedingungen des Holozäns,
- die damit verbundene Überforderung der Resilienz von Ökosystemen mit der Möglichkeit eines grundlegenden und irreversiblen Wechsels des ökologischen Systemzustandes („regime shift“),
- das Risiko des Verlustes an essenziellen Ökosystemdienstleistungen für Menschen und
- die Bedeutung des Vorsorgeprinzips bei der Festlegung von Grenzziehungen für einen „sicheren Handlungsraum“ angesichts der naturwissenschaftlichen Erkenntnisgrenzen.

Als pragmatischer und in der europäischen Luftreinhaltepolitik bewährter Ansatz einer langfristig orientierten Zielbildung hat sich der Critical-Loads-Ansatz etabliert. Naturwissenschaftlich werden hierdurch Schwellenwerte für den Eintrag versauernder oder eutrophierender Stoffe ermittelt, ab denen schädliche Wirkungen an Pflanzen oder Pflanzengemeinschaften beobachtbar sind. Wichtig ist aber auch die politische Akzeptanz des Ansatzes als Ergebnis einer erfolgreichen institutionalisierten Koproduktion von Wissenschaft und Politik. Gerade diese Einbettung des Ansatzes in einen politischen Prozess der Zielbildung kann als ein institutionelles Modell auch für weitere Zielbildungsprozesse angesetzt werden, das sich an Belastungs- oder Wirkungsgrenzen orientiert. Hierzu zählt insbesondere die Entwicklung eines Gesamtreduktionsziels für Stickstoff, wie sie im Weiteren empfohlen wird.

2.3 Die Weiterentwicklung des Konzeptes des „sicheren Handlungsraumes“ im Hinblick auf Stickstoff

34. Das Ursprungskonzept des „sicheren Handlungsraumes“ ist in den letzten Jahren insbesondere in Bezug auf die hier interessierende Stickstoffproblematik substantziell weiterentwickelt worden.

Hierzu gehören vor allem

- die Ausdifferenzierung zu einem Verständnis der Stickstoffproblematik als ein Thema auf mehreren räumlichen Skalen,
- die Berücksichtigung des Zeitbedarfs bis umweltpolitische Maßnahmen entschieden werden und wirken können,
- die Entwicklung eines Gesamtreduktionsziels für Stickstoff auf den verschiedenen Handlungsebenen und
- die Integration der sozialen Dimension.

Hierdurch wird das Konzept insbesondere um eine gesellschaftswissenschaftliche Dimension erweitert (GRIGGS et al. 2013; UNEP 2013b; ELMQVIST et al. 2013; EEAC 2014).

Stickstoff als ein Problem auf unterschiedlichen räumlich-zeitlichen Skalen

35. Die Erdsystemanalyse ist konzeptionell stark durch die Klimadebatte geprägt. Der Kohlenstoffzyklus ist in der Tat ein Beispiel für ein „Erdsystem“. Das gilt allerdings nicht für alle anderen Stoffkreisläufe. Viele Erdsysteme müssen auf unterschiedlichen Ebenen und Zeitskalen betrachtet werden. Die Herausforderung besteht dann darin, sowohl die lokalen Dynamiken mit den globalen, als auch die kurzfristigen Dynamiken mit den langfristigen zu verknüpfen (GLASER et al. 2012a, S. 211). Dies gilt insbesondere für Stickstoffverbindungen (vgl. Abb. 2-3). Man kann hierbei zwischen einer globalen, einer regionalen und einer lokalen Dimension unterscheiden.

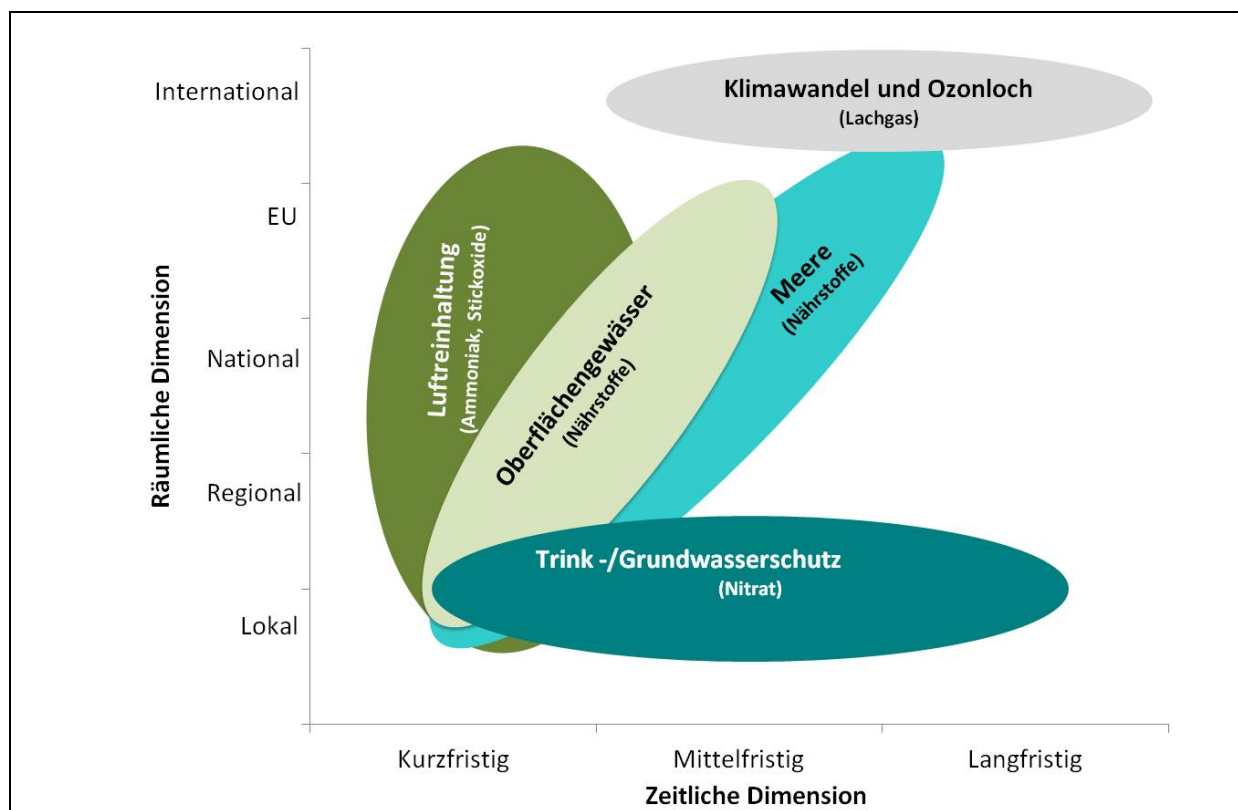
Offensichtlich ist die globale Dimension bei Lachgas. Lachgas ist ein relevantes Klimagas (UNEP 2013a) und gleichzeitig eine die Ozonschicht schädigende Substanz (BODIRSKY et al. 2014, S. 2). Eine global erhöhte Verfügbarkeit an reaktivem Stickstoff erhöht die Primärproduktion von Biomasse. Dadurch ist der Stickstoffzyklus auch unmittelbar mit dem globalen Kohlenstoffzyklus verbunden (GRUBER und GALLOWAY 2008). Auch hinsichtlich der Verursacherproblematik (vgl. Kap. 4) lassen sich globale Verflechtungen beobachten. So erhöhen sich durch den indirekten Stickstoffimport durch Futtermittel aus dem Ausland die lokalen Überschüsse an Wirtschaftsdünger. Darüber hinaus lässt sich auch argumentieren, dass die Summation lokaler und regionaler Überschreitungen kritischer Werte letztlich auch ein weltweit ubiquitäres Problem darstellt (CORNELL 2012; de VRIES et al. 2013). Stickstoffverbindungen werden weltweit an vielen Orten in die Umwelt eingetragen, können zum Teil dauerhaft in der Umwelt verweilen, dabei verschiedene Verbindungen eingehen und damit unterschiedliche nah- und fernräumliche Wirkungen entfalten (GRUBER und GALLOWAY 2008).

Viele Stickstoffverbindungen haben regionale Auswirkungen. Diese überschreiten zumeist die territorialen Grenzen von Staaten oder Bundesländern, sind aber nicht global. Dies gilt insbesondere für die Meere, die über die Wassereinzugsgebiete oder auch über fernräumliche Luftschadstofftransporte belastet werden. Auch die Umwandlungsprodukte von Ammoniak (Ammoniumsalze, Feinstaub) können weiträumig transportiert werden.

Ammoniak ist ein Beispiel für eine eher nähräumliche Deposition. Ebenso erfolgt die Oberflächen- oder Grundwasserbelastung primär nähräumlich in der Nähe der Belastungsquelle (vgl. Tz. 107). Gerade bei Stickstoffverbindungen spielen die nähräumlichen Unterschiede von Schadstoffeintrag, Empfindlichkeit und Wirkung eine wichtige Rolle (de VRIES et al. 2013, S. 5; CORNELL 2012). Es gibt „Hotspots“ der Belastung und der Empfindlichkeit, die bei einer nur globalen Betrachtungsweise aus dem Blickfeld geraten (vgl. Tz. 108 f. und 202 f.). Damit wird möglicherweise bei einem Versuch einer ausschließlich globalen oder nationalen Zielsetzung das eigentliche Problem übersehen. Insofern reichen weder eine nur globale, noch eine nur lokale Betrachtungsweise aus.

Abbildung 2-3

Stickstoff als mehrdimensionales Problem



SRU/SG 2015/Abb. 2-3

36. Aus Governance-Perspektive lässt sich zudem die kritische Frage stellen, ob ein ausschließlich globaler Ansatz für die Problemlösung immer hilfreich ist (SCHMIDT 2013). Globale Gemeinschaftsgüter durch internationale Abkommen zu regeln, ist üblicherweise wesentlich anspruchsvoller und voraussetzungsvoller als die Lösung nahräumlicher Umweltprobleme (BIERMANN et al. 2012). Aus diesem Grunde wird mittlerweile ein „polyzentrischer Ansatz“ beim Schutz globaler Gemeinschaftsgüter vertreten. Dieser Ansatz betont nicht nur die Bedeutung günstiger lokaler Interessenkonstellationen und die erfolgreiche Verkopplung unterschiedlicher Themen, sondern weist auch auf die Bedeutung nationaler Vorreiterrollen und regionaler Vereinbarungen für die dynamische Weiterentwicklung eines internationalen Konsenses hin (OSTROM 2009; KEOHANE und VICTOR 2010; GALAZ et al. 2012; SCHREURS 2012; GLASER et al. 2012a, S. 212). So dürfte es einfacher sein, ein effektives lokales Regime (etwa zum Trinkwasserschutz) zu entwickeln als ein globales (etwa zum Schutz der Biodiversität vor Stickstoffeinträgen). Dennoch lassen sich auch vorhandene globale Abkommen und Zielbildungsprozesse identifizieren. Dazu gehören insbesondere das Übereinkommen über die biologische Vielfalt, die Klimaschutzrahmenkonvention, das Montreal-Protokoll und die Ziele der Vereinten Nationen für nachhaltige Entwicklung, die einen direkten oder indirekten Bezug zur Stickstoffproblematik haben und entsprechend weiterentwickelt werden können (vgl. Tz. 599; WBGU 2014).

Unterschiedliche Zeitskalen

37. Eine besondere Herausforderung ist die Synchronisierung der unterschiedlichen Zeitskalen sowohl ökosystemarer als auch gesellschaftlicher Veränderungen. Schutzkonzepte für einen „sicheren Handlungsraum“ müssen auf den verschiedenen politischen Handlungsebenen abgestimmt und umgesetzt werden. Der notwendige politische Dialogprozess benötigt in der Regel zehn bis zwanzig Jahre, ehe verbindliche Maßnahmen beschlossen und umgesetzt worden sind (SABATIER 1999). Zudem ist aus verschiedenen Umweltschutzprogrammen bekannt, dass aufgrund natürlicher Gesetzmäßigkeiten in Ökosystemen die gewünschten Effekte zum Teil erst nach Jahrzehnten wirksam werden. Beispiele für einen sehr langen „Bremsweg“ sind die Belastungen des Nahrungsnetzes mit Dioxinen oder Quecksilberverbindungen. Biomasse auf und in den Böden kann vorübergehende Speicherfunktion übernehmen, sodass ein Stickstoffeintrag beispielsweise durch Grünlandumbruch erst mit Zeitverzögerung das Grundwasser oder die Meere belastet (s. Tz. 103). Der Eintrag von reaktivem Stickstoff in die Luft kann schneller durch Maßnahmen gemindert werden als der Nitrateintrag ins Grundwasser. Nitrateinträge können beispielsweise auch noch dann Auswirkungen auf die Biodiversität von Küstengewässern haben, wenn die Einträge sehr deutlich reduziert worden sind. Die übermäßige Bindung von Stickstoff in organischer Masse schädigt lokale Pflanzengemeinschaften und Ökosysteme über Jahrzehnte, zum Beispiel auch die Wälder. Bei wachsender Humusschicht wird die Gemeinschaft der Bodenorganismen instabil und kann den standorttypischen Nährstoffkreislauf nicht stabilisieren (vgl. Tz. 144). Möglich sind auch kumulierende oder Kaskadeneffekte, wenn Jahr für Jahr mehr reaktiver Stickstoff in die natürlichen Systeme eingetragen wird, als durch Denitrifizierung oder langfristige Deposition wieder herausgenommen wird (BODIRSKY et al. 2014).

Die zu ergreifenden Maßnahmen müssen gesellschaftlich akzeptiert werden und daher die sozial-ökonomischen Zusammenhänge berücksichtigen, die die Gesellschaft stabilisieren (klassisch: OFFE und BORCHERT 2006). Die Zeithorizonte politischer Entscheidungen und Begründungspflichten sind oft wesentlich kürzer als ökosystemare Zeitskalen. Es fehlt derzeit eine übergreifende Analyse der Akteursebenen und des Zeitbedarfs für die verschiedenen natürlichen und gesellschaftlichen Prozesse, die dennoch miteinander verbunden sind.

Auf dem Weg zu einem Gesamtreduktionsziel

38. Das Konzept des „sicheren Handlungsraumes“ thematisiert Probleme und den ökologisch gebotenen Reduktionsbedarf von Stickstoffeinträgen. Es wählt dabei einen hochaggregierten und globalen Ansatz. Dies hat sich, zusammen mit dem bekannten Diagramm, das die Grenzüberschreitungen auf einen Blick erkennen lässt (ROCKSTRÖM et al. 2009b), als ein wirksamer Weg erwiesen, das Thema ökologischer Grenzen und seiner Überschreitungen in die öffentliche Diskussion zu tragen (EEAC 2014). Ein übergeordnetes Gesamtverminderungsziel kann dabei verschiedene Funktionen erfüllen:

- Es dient der politischen Kommunikation: Ein Gesamtziel als Symbol für den Handlungsbedarf ist leichter zu kommunizieren als differenzierte Indikatoren für einzelne Verbindungen, Quellen oder Umweltmedien (Tz. 618). Das Gesamtziel wird diese jedoch nur ergänzen und nicht ersetzen können.
- Es liefert eine Information über die Reichweite und Tiefe notwendiger Veränderungen. Deutlicher wird, dass inkrementelle Maßnahmen oder technische Effizienzverbesserungen nicht ausreichen werden, den Stickstoffeintrag in die natürliche Umwelt auf ein tragfähiges Niveau zu reduzieren (Tz. 52 f.).
- Es dient der Erfolgskontrolle politischer Maßnahmen: Übergeordnete umweltpolitische Ziele spielten in der Vergangenheit eine wichtige Rolle bei der Nachsteuerung und Nachbesserung politischer Maßnahmen und trugen damit zur „Politikbeschleunigung“ bei (JÄNICKE 2010; 2012a; 2012b).
- Es ist ein Frühwarnindikator dafür, ob ergriffene Einzelmaßnahmen tatsächlich zur gesamthaften Problemschärfung oder nur zur Problemverlagerung geführt haben. Wenn die Summe reaktiven Stickstoffs in der Umwelt durch ein Maßnahmenprogramm nicht signifikant reduziert wird, ist dies ein Hinweis dafür, dass zwar möglicherweise ein „Hotspot“ entschärft worden ist, sich aber an anderer Stelle ein neues Problem entwickelt.

39. Für eine integrierte Betrachtung ist es unerlässlich, die Stickstoffein- und -austräge über alle Sektoren zu bilanzieren. Eine solche Gesamtbilanz hat das Umweltbundesamt (UBA) für Deutschland erstellt (vgl. Tz. 78 f.). Empfehlenswert ist es, diese Gesamtbilanz mit dem aus Wirkungssicht maximal verträglichen Stickstoffeinsatz zu vergleichen – einem Gesamtbudget.

40. Für die Festlegung eines solchen akzeptablen Gesamtbudgets wäre ein reiner Top-down-Ansatz nach dem Grundsatz gleicher Pro-Kopf-Nutzungsrechte eines globalen Budgets (so: NYKVIST et al. 2013) kaum ein angemessener Beitrag zur Zielbildung. Die Aussagekraft eines solchen Konzepts wäre gering. So können die tolerierbaren Wirkungsschwellen für empfindlichere Schutzgüter, vor allem Ökosysteme, bereits vor Erreichen der Gesamtgrenze überschritten werden. Spezifische, lokale „Bottom-up-Boundaries“ werden für eine handlungsorientierte nationale Stickstoffstrategie als relevanter angesehen (vgl. auch SCHLESINGER 2009; GLASER et al. 2012a, S. 211).

41. Problemadäquat ist daher ein kombinierter Ansatz, der auf der einen Seite mit nationalen, europäischen oder globalen Budgets jeweils Obergrenzen für den Eintrag an reaktivem Stickstoff formuliert, die wegen der oben beschriebenen systemischen Wechselwirkungen nicht überschritten werden sollten. Auf der anderen Seite sind auch lokal oder regional wirksame Grenzen für einzelne Verbindungen für die unterschiedlichen Medien (Boden, Luft, Wasser) erforderlich, um die Schädigung empfindlicher Schutzgüter zu vermeiden. Für Letzteres gibt es bereits zahlreiche Qualitätsgrenzwerte, die aber hinsichtlich lokal

besonders empfindlicher Schutzgüter weiterentwickelt werden sollten (vgl. Kap. 6) und zu deren Erreichung Reduktionsvorgaben für den Eintrag erforderlich sind (vgl. Tz. 551 und 618 ff.).

Ein methodisch interessanter Ansatz für eine solche Bottom-up-Kalkulation akzeptabler regionalspezifischer Stickstoffbudgets für die Landwirtschaft ist für die Niederlande (ERISMAN et al. 2001; de VRIES et al. 2001) und für die globale Ebene (de VRIES et al. 2013; Tab. 2-2) entwickelt worden. Im Folgenden soll die Methode zunächst am Beispiel der Niederlande vorgestellt werden, weil dies für die hier besonders interessierende nationale Zielbildung von besonderer Relevanz ist. Zu beachten ist allerdings, dass der Ansatz nicht die Umweltfolgen der Verbrennung fossiler oder biogener Energien, sondern ausschließlich diejenigen des Stickstoffeinsatzes in der Landwirtschaft betrachtet.

Ausgangspunkt der Gesamtkalkulation sind zunächst die Critical Loads für Luftschadstoffe (Ammoniak), die rechtlich festgelegten Nitratgrenzwerte in Grundwasser und Trinkwasser (50 mg Nitrat pro Liter) und eine akzeptable Stickstoffkonzentration für die gute Wasserqualität in Oberflächengewässern (2,2 mg Stickstoff pro Liter). Zunächst werden alle Stickstoffeinträge in die Böden berechnet, so Mineral- und Wirtschaftsdünger, die Deponierung von Luftschadstoffen und die biologische Fixierung von Stickstoff. Auf der Basis eines integrierten Modells, das unterschiedliche Bodeneigenschaften berücksichtigt, werden die jeweiligen Überschüsse berechnet, die für die Einhaltung dieser Qualitätswerte nicht überschritten werden dürfen. Dies geschieht für jeden einzelnen Parameter durch eine lineare Stoffflussmodellierung mit einer hohen regionalen Auflösung in einem Raster von Beobachtungsflächen. Zunächst werden nur regionalspezifische Stickstofffrachten errechnet, die nicht überschritten werden sollten. In einem weiteren Schritt wird der Gesamteinsatz von Stickstoff – sowohl Mineral- als auch Wirtschaftsdünger – berechnet, der bei einer definierten Nutzungseffizienz mit den akzeptablen Überschüssen vereinbar ist. Auf dieser methodischen Basis lässt sich dann der zulässige Stickstoffeinsatz auf nationaler Ebene hochrechnen und die Reduktionserfordernisse für die einzelnen Problembereiche identifizieren. Für die Bestimmung eines nationalen Budgets wird nach dem Prinzip vorgegangen, dass das Schutzgut maßstababbildend ist, das jeweils die stärkste Reduktion erfordert, um ein vorgeschriebenes Qualitätsziel zu erreichen. Im Falle der Niederlande sind in den meisten Regionen die stärksten Reduktionen für Ammoniak erforderlich, um Ökosysteme angemessen schützen zu können. Wenn die Critical Loads für Ammoniak nicht überschritten werden, hat dies zur Folge, dass in den meisten Regionen die Grenzwerte für andere Schutzgüter automatisch eingehalten werden.

Eine solche integrierte, räumlich differenzierte und schutzgutspezifische Betrachtungsweise aus dem Jahre 2001 kommt für die Niederlande zu dem Ergebnis, dass der Stickstoffeinsatz in der Landwirtschaft um 50 bis 70 % reduziert und regional optimiert werden muss (ERISMAN et al. 2001, S. 94). Für Wirtschaftsdünger werden Reduktionen um 70 % berech-

net. Wird der Export von Wirtschaftsdünger nicht zugelassen, sind die Reduktionserfordernisse noch wesentlich höher. Für Flächen in den Niederlanden, die besonders intensiv von der Landwirtschaft genutzt werden, wären außerdem deutlich weitergehende Reduktionen erforderlich, um Überschreitungen auf den einzelnen Parzellen zu verhindern. Wenn nicht nur die Landwirtschaft, sondern auch noch andere Quellen zum Schadstoffeintrag beitragen, werden die Gesamtreduktionen ebenfalls höher sein müssen, um ein gegebenes Qualitätsziel erreichen zu können. Auch wenn dies nur eine erste Annäherung ist, wie von den Autoren selbst zugestanden (de VRIES et al. 2001, S. 906), so machten sie doch die Mindestgrößenordnungen einer Reduktion und den erheblichen Handlungsbedarf deutlich.

42. Die Ergebnisse sind aufgrund einer anderen Agrarstruktur und anderer natürlicher Bedingungen nicht einfach auf Deutschland übertragbar. Eine entsprechende Modellierung sollte aber auch für Deutschland erfolgen, um eine klare Orientierungsmarke für den Handlungsbedarf zu erhalten. Auf wichtige Vorarbeiten kann hierbei bereits zurückgegriffen werden (vgl. Tz. 620). Trotz Berücksichtigung aller Unsicherheitsfaktoren des Modells liefert dieses zumindest einen Anhaltspunkt über die Größenordnung einer notwendigen Gesamtreduktion des Stickstoffeintrages.

43. Das für die Niederlande entwickelte Modell erlaubt Betrachtungen, wie sich eine Politik, die nur auf die Einhaltung bestimmter Grenzwerte ausgerichtet ist (zum Beispiel der Nitratgrenzwerte im Grundwasser), auf andere Parameter auswirken kann (z. B. Ammoniak). Durch diesen integrierten Ansatz können Problemverlagerungen frühzeitig identifiziert werden (de VRIES et al. 2001, S. 904). So sind zum Beispiel im Falle der Niederlande die Reduktionserfordernisse wesentlich geringer, wenn man isoliert nur den Grundwasserschutz betrachtet und nur auf die Einhaltung der Nitrat-Richtlinie 91/676/EWG zielt. Diese Grenzwerte könnten theoretisch auch durch eine Umverteilung des Wirtschaftsdüngers auf weniger belastete Gebiete bzw. weniger belastete Böden vermieden werden. Die Ammoniakemissionen bleiben dann aber immer noch zu hoch. Wenn hierbei Mineraldünger durch Wirtschaftsdünger ersetzt wird, könnten wegen der geringeren Wirkungsgrade von Wirtschaftsdünger lokal die Ammoniakfrachten sogar steigen. Das von de VRIES et al. (2001) angeregte Gesamtbudget hilft, solche Problemverlagerungen zu erkennen und zu vermeiden.

Eine Gesamtbudgetierung auf der Basis des Prinzips des strengsten Grenzwertes informiert auch über den Reduktionsbedarf für eine integrierte Maßnahmenplanung. So zeigen integrierte Wirkungsmodelle, dass Maßnahmen, die auf die Einsatzeffizienz von Stickstoff in den Bereichen Ackerbau, Tierhaltung und Wirtschaftsdüngerausbringung zielen, jeweils signifikante Reduktionen für die Gewässerbelastungen, die Luftschadstoffe und die Lachgasemissionen mit sich bringen (OENEMA et al. 2009). Zumeist erfolgen aber Maßnahmenprogramme und Kostenberechnungen parzelliert, Medium für Medium. Das unterschätzt strukturell den Nutzen einer Maßnahme.

Neben dem Gesamtziel sollten auch Teilziele, insbesondere für die Landwirtschaft und die Verbrennung fossiler und biogener Energiequellen entwickelt werden. Aus einem Gesamtziel können ökonomisch effiziente sektorale Verminderungsziele entwickelt werden, die die unterschiedlichen Vermeidungskosten, zugleich aber auch die unterschiedlichen lokalen und überregionalen Schadpotenziale der verschiedenen Verbindungen berücksichtigen.

44. Um den systemischen Charakter der Stickstoffproblematik besser erfassen zu können, haben Vorarbeiten für eine Gesamtbilanzierung auf der internationalen Ebene begonnen. Sowohl auf OECD-Ebene (OECD 2013) als auch auf der Ebene der UNECE (UNECE 2013) finden bereits Debatten um eine Methodenkonvention für eine Gesamtbilanzierung für Stickstoff statt. Weiter gehen Ansätze im Vorschlag der Europäischen Kommission für die NERC-Richtlinie (vgl. Tz. 334). Dort wird ein integrativer Ansatz für nationale Luftreinhalteprogramme vorgeschlagen. Im Rahmen dieses integrativen Ansatzes sollen zum einen die Beiträge des Gewässerschutzes zur Reduktion der Ammoniakfrachten berücksichtigt werden, es werden aber auch nationale Stickstoffbilanzen („national nitrogen budgets“, s. Tz. 334) für Stickstoff vorgeschlagen. Es lohnt sich, solche Ansätze zu einer konsistenten Gesamtstrategie zusammenzufügen, wie sie in Kapitel 7 vorgeschlagen wird. Ein solcher übergreifender Rahmen ist keine Alternative zu lokal-spezifischen, regional differenzierten Belastungsverminderungen, sondern eine wichtige Ergänzung.

Die Integration der sozialen Dimension:

Reaktiver Stickstoff als notwendiger Einsatzstoff in der Landwirtschaft

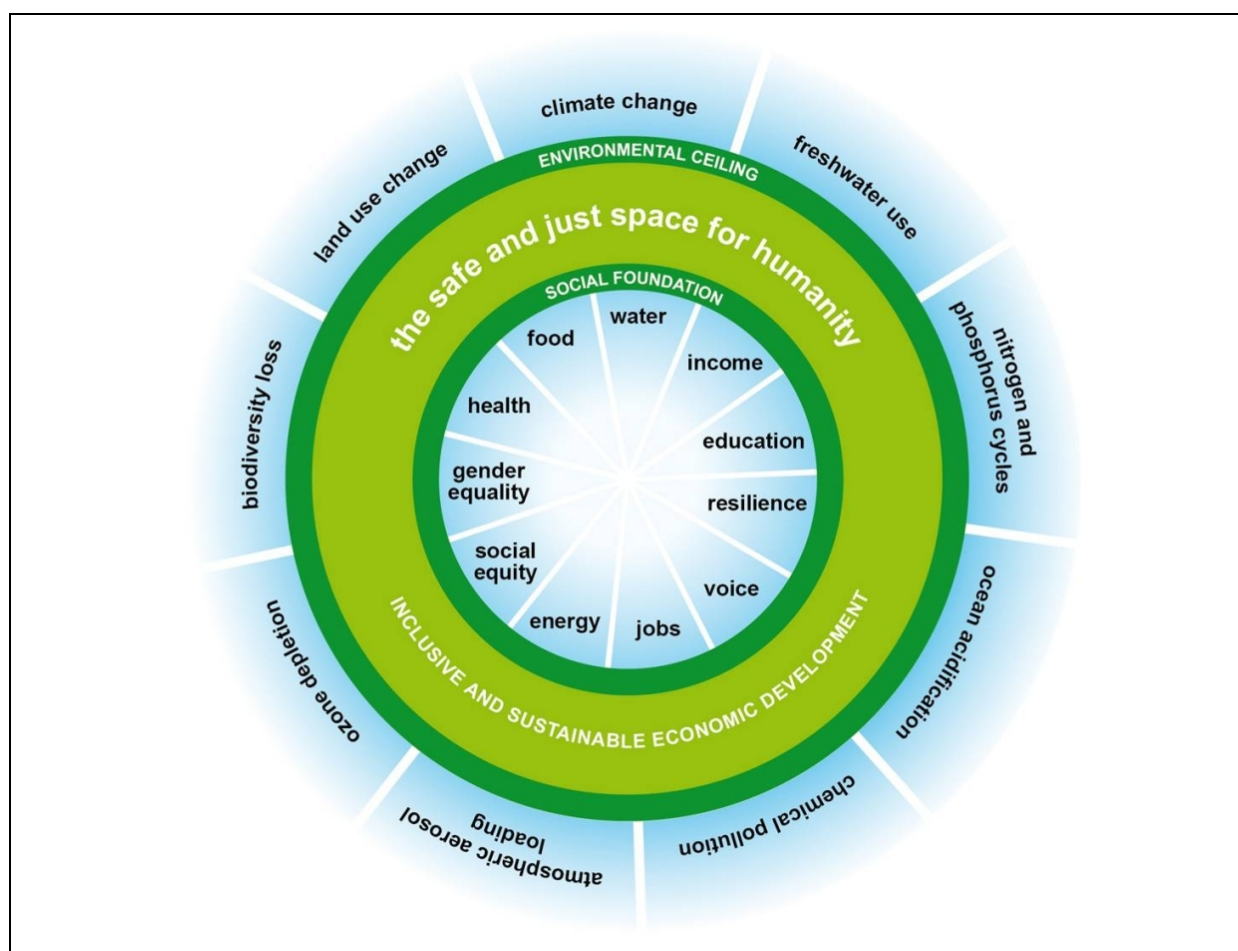
45. Das ursprüngliche Konzept des „sicheren Handlungsraumes“ hat einen Fokus auf die natürlichen Systemprozesse. Nicht reflektiert sind die denkbaren Zielkonflikte mit sozialen und gesellschaftlichen Mindeststandards. Wenn die Menschheit aus aufgeklärtem Eigeninteresse die Grenzen eines „sicheren Handlungsraumes“ respektieren soll, wäre es schwer vermittelbar, wenn dies nur auf Kosten existenzieller, materieller und sozialer Grundbedürfnisse erreichbar wäre. Im Falle des Stickstoffeinsatzes geht es auch um Ernährungssicherheit, die für voraussichtlich circa neun Milliarden Menschen im Jahre 2050 gewährleistet werden müsste. Es bedarf damit einer integrativen Sichtweise materieller Mindestbedürfnisse und ökologischer Grenzen, ohne das eine gegen das andere aufzurechnen (SCHMIDT 2013; RAWORTH 2012; 2014; de VRIES et al. 2013; GRIGGS et al. 2013). Die Vereinbarkeit ökologischer Grenzen mit sozialen Zielen muss daher systematisch geprüft werden.

46. Konzeptionell wurde mit dem sogenannten Doughnut-Konzept (RAWORTH 2012) mittlerweile eine Antwort auf diese Anforderung gefunden, die von den Vertretern des „sicheren Handlungsraumes“ in das Konzept integriert wurde (ELMQVIST et al. 2013). Das Doughnut-Konzept zielt darauf ab, einen gleichermaßen ökologisch sicheren und sozial gerechten Handlungskorridor zu identifizieren, in dem beides zusammengeht: die Respektierung „ökologischer Grenzen“ und das Erreichen gesellschaftlicher Mindeststandards von

Gerechtigkeit, Partizipation und materieller Bedürfnisbefriedigung (RAWORTH 2012; vgl. Abb. 2-4). Gesellschaften, die den ökologisch „sicheren Handlungsraum“ verlassen haben oder absehbar verlassen werden, müssen umweltpolitische Prioritäten zur Belastungsverminderung setzen. Gesellschaften, in denen elementare Grundbedürfnisse im Bereich Ernährung, Wohnen, Bildung oder Gesundheit verletzt sind, werden ihre Prioritäten auf diese Themen legen müssen, ohne dabei ökologische Grenzziehungen zu verletzen. Hierfür gibt es in einigen Weltregionen, zum Beispiel Teilen Afrikas, in Bezug auf den Stickstoffeinsatz noch erhebliche Spielräume, da hier im Hinblick auf die Ernährungslage von einer Stickstoff- und Phosphorknappheit ausgegangen wird (de VRIES et al. 2013, S. 394). Somit ergibt sich ein differenziertes und dynamisches Verständnis politischer Prioritäten je nach Entwicklungsstand eines Landes (RAWORTH 2014). Das Konzept ist damit vereinbar mit den vom SRU immer wieder eingeforderten Grundsätzen einer starken Nachhaltigkeit, wie sie auch die Bundesregierung in ihrer Nachhaltigkeitsstrategie verankert hat (SRU 2012, Kap. 11; Bundesregierung 2012). Zugleich ist es aber auch für Entwicklungsländer anwendbar und damit „globalisierungsfähig“.

Abbildung 2-4

Ein sicherer und gerechter Handlungsraum für die Menschheit: eine erste Illustration



Quelle: RAWORTH 2012

47. Interessant wird damit die Fragestellung, ob bei wachsender Weltbevölkerung die Ernährung innerhalb eines ökologisch sicheren Handlungsraumes gesichert werden kann.

48. Eine differenzierte Antwort entwickeln de VRIES et al. (2013). Zunächst wird der Mindesteinsatz an industriell erzeugtem Stickstoff für die Ernährung einer Weltbevölkerung von neun Milliarden Menschen ermittelt. Dabei werden allerdings nicht die aktuellen Ernährungsgewohnheiten, sondern der von der Weltgesundheitsorganisation empfohlene Bedarf zugrunde gelegt. Dies bedeutet in vielen Industrieländern eine deutliche Verringerung des Konsums tierischer Proteine, sei es Fleisch oder Milchprodukte (vgl. Tz. 251). Mit einer anderen Berechnungsmethode auf der Basis einer Bruttobilanz des gesamten verfügbaren natürlichen und anthropogenen reaktiven Stickstoffs ermittelt eine Autorengruppe um das Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung, dass der für 2050 prognostizierte globale Stickstoffeintrag von 232 Tg Stickstoff pro Jahr um 138 Tg Stickstoff pro Jahr (oder ca. 60 %) in einer ähnlichen Größenordnung reduziert werden kann (BODIRSKY et al. 2014, S. 2 f.). In der Summe aller Vermeidungsoptionen kann die Stickstoffeffizienz von derzeit circa 22 % auf 69 % erhöht werden (ebd.).

Den Mindestbedarf vergleichen de VRIES et al. (2013) mit einer globalen Hochrechnung für kritische Stickstoffbelastungen. Hierfür werden zunächst flächenspezifische kritische Wirkungsschwellen für verschiedene Stickstoffdepositionen in Gewässern, Ökosystemen und der Atmosphäre entwickelt (Tz. 41). Das Vorgehen entspricht in Grundzügen der oben dargestellten Methode für die Niederlande, es werden aber auch kritische Werte für Lachgas angenommen. Der untere Wert der Spannbreite liegt bei 62 Tg Stickstoff pro Jahr und damit noch über dem für die Ernährungssicherheit erforderlichen Wert (vgl. Tab. 2-2). Dieser ergibt sich, wenn man anspruchsvolle Schwellen für die direkte Stickstoffausschwemmung in Gewässern ansetzt. Die noch zulässigen Stickstoffeinträge für die mit dem IPCC-Szenario RCP 2.6 vereinbaren Lachgasemissionen liegen bei 133 Tg Stickstoff pro Jahr. Das IPCC-Szenario RCP 2.6 kann als das Referenzszenario angesehen werden, bei dem die Temperaturerhöhungen noch relativ sicher dauerhaft unter dem international vereinbarten 2-Grad-Ziel liegen (IPCC 2013, S. 15). Zu einer Unvereinbarkeit kommt es nur, wenn man das wesentlich anspruchsvollere Klimaschutzziel von ROCKSTRÖM et al. (2009), die Konzentration von Treibhausgasen deutlich unter die heutige Konzentration zu senken, zugrunde legt. Dann müssten proportionale Lachgasreduktionen zu einem Budget von nur 20 Tg pro Jahr führen. Dies würde einen Konflikt mit der Ernährungssicherheit bedeuten. Für diesen Fall schlagen de VRIES et al. (2013) ein Kompensationsmodell vor, durch das die notwendigen höheren Lachgasemissionen durch entsprechend stärkere Verminderungen in anderen Sektoren ausgeglichen werden. Beachtet werden müssen bei dieser Kalkulation methodische Annahmen und Unwägbarkeiten, die das Ergebnis in die eine oder andere Richtung verschieben können. So werden bei der Berechnung nur diejenigen landwirtschaftlichen Nutzflächen, bei denen kritische Werte überschritten werden, berücksichtigt. Wenn man die Möglichkeit akzeptiert, dass in bestimmten Gebieten ein vermehrter Stickstoffeintrag bis zur

Erreichung kritischer Werte vertretbar ist, könnte das globale Budget möglicherweise höher liegen. Andere methodische Annahmen könnten hingegen das Budget senken.

Tabelle 2-2

Ableitung planetarischer Grenzen für Stickstoff

Kalkulation der planetarischen Grenzen für den Stickstoffüberschuss und die anthropogene Erzeugung von Stickstoff im Lichte verschiedener Indikatoren und kritischer Werte			
Indikatoren	Kritische Werte	Planetarische Grenzen für den Stickstoffüberschuss (Tg N/Jahr)	Planetarische Grenzen für die anthropogene Stickstoffproduktion (Tg N/Jahr)³
NH₃ in der Luft¹	1 µg/m ³	24,9	89
	3 µg/m ³	32,1	115
N₂O in der Luft	1 W/m ²	0,8	20
	2,6 W/m ²	5,3	133
(N-)Überschuss in Oberflächengewässern²	1,0 mg/l	5,4	62
	2,5 mg/l	7,2	82

¹ Der aktuelle NH₃-Überschuss für 2000 wird auf 34 Tg N/Jahr geschätzt.
² Der aktuelle N-Überschuss, der in die Oberflächengewässer gelangt, wird auf 10,7 Tg N/Jahr geschätzt.
³ Die notwendige Erzeugung von Stickstoffdünger für die menschliche Ernährung wird auf 52 – 80 Tg N/Jahr geschätzt, je nach Annahmen zur Nutzungseffizienz von Stickstoff.
Quelle: de VRIES et al. 2013, S. 399, übersetzt

49. Insgesamt kann man aber im Hinblick auf die Ernährungssicherheit zumindest einen plausiblen Korridor (Doughnut) angeben, in dem sowohl die Bedingungen eines „sicheren“ als auch eines „sozial gerechten“ Handlungsraumes grundsätzlich erfüllbar sind. Allerdings ist es dafür erforderlich, sowohl durch eine grundlegende Innovationstrategie die Nutzungseffizienz von Stickstoff erheblich zu erhöhen als auch den Konsum von Fleisch und anderen tierischen Produkten, insbesondere in den Industrienationen, deutlich auf das Niveau einer gesunden Ernährung zu reduzieren, wie sie die World Health Organization (WHO) empfiehlt.

2.4 Effizienz, Konsistenz, Suffizienz – die Pfeiler der Stickstoffminderung

50. Aus der Umweltpolitikanalyse ist bekannt, dass eine isolierte Problemmunikation oftmals umweltpolitisch nicht aufgegriffen wird, solange diese nicht mit plausiblen und grundsätzlich realisierbaren Problemlösungen verknüpft werden kann. Das „Katastrophenparadox“ (von PRITTWITZ 1990; 2011) beschreibt genau solche Konstellationen, in denen diese Verknüpfung nicht gelingt, weil wichtige technische, ökonomische oder auch gesellschaftliche Handlungskapazitäten, also Ressourcen zur Problemlösung, noch nicht entwickelt sind. Selbst drängende Umweltprobleme bleiben dann dauerhaft ungelöst. Erst, wenn Marktverschiebungen oder technische Lösungen ohnehin zu einer Problemschärfung führen, wird das Problem von erfolgsorientierten Politikern aufgegriffen (ebd.). Akteure und politische Prozesse, die politische Probleme aufwerfen, und solche, die Lösungen entwickeln, müssen erst zusammenkommen (KINGDON 2011; ZAHARIADIS 1999). Wenn Problemlösungen

nicht plausibel gemacht werden können oder zu kostspielig erscheinen, regt sich umgekehrt oftmals erfolgreicher Widerstand gegen die Bearbeitung eines Problems. So stieß die Anwendung des Critical-Loads-Ansatzes auf verkehrs- und industriebedingte Luftschadstoffe, wie Stickstoffdioxid, auf Widerstand, solange keine bzw. nur sehr kostspielige technische Reduktionsmöglichkeiten zur Verfügung standen (WETTESTAD 2000).

In diesem Sinne ist das Konzept des „sicheren Handlungsraumes“ noch nicht systematisch mit anderen eher handlungsorientierten Leitbildern verknüpft, beispielsweise der ökologischen Modernisierung, der „grünen Ökonomie“, der Ressourceneffizienz oder der Transformation (vgl. SRU 2012, Kap. 1 und 11). Erst wenn plausibel nachgewiesen werden kann, dass die notwendigen Reduktionen auch möglich sind, wird das Konzept auch hinreichende politische und gesellschaftliche Akzeptanz gewinnen können.

51. Der SRU schlägt zur Systematisierung im Folgenden die Leitbegriffe Effizienz, Konsistenz und Suffizienz vor, durch die jeweils unterschiedliche Potenziale einer problemadäquaten Stickstoffreduktionspolitik mobilisiert werden können. Diese Leitbegriffe bilden zentrale übergeordnete Prinzipien der nachhaltigen Entwicklung. Sie ermöglichen die notwendige Reduktion der Stickstoffbelastung zur Einhaltung der kritischen Schwellen für einen „sicheren Handlungsraum“. Effizienz, Konsistenz und Suffizienz werden durch umweltpolitische Instrumente angereizt oder angeordnet (vgl. Kap. 5) und finden sich sowohl in der bereits bestehenden Stickstoffpolitik als auch in Empfehlungen zu ihrer Weiterentwicklung (vgl. Kap. 6).

Effizienz

52. Effizienz nimmt eine zentrale Rolle in der Diskussion um die Verringerung der Umweltbelastung durch den Stickstoffeintrag ein. Im Allgemeinen beschreibt Effizienz die Beziehung zwischen Input und Output. Stickstoffeffizienz wird meist durch das Verhältnis von im Endprodukt enthaltenem Stickstoff zum gesamten eingesetzten Stickstoff ausgedrückt. Diese Definition findet Anwendung, wenn Stickstoff als Produktionsfaktor eingesetzt wird, wie die folgende ökonomische Betrachtung verdeutlicht. Eine erhöhte Stickstoffeffizienz verringert den Stickstoffinput bei konstantem Output, wodurch geringere Kosten für den Zukauf von Stickstoff entstehen. So wird in der landwirtschaftlichen Produktion mineralischer Stickstoff als Düngemittel verwendet. Eine verbesserte Aufnahme durch die Kulturpflanzen lässt einen reduzierten Düngereinsatz bei konstantem Ertrag zu, was sich verringern auf den Austrag von reaktivem Stickstoff in die Umwelt auswirkt. Ob sich die Gesamtkosten durch Effizienzmaßnahmen verringern oder erhöhen, hängt von den Kosten für die effizientere Technologie und den eingesparten Ausgaben für den Produktionsfaktor Stickstoff ab. Dieses Verständnis von Effizienz kann auch angewandt werden, wenn Stickstoff keinen Produktionsfaktor darstellt, der Stickstoffeintrag in die Umwelt jedoch direkt mit dem Einsatz von Produktionsfaktoren in Verbindung steht, wie bei der Entstehung von Stickstoffoxidemissionen bei der Verbrennung von fossilen Energieträgern.

Ökoeffizienz charakterisiert das Verhältnis von erzeugter Leistung zur entstehenden Umweltwirkung (OECD 2008, S. 7). Sie erfasst auch Maßnahmen zur Verringerung des Austrags von Stickstoff, die nicht unter den klassischen Effizienzbegriff fallen, wie beispielsweise die Abluftreinigung in Tierhaltungsanlagen oder Fahrzeugkatalysatoren.

53. Es existieren unterschiedliche Methoden zur Quantifizierung der Stickstoffeffizienz, wodurch die Ergebnisse einzelner Studien nicht direkt vergleichbar sind. In ihrer Gesamtheit weisen die Resultate jedoch darauf hin, dass besonders in der Landwirtschaft die Stickstoffeffizienz gering ist. Für die gesamte deutsche Landwirtschaft geben SCHWEIGERT und van der PLOEG (2002, S. 197) eine Stickstoffeffizienz von 40 % für das Jahr 2000 an. In der Tierproduktion ist die Stickstoffeffizienz mit 20 % deutlich geringer als in der Pflanzenproduktion mit 80 %. OENEMA et al. (2007, S. 268) errechneten, dass in der EU (EU-27, 2000) 52 % des Stickstoffes im Wirtschaftsdünger als Nährstoff der Pflanzenproduktion zugeführt wird. Ein Großteil entweicht somit bei Lagerung und Ausbringung.

Einer Verbesserung der Stickstoffeffizienz in der Landwirtschaft wird in Stickstoffminderungsstrategien eine große Wichtigkeit eingeräumt (z. B. SUTTON et al. 2011). OENEMA et al. (2009) quantifizierten mithilfe eines Modells die Verbesserung der Stickstoffeffizienz aus der EU-Landwirtschaft durch verschiedene Maßnahmen (verbessertes Düngemanagement, geringerer Proteineinsatz in Tierfütterung, Vermeidung von Ammoniakemissionen in der Tierhaltung). Die Autoren errechneten, dass bei der Umsetzung aller Maßnahmen die Stickstoffeffizienz in der EU im Jahr 2020 auf 51 % bis 55 % gegenüber 48 % im Baseline-Szenario steigt (ebd., S. 285). Nach einer exemplarischen Berechnung von de VRIES et al. (2013, S. 399) reduziert sich die im Jahr 2050 zur Ernährung der Menschheit notwendige globale Stickstofffixierung von 80 auf circa 50 Tg Stickstoff pro Jahr, wenn sich die Stickstoffeffizienz der gesamten Produktionskette von Nahrungsmitteln von 17 % auf 25 % erhöht. Die Effizienzsteigerung kann nach den Berechnungen der Autoren somit einen wichtigen Beitrag leisten, um kritische Schwellen für verschiedene Stickstoffbelastungen nicht zu überschreiten (vgl. Tz. 48).

54. Maßnahmen zur Erhöhung der Effizienz können sowohl zu höheren als auch zu geringeren Produktionskosten und Produktpreisen führen. Es kommt zu einem Preisanstieg, wenn die Kosten für die Einführungen von effizienteren Technologien und Management höher sind als die Einsparungen. Dabei kann Effizienz durch erhöhte Produktpreise zu verändertem Konsumverhalten führen. Wenn eine höhere Effizienz jedoch durch einen geringeren Einsatz von Inputfaktoren zu niedrigeren Produktionskosten und Produktpreisen führt, besteht theoretisch die Gefahr, dass die positive Auswirkung auf die Umwelt durch den Rebound-Effekt verringert wird. Der Effekt wird vor allem in der Diskussion um Energieeffizienz thematisiert. Durch die Effizienzsteigerung realisierte Preissenkungen für eine Leistung führen zu einer erhöhten Nachfrage nach dieser (direkter Rebound-Effekt) und anderen Leistungen (indirekter Rebound-Effekt), deren Erstellung und Nutzung ebenfalls mit

negativen Umweltwirkungen einhergeht (GREENING et al. 2000, S. 390 f.). Es ist jedoch im Einzelfall zu überprüfen, inwieweit Maßnahmen zur erhöhten Stickstoffeffizienz überhaupt zu Preissenkungen führen.

Konsistenz

55. Konsistenz zielt auf eine naturverträgliche Gestaltung der Produktion ab, das heißt auf die Anpassung der Art und Weise, wie produziert wird. Es geht nicht darum, bestehende Prozesse effizienter zu gestalten, sondern neue an natürlichen Stoffumsätzen orientierte Technologien zu verwenden. Neben der Nutzung von naturverträglichen Technologien steht dabei das Konzept der Kreislaufwirtschaft im Vordergrund, in der Abfälle die Ausgangsbasis für neue Produktionsprozesse bilden (LINZ 2004, S. 8 f.; HUBER 2001, S. 82 f.). Eine eindeutige Abgrenzung von Effizienz und Konsistenz ist allerdings nicht immer möglich.

56. Wirtschaftsdünger kann im Sinne der Konsistenz mineralischen Stickstoffdünger substituieren (vgl. Kap. 4.1; Abschn. 6.4.6). Sie zielt dabei auf die Schließung von Stoffkreisläufen und die bessere Ausnutzung des ohnehin anfallenden Wirtschaftsdüngers ab. Allerdings wird bei Wirtschaftsdünger in der Regel ein geringerer Teil des enthaltenen Stickstoffs durch die Pflanze aufgenommen (CHRISTENSEN 2004). Außerdem können die Verluste bei der Ausbringung sehr hoch sein (vgl. Tz. 416), wodurch die Stickstoffemissionen beim Einsatz von Wirtschaftsdünger potenziell höher sind. Wenn aber der ohnehin anfallende Wirtschaftsdünger in der pflanzlichen Erzeugung eingesetzt wird, kann die Menge an reaktivem Stickstoff, die dem System neu zugefügt wird, reduziert werden. Darüber hinaus greifen Effizienz und Konsistenz bei der verbesserten Nutzung von Wirtschaftsdünger ineinander. Durch eine Verringerung der Stickstoffverluste bei der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdünger gelangt ein größerer Anteil des Stickstoffs als potenzieller Dünger auf landwirtschaftliche Flächen, wo er mineralischen Stickstoffdünger ersetzen kann.

Wirtschaftsdünger fällt momentan in bestimmten Regionen in so hohem Maße an, dass eine sinnvolle Verwertung in der pflanzlichen Erzeugung vor Ort nicht mehr möglich ist. Das Schließen von Stoffkreisläufen wird durch Nährstoffimporte bei dem Zukauf von Futtermitteln erschwert. Eine Rückführung der mit dem Futteranbau entzogenen Nährstoffe auf deren Anbaufläche ist folglich nicht ohne weiteres möglich, besonders wenn Futtermittel aus Übersee in die Tierhaltungsbetriebe importiert werden. Anfallender Wirtschaftsdünger kann in Tierhaltungsbetrieben somit häufig nicht vollständig in der pflanzlichen Erzeugung verwendet werden. Auf der anderen Seite kaufen Ackerbaubetriebe, die räumlich getrennt von den Tierhaltungsbetrieben liegen, Stickstoff in Form von mineralischem Dünger zu. Für eine vermehrte Substitution von mineralischem Dünger durch Wirtschaftsdünger kann entweder Wirtschaftsdünger transportiert oder der räumlichen Trennung von landwirtschaftlichen Produktionszweigen entgegengewirkt werden (vgl. Abschn. 6.4.6).

Suffizienz

57. Im Gegensatz zu Effizienz und Konsistenz wirkt Suffizienz direkt auf den Konsum. Sie wird definiert als „Änderungen in Konsummustern, die helfen, innerhalb der ökologischen Tragfähigkeit der Erde zu bleiben, wobei sich Nutzenaspekte des Konsums ändern“ (FISCHER und GRIEßHAMMER 2013, S. 10). Suffizienz wird häufig ausschließlich als Anpassung der Konsummuster aufgrund von Einsicht über ökologische Folgen verstanden (z. B. Enquete-Kommission Wachstum, Wohlstand, Lebensqualität 2013, S. 482). Dieses Verständnis schließt explizit marktwirtschaftliche Instrumente zur Änderung von Konsummustern aus, da diese durch Anpassung der Preise den Konsum beeinflussen. Im Folgenden wird analog zu SCHNEIDEWIND und ZAHRT (2013) sowie LINZ (2004, S. 16) der Begriff der Suffizienzpolitik weiter gefasst. Dieses breitere Verständnis schließt auch ordnungsrechtliche, ökonomische oder informatorische Instrumente ein.

Das Konsumverhalten wird durch Preisänderungen und durch geänderte Präferenzen beeinflusst. Ökonomische Instrumente – wie eine Fleischsteuer oder auch die Abschaffung der Subventionen von umweltschädlichen Produkten – senken die Nachfrage. Das Ausmaß der Konsumänderung durch Preisanstiege hängt dabei von der Preiselastizität der Nachfrage ab. BUSCHMANN und MEYER (2013, S. 8) errechneten beispielsweise, dass sich bei einer Aufhebung des reduzierten Mehrwertsteuersatzes für Fleischprodukte der Konsum um 6 bis 9 % verringert. Präferenzen hängen von Werten und Einstellungen ab und können vor allem durch informatorische Instrumente beeinflusst werden. Eine freiwillige Anpassung des Fleischkonsums oder ein verändertes Mobilitätsverhalten können beispielsweise durch Umweltbildung und Aufklärungskampagnen hervorgerufen werden (vgl. Kap. 6.6). Suffizienz aufgrund von geänderten Präferenzen kann zu einem Rebound-Effekt führen, wenn die verringerte Nachfrage einzelner Konsumenten zu niedrigeren Preisen führt und andere Konsumenten folglich ihren Konsum erhöhen können (ALCOTT 2008, S. 775 ff.). Durch die Veränderung der Konsummuster frei gewordenes Einkommen kann darüber hinaus die Nachfrage nach anderen Leistungen erhöhen, deren Umweltwirkungen ebenfalls bedacht werden müssen.

Zwischenfazit

58. Effizienz und Konsistenz setzen primär beim Produzenten an und verringern die Stickstoffemissionen in die Umwelt ohne den Konsum direkt zu beeinflussen. Suffizienz hingegen wirkt direkt auf das Konsumverhalten. Daher sind Instrumente und Maßnahmen zur Erhöhung von Effizienz und Konsistenz oft leichter umsetzbar. Einzelne Instrumente und Maßnahmen wirken jedoch häufig auf mehrere dieser übergeordneten Prinzipien der nachhaltigen Entwicklung (z. B. FISCHER und GRIEßHAMMER 2013, S. 12). Eine für die Stickstoffpolitik zentrale Frage ist, ob Effizienz und Konsistenz ausreichen, um die angestrebten Umweltqualitätsziele ausreichend schnell zu erreichen oder ob tiefer greifende Veränderungen der Konsummuster notwendig sind. Nach Ansicht des SRU sind mit hoher Wahr-

scheinlichkeit alle drei Ansätze im Zusammenspiel notwendig, um die Emissionen von reaktivem Stickstoff auf ein sicheres Maß zurückzuführen.

2.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

59. Für einzelne Umweltmedien und einzelne Stickstoffverbindungen existieren seit Langem Grenzwerte primär zum Schutz der menschlichen Gesundheit oder zum Erhalt einer guten Wasserqualität. Das Konzept des „sicheren Handlungsraumes“ kann darüber hinaus der systemischen Dimension der Stickstoffproblematik Rechnung tragen. Es kann insbesondere helfen, ein akzeptables Gesamtreduktionsziel abzuleiten. Dazu bedarf es aber einer Weiterentwicklung.

60. Die Wirkungsanalyse von Nährstoffeinträgen in die Umwelt erfordert einen Mehrebenenansatz, der die verschiedenen Wirkungs- und Handlungsebenen berücksichtigt. Zu beachten sind die verknüpften lokalen, regionalen, überregionalen und auch globalen Eintragspfade und Wirkungszusammenhänge. Für die Ableitung von angemessenen Schutzzielen müssen verschiedene „sichere Handlungsräume“ auf den unterschiedlichen Ebenen – von lokalen Hotspots bis hin zu Erdsystemen – identifiziert werden. Schädliche Auswirkungen des Stickstoffeintrags müssen auf all diesen Systemebenen vermieden werden. Auch die unterschiedlichen Zeitskalen von Ursache-Wirkungs-Zusammenhängen müssen beachtet werden. Einige der Wirkungen des Nährstoffeintrages manifestieren sich kurzfristig, andere aber erst mit erheblichen Zeitverzögerungen. Damit können Schutzmaßnahmen oft erst mit zeitlicher Verzögerung wirken. Dies muss bei einer integrierten Reduktionsstrategie berücksichtigt werden.

Auf all diesen Ebenen gibt es Ansätze der Erforschung sozial-ökologischer Systeme, die die dynamischen systemischen Wechselbeziehungen zwischen Mensch und Natur erfassen. Die Ableitung eines „sicheren Handlungsraumes“ stützt sich hier auf verschiedene Begründungen, wie dem Erhalt der Resilienz von Ökosystemen, der Vermeidung von Kippeffekten und irreversiblen Entwicklungen sowie der gesellschaftlichen und ökonomischen Wertschätzung von Ökosystemleistungen. Manche dieser Konzepte sind jedoch noch eher theoretischer Natur. Die Entwicklung von Frühwarnindikatoren, zum Beispiel für den Verlust an Resilienz, schreitet aber voran. Der Critical-Loads-Ansatz und die Bedeutung der Ökosystemleistungen werden auch bei der detaillierten empirischen Problemdiagnose in Kapitel 3 wieder aufgegriffen.

Die Ableitung eines „sicheren Handlungsraumes“ sollte sich daher auf das in internationalen Konventionen, im Vertrag über die Arbeitsweise der Europäischen Union (AEUV) und im Grundgesetz verankerte Vorsorgeprinzip stützen. Aus diesem folgt, dass der Staat bereits vor der Schwelle eines Gefahrenbeweises tätig werden kann, auch wenn noch Unsicherheiten und Wissenslücken bestehen.

61. In diesem Sinne am weitesten operationalisiert und politisch akzeptiert ist der Critical-Loads-Ansatz, der Schwellen wesentlicher schädlicher Wirkungen auf Pflanzen oder Ökosysteme durch eutrophierende und versauernde Stoffe identifiziert. Auf der Basis des Critical-Loads-Ansatzes kann das Mindestmaß der aus ökologischer Perspektive erforderlichen Verminderungen bestimmt werden. Dieses sollte mit dem Stand der wirtschaftlich-technisch bestmöglichen Reduktion abgeglichen und entsprechend mit einem sozial-ökonomisch vertretbarem (Stufen)Plan verknüpft werden.

62. Die Festlegung eines Gesamtreduktionszieles ist sinnvoll, um die Größenordnung des Handlungsbedarfs besser kommunizieren, die Reichweite von Instrumenten und Maßnahmen evaluieren und auch Problemverlagerungen frühzeitig erkennen zu können, ist darüber hinaus auch ein integrierter Ansatz durch Hierbei sollten in einem Bottom-up-Verfahren zunächst die Verminderungen identifiziert werden, die für die Einhaltung von Umweltqualitätszielen und Grenzwerten für die Luft, die Böden und die verschiedenen Gewässertypen erforderlich sind. Beispielhaft für die Einträge aus landwirtschaftlichen Betrieben wurde dies für die Niederlande und für die globale Ebene modelliert. Für die Niederlande wurde ein Reduktionsbedarf des Stickstoffgesamteinsatzes in der Landwirtschaft in der Größenordnung von 50 % bis 70 % abgeleitet. In einer ähnlichen Größenordnung liegt auch der globale Reduktionsbedarf. Um den Reduktionsbedarf zur Einhaltung der gesetzten Umweltziele aber genau ermitteln zu können, sollte auch für Deutschland eine entsprechende integrierte, wirkungsbasierte, alle wichtigen Stickstoffverbindungen und Schutzgüter umfassende, räumlich ausdifferenzierte Modellierung erfolgen.

63. Bei der integrierten sozial-ökologischen Betrachtungsweise ist zu berücksichtigen, dass Düngemittel für die menschliche Ernährung erforderlich sind. Der Mindesteinsatz von Mineral- oder Wirtschaftsdünger variiert je nach Ernährungsgewohnheiten, Anbauart und Ausbringungseffizienz. Wenn die Ausbringungseffizienz verbessert wird und gleichzeitig der Konsum von Fleisch und anderen tierischen Proteinen auf die von der Weltgesundheitsorganisation empfohlenen Mengen verringert werden kann, gibt es einen Gestaltungskorridor, der die Ernährungssicherheit einer wachsenden Weltbevölkerung weitgehend mit der Einhaltung eines „sicheren Handlungsraumes“ in Einklang bringen kann. Diesen zu erreichen, muss das zentrale Ziel einer integrierten Stickstoffpolitik auf den unterschiedlichen politischen Handlungsebenen, so auch der nationalen Umweltpolitik, sein.

64. Effizienz, Suffizienz und Konsistenz sind verschiedene Optionen, um dieses Ziel zu erreichen, das auf eine deutliche Minderung der Einträge von reaktivem Stickstoff in die Umwelt hinausläuft. Effizienz zielt darauf ab, das Verhältnis zwischen dem eingesetzten und dem im Endprodukt befindlichen Stickstoff zu verbessern und so Verluste zu verringern. Nach dem Ansatz der Konsistenz ist die Produktionsweise grundsätzlich naturverträglicher umzugestalten und die Idee der Kreislaufwirtschaft steht im Vordergrund. Suffizienz hingegen verringert die Umweltbelastung durch einen veränderten Konsum. Die Untersuchun-

gen von de VRIES et al. (2013) weisen darauf hin, dass alle drei Ansätze im Zusammenspiel notwendig sind, um zu einem „sicheren Handlungsraum“ zurückzufinden. Dies bedarf erheblicher Anstrengungen und beinhaltet auch eine Anpassung der heutigen Konsummuster.

3 **Reaktive Stickstoffverbindungen und ihre Wirkungen in der Umwelt**

65. In Kapitel 2 wurden grundsätzliche normative Überlegungen angestellt, wie man einen „sicheren Handlungsraum“ bestimmt, in dem die natürlichen Lebensgrundlagen respektiert und ökologische Tragfähigkeitsgrenzen beachtet werden. Voraussetzung für die Identifizierung eines sicheren Handlungsraums ist die Kenntnis der komplexen Stickstoffproblematik, das heißt der vielfältigen Einträge, Entwicklungstrends und feststellbaren Wirkungen der verschiedenen Stickstoffverbindungen. Im Folgenden werden die Einträge und Wirkungen reaktiver Stickstoffverbindungen in Deutschland dargestellt.

Zunächst werden in Kapitel 3.1 der natürliche Stickstoffkreislauf und der anthropogene Einfluss darauf beschrieben. Es zeigt sich, dass reaktive Stickstoffverbindungen ineinander umwandelbar sind, von einem Umweltmedium ins andere übergehen können und je nach Umweltmedium auch unterschiedlich wirken. Daher werden in Kapitel 3.2 Eintrag, Verhalten und Verbleib reaktiver Stickstoffverbindungen für Luft, Boden und Wasser separat betrachtet. In Kapitel 3.3 folgen die Wirkungen auf den Menschen und in Kapitel 3.4 die Wirkungen auf die biologische Diversität. Kapitel 3.5 schließlich beschreibt den Beitrag reaktiver Stickstoffverbindungen zum globalen Klimawandel.

Die Tatsache, dass ein Stickstoffatom in unterschiedlichen Verbindungen vorkommen kann und außerdem verschiedene Wirkungen in der Atmosphäre, in terrestrischen und aquatischen Ökosystemen und auf die menschliche Gesundheit ausübt, wird auch als Stickstoffkaskade bezeichnet. Der Ursprung eines Stickstoffatoms spielt im Verlauf dieser Kaskade eine untergeordnete Rolle. Zudem führen die unterschiedlichen Verteilungs- und Speicherprozesse zu einer zeitlichen und räumlichen Verlagerung der Wirkung reaktiver Stickstoffverbindungen. Dabei können die Effekte von regional bis kontinental reichen, Lachgas wirkt als Klimagas sogar global. Insgesamt ergibt die Bestandsaufnahme für Deutschland, dass ökologische Grenzen für Stickstoffeinträge an vielen Stellen bereits überschritten sind.

3.1 Der Stickstoffkreislauf und die unterschiedlichen Stickstoffverbindungen

66. Das Vorhandensein von Stickstoff (N) ist essenziell für die Entstehung von Leben auf der Erde. In Verbindung mit anderen Elementen wie Sauerstoff (O), Kohlenstoff (C), Wasserstoff (H), Schwefel (S) und Phosphor (P) ist Stickstoff am Aufbau jeglichen Lebens beteiligt. Stickstoff ist zum Beispiel Bestandteil pflanzlicher und tierischer Proteine, Aminosäuren, Vitamine, Enzyme und des Blattfarbstoffs Chlorophyll. Die Luft enthält mehr als 99 % des auf der Erde verfügbaren Stickstoffs, welcher in den elementaren Stickstoff (N_2) und in die reaktiven Stickstoffverbindungen (N_r) unterteilt wird (vgl. Tab. 3-1). Den überwiegenden Anteil bildet dabei der elementare Stickstoff mit circa 99 %, die reaktiven Verbindungen haben einen Anteil von 1 %. Der elementare Stickstoff ist chemisch relativ reaktionsträge

und in dieser Form für die meisten Lebewesen nicht direkt verfügbar (HOLLEMAN et al. 2007, S. 651 ff.). Pflanzen, Tiere und Menschen sind daher auf reaktive Stickstoffverbindungen als Stickstoffquelle angewiesen (BLUME 2010, S. 404).

67. Zu den wichtigsten reaktiven Stickstoffverbindungen gehören anorganische Verbindungen, wie zum Beispiel Ammoniak (NH_3), Ammonium (NH_4^+), Stickstoffoxide (NO_x , bestehend aus Stickstoffmonoxid (NO) und Stickstoffdioxid (NO_2)), Nitrat (NO_3^-), Nitrit (NO_2^-), Lachgas (N_2O) sowie in organischer Materie gebundener Stickstoff in Form von Harnstoff, Aminen, Proteinen und Aminosäuren. Stickstoffverbindungen werden anhand ihres Oxidationsstatus in nicht-reaktive (Oxidationsstatus 0), reduzierte (-3 bis -1) und oxidierte (+1 bis +5) Formen eingeteilt (s. Tab. 3-1).

Tabelle 3-1

Die wichtigsten Stickstoffverbindungen

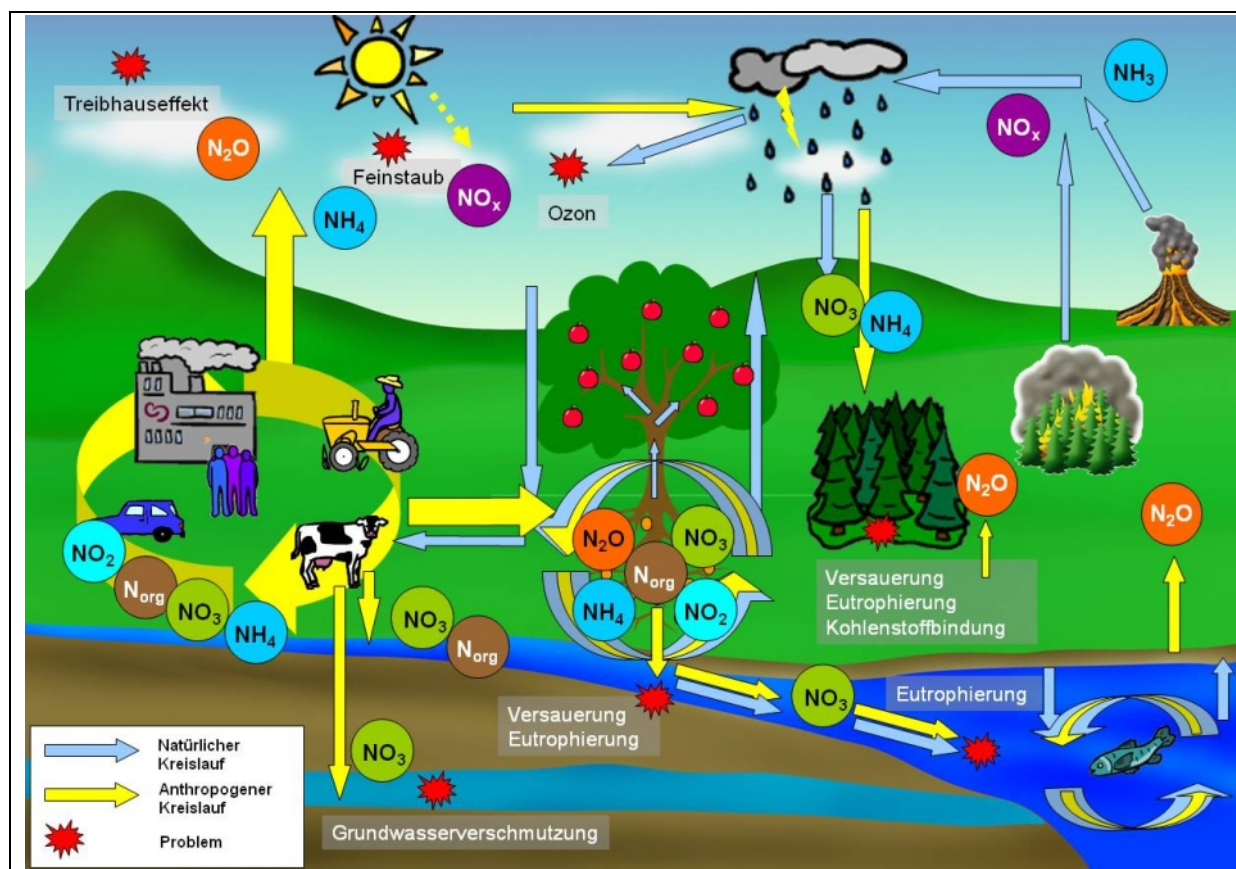
Verbindung	Formel	Hauptvorkommen	Oxidationsstufe
Elementarer Stickstoff	N_2	Luft	nicht-reaktive Form +/- 0
Ammonium Ammoniak	NH_4^+ NH_3	Luft/Boden Luft	reduzierte Form - 3 - 3
Lachgas Stickstoffmonoxid Nitrit Stickstoffdioxid Nitrat	N_2O NO NO_2^- NO_2 NO_3^-	Luft Luft Wasser/Boden Luft Wasser/Boden	oxidierte Form + 1 + 2 + 3 + 4 + 5
Amine, Proteine, Aminosäuren, Harnstoff	R-NH_2	in organische Materie gebunden	organische Verbindungen

SRU/SG 2015/Tab. 3-1; Datenquelle: ERISMAN et al. 2011, S. 11

Die Fixierung von elementarem Luftstickstoff in seine reaktiven Verbindungen und deren stetige Umwandlung ineinander bezeichnet man als Stickstoffkreislauf. Die einzelnen Teilprozesse dieses Kreislaufs sind: Stickstofffixierung, Nitrifikation, Assimilation, Ammonifikation, Denitrifikation, Anammox-Reaktion, Verflüchtigung, Versickerung, Verwitterung und Auswaschung (s. Abb. 3-1 und Tab. 3-2).

Abbildung 3-1

Der Stickstoffkreislauf



Quelle: ERISMAN et al. 2011, S. 11; Copyright: Anne Christine Le Gall, INERIS

68. Für die Umwandlung von elementarem Stickstoff aus der Atmosphäre in seine reaktiven Formen ist ein hoher Energieaufwand notwendig. Dieser Prozess wird als Stickstofffixierung bezeichnet. Man unterscheidet dabei die natürliche Stickstofffixierung, welche in der Umwelt durch bestimmte Mikroorganismen (s. u.) oder physikochemische Aktivitäten (Tz. 69) stattfindet, von der industriellen (anthropogenen) Stickstofffixierung (Tz. 76). Bestimmte Mikroorganismen (Bakterien, Blaualgen) können aufgrund ihrer Enzymausstattung die benötigte Energie für die Reduktion des elementaren Stickstoffs katalytisch herabsetzen und diesen direkt zu Ammoniak bzw. Ammonium reduzieren. Bakterien, die dazu in der Lage sind, können sowohl frei lebend (z. B. Azobacter und Cyanobakterien) als auch in Symbiose mit Pflanzen (z. B. Knöllchenbakterien (Rhizobien) in Verbindung mit Leguminosen) vorkommen (s. Tz. 94). Der so gewonnene Ammoniak bzw. das Ammonium ist biologisch leicht verfügbar und kann von den Bakterien selbst genutzt oder in Symbiose den Pflanzen als Nährstoff zur Verfügung gestellt werden. Als Gegenleistung wird der Symbiont (Bakterium) vom Wirt (Pflanze) mit Energie und Kohlenstoff versorgt. Die mikrobielle Fixierung von elementarem Stickstoff wird als biologische Stickstofffixierung bezeichnet (HOLLEMAN et al. 2007, S. 654; WINGENDER und MAYER 2011).

69. In der Natur ist die sogenannte abiotische Stickstofffixierung von elementarem Luftstickstoff zu reaktiven Verbindungen durch Blitzschläge, Verbrennung und Vulkanaktivität möglich, bei denen große Mengen an Energie zur Verfügung stehen (WINGENDER und MAYER 2011). Dabei reagiert der elementare Stickstoff mit Sauerstoff (O_2) aus der Luft zu Stickstoffoxiden (NO und NO_2). Auch durch natürliche Verwitterungsprozesse von Gesteinen durch Wind und Regen wird reaktiver Stickstoff freigesetzt und gelangt in die Umwelt (HOLLOWAY und DAHLGREN 1999, S. 569; SUTTON et al. 2011b).

70. Als Nitrifikation bezeichnet man eine Reaktion, bei der bestimmte aerobe Bakterien unter Energiegewinnung Ammoniak über die Zwischenstufe Nitrit zu Nitrat oxidieren. Die so gewonnene Energie kann von den Organismen für Wachstum und andere biologische Vorgänge genutzt werden. Beide Reaktionsschritte finden unter normalen Umständen nebeneinander statt, sodass es zu keiner Anhäufung von Nitrit kommt. Allerdings können als Nebenprodukte bis zu 10 % Lachgas und Stickstoffmonoxid entstehen (ERISMAN und FOWLER 2009; HOLLEMAN et al. 2007, S. 654).

71. Die Aufnahme und Verwertung der Stickstoffverbindungen Ammoniak bzw. Ammonium und Nitrat durch Pflanzen und Mikroorganismen wird als Stickstoffassimilation bezeichnet. Insbesondere Pflanzen können den Stickstoff über die Wurzeln nur aufnehmen, wenn er als Ammonium- oder Nitration im Boden vorliegt. Diese Formen werden daher als pflanzenverfügbare Stickstoffverbindungen bezeichnet und dienen dem Aufbau von stickstoffhaltigen organischen Verbindungen wie Aminosäuren, Proteinen, Nukleinsäuren und Chlorophyll (BLUME 2010, S. 404 f.).

72. Das Ausgangsprodukt für die Nitrifikation (Tz. 70) wird durch die Ammonifikation (Stickstoffmineralisation) bereitgestellt. In diesem Schritt des Stickstoffzyklus wird durch mikrobielle Umwandlung aus stickstoffhaltigen organischen Verbindungen Ammoniak freigesetzt. Die organischen Verbindungen können tierischen und pflanzlichen Ursprungs sein und stammen zum Beispiel aus Fäulnisprozessen sowie abgestorbenen Pflanzenteilen und Organismen. Durch Destruenten (Bakterien, Pilze) wird der Stickstoff in Form von Ammoniak oder Ammonium freigesetzt und kann somit erneut von Pflanzen und Mikroorganismen aufgenommen werden (BLUME 2010).

73. Die Denitrifikation von Nitrat durch bestimmte Bakterien (Denitrifikanten) stellt neben der Anammox-Reaktion (s. u.) die einzige Möglichkeit dar, reaktiven Stickstoff wieder in elementarem Luftstickstoff zurückzuwandeln. Dabei entstehen als Nebenprodukte Lachgas und Stickstoffmonoxid. Die Denitrifikation findet sowohl in aquatischen als auch in terrestrischen Ökosystemen statt. So können zum Beispiel Bakterien der Gattung *Pseudomonas* durch diesen Schritt auch unter anaeroben Bedingungen atmen (HOLLEMAN et al. 2007, S. 654).

Die seit den 1980er-Jahren bekannte Anammox-Reaktion findet im großen Maßstab in den Meeren, Ozeanen und Thermalquellen, aber auch in Abwässern und wahrscheinlich in Böden statt. Die Bakterienart *Brocadia anammoxidans* oxidiert ebenfalls unter anaeroben

Bedingungen Ammonium über die Zwischenstufe Nitrit zu elementarem Stickstoff, welcher für die meisten Lebewesen nicht mehr verfügbar ist und in die Atmosphäre entweicht (ERISMAN et al. 2011).

74. Neben der bereits beschriebenen mikrobiellen Umwandlung kann Stickstoff auch durch Verflüchtigung aus Dünger und zersetzter Biomasse als Ammoniak, Lachgas und elementarer Stickstoff in die Atmosphäre entweichen. Durch Versickerung und Auswaschung von an Wurzeln und Boden gebundene Stickstoffverbindungen können diese ebenfalls als anorganischer Stickstoff (z. B. Nitrat) oder gelöster organischer und partikulärer Stickstoff (DON und PON) in Gewässer und Grundwasser gelangen (BLUME 2010, S. 410; Tz. 107).

Tabelle 3-2

Der Stickstoffkreislauf

Teilprozess	Kurzbeschreibung
Fixierung	Umwandlung von <i>elementarem Stickstoff</i> (N_2) aus der Atmosphäre in <i>reaktive Formen</i> . Man unterscheidet dabei die natürliche Fixierung, welche in der Umwelt durch bestimmte Mikroorganismen und physikochemische Aktivitäten stattfindet, von der industriellen (anthropogenen) Stickstofffixierung.
Nitrifikation	Nitrit- und Nitratbakterien oxidieren in einem zweistufigen, aeroben Verfahren unter Energiegewinnung <i>Ammoniak</i> (NH_3) über <i>Nitrit</i> (NO_2^-) zu <i>Nitrat</i> (NO_3^-).
Assimilation	Die anorganischen Stickstoffverbindungen <i>Ammonium</i> (NH_4^+) und <i>Nitrat</i> (NO_3^-) werden dem Boden von Mikroorganismen und Pflanzen entzogen und zum Aufbau stickstoffhaltiger organischer Verbindungen verwendet.
Ammonifikation	Organische Rückstände der abgestorbenen Vegetation oder der Bodenorganismen sowie deren Stoffwechselprodukte werden von Bakterien (Destruenten) zersetzt. Der Stickstoff wird dabei als <i>Ammoniak</i> (NH_3) bzw. <i>Ammonium</i> (NH_4^+) frei und steht wieder als anorganischer Stickstoff zur Aufnahme bereit (s. <i>Nitrifikation</i>).
Denitrifikation	Unter anaeroben Bedingungen werden <i>Nitrat</i> (NO_3^-) und <i>Nitrit</i> (NO_2^-) über mehrere Zwischenstufen von Bakterien zu <i>elementarem Stickstoff</i> (N_2) reduziert, der zum Großteil in die Atmosphäre entweicht.
Anammox-Reaktion	Neben der Denitrifikation die einzige Möglichkeit, reaktiven Stickstoff wieder in elementaren Stickstoff zurückzuführen. Anaerobe Bakterien wandeln in Meeren, Ozeanen und Abwässern <i>Ammonium</i> (NH_4^+) über <i>Nitrit</i> (NO_2^-) zu <i>elementarem Stickstoff</i> (N_2) um.
Verflüchtigung	Gasförmige Stickstofffreisetzung (Stickstoffverlust) als <i>Ammoniak</i> (NH_3), <i>Lachgas</i> (N_2O), <i>Stickstoffoxide</i> (NO_x) und <i>elementarer Stickstoff</i> (N_2) aus Dünger und Biomasse in die Atmosphäre.
Versickerung, Auswaschung	Stickstoffverluste durch Versickerung und Auswaschung von <i>Nitrat</i> (NO_3^-) in Oberflächengewässer und Grundwasser sowie in Form <i>gelöster organischer Substanz</i> (DON) bzw. als <i>partikulärer Stickstoff</i> (PON).
Verwitterung	Freisetzung von reaktivem Stickstoff aus Gesteinen durch Wind und Regen.

SRU/SG 2015/Tab. 3-2

Der anthropogene Eingriff in den Stickstoffkreislauf

75. Stickstoff gehört neben Kalium, Kalzium, Magnesium, Phosphor und Schwefel für Pflanzen zu den Hauptnährelementen und hat mengenmäßig den größten Anteil der einzel-

nen mineralischen Elemente am Trockengewicht der Pflanzen. Stickstoff ist dabei wichtiger Bestandteil pflanzeigener organischer Verbindungen. Natürlicherweise kommt reaktiver Stickstoff in der Bodensubstanz jedoch nur in sehr geringer Konzentration vor. Daher ist Stickstoff in fast allen terrestrischen und einigen aquatischen Ökosystemen der das Pflanzenwachstum und den Ernteertrag begrenzende Nährstofffaktor (de VRIES 2011; BLUME 2010, S. 401).

76. Während in der vorindustriellen Zeit die Entstehung von reaktiven Stickstoffverbindungen im Wesentlichen auf die zwei natürlichen Fixierungsprozesse – biologische Stickstofffixierung und physikochemische Aktivitäten – zurückzuführen war, griff der Mensch im Zuge des technischen Fortschritts immer mehr in diesen natürlichen Stickstoffkreislauf ein. Durch das um 1910 entwickelte Haber-Bosch-Verfahren wurde es erstmals möglich, elementaren Stickstoff industriell zu verwerten und in Form von Mineraldünger nutzbar zu machen. Bei hohen Temperaturen (zwischen 400 °C und 500 °C) und unter hohem Druck (um 300 bar) wird dabei mit hohem Energieaufwand Ammoniak synthetisch aus elementarem Stickstoff und Wasserstoff hergestellt. Allein durch das Haber-Bosch-Verfahren werden weltweit jährlich über 80 Mio. t elementarer Stickstoff in reaktiven Stickstoff in Form von synthetischem Dünger umgewandelt und somit pflanzenverfügbar gemacht (ROCKSTRÖM et al. 2009).

77. Global führten neben der Herstellung von synthetischem Dünger für die Landwirtschaft auch die Verbrennung von fossilen Energieträgern und Biomasse und der Anbau von Leguminosen (biologische Stickstofffixierung durch symbiotische Bakterien im Ackerbau) zu einem dramatischen Anstieg von verfügbaren reaktiven Stickstoffverbindungen. Im Zeitraum von 1860 bis 2000 verzehnfachte sich die Menge des durch anthropogene Aktivitäten fixierten elementaren Stickstoffs von 15 Mio. t pro Jahr auf 165 Mio. t pro Jahr (GALLOWAY et al. 2003). Heute wird mehr elementarer Stickstoff in reaktiven Stickstoff durch den Menschen umgewandelt, als durch die natürlichen terrestrischen Prozesse zusammen. Der Anteil von synthetischen Düngern an der Gesamtmenge des anthropogen fixierten elementaren Stickstoffs beträgt global etwa 53 % und übersteigt damit die Mengen, die durch den Anbau von Leguminosen (ca. 27 %) und durch Verbrennung fossiler Energieträger und nachwachsender Rohstoffe (ca. 20 %) gebildet werden (ROCKSTRÖM et al. 2009).

3.2 Eintrag, Verhalten und Verbleib von reaktivem Stickstoff in der Umwelt

3.2.1 Bilanzierung der Stickstoffflüsse

Nationale Stickstoffbilanz

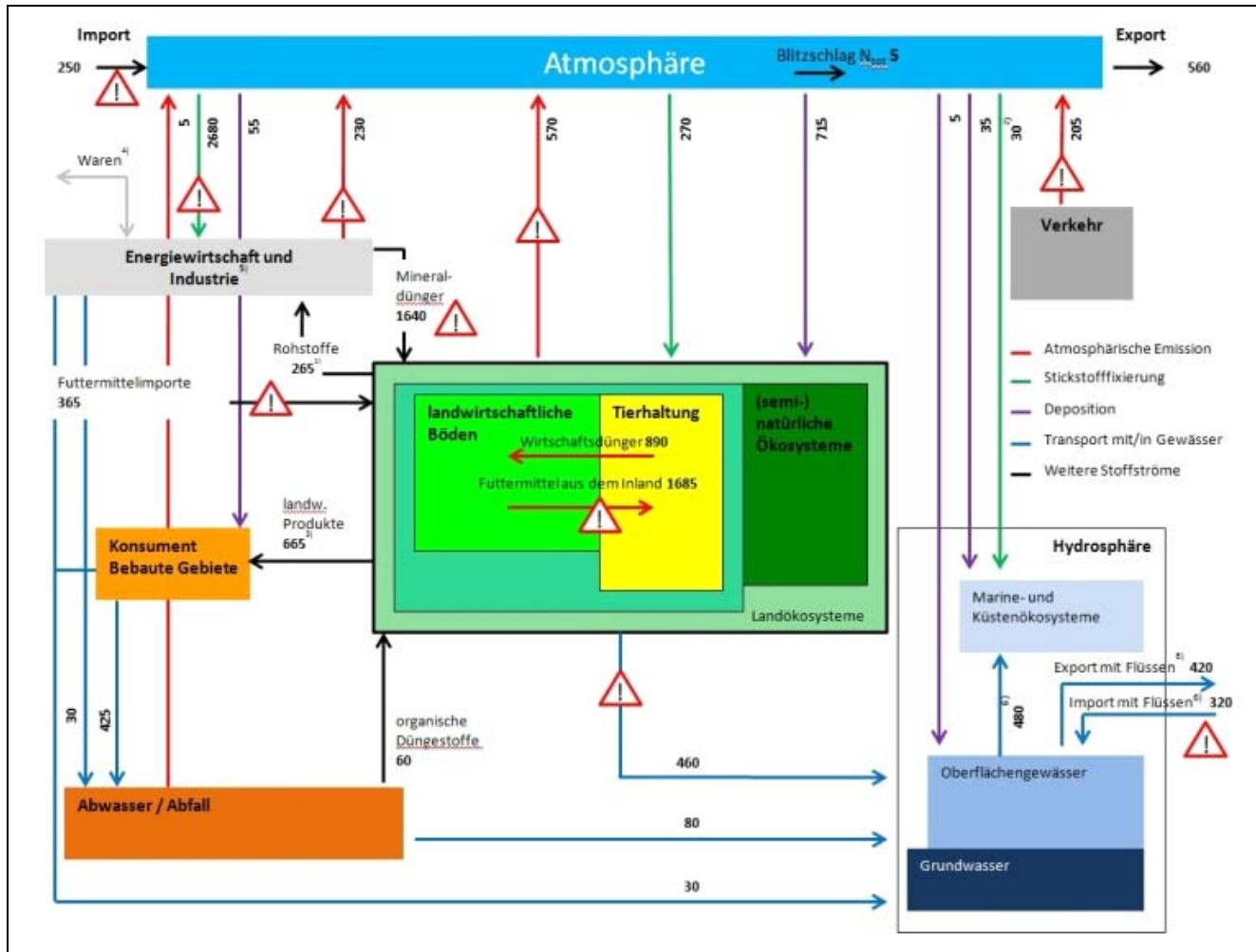
78. Das Zusammenspiel der Stickstoffflüsse in der Umwelt ist komplex. Um dennoch einen Überblick über die Gesamtheit der Eintragspfade und die belasteten Umweltmedien zu

bekommen, ist es sinnvoll, eine integrierte Gesamtbilanz der Stickstoffflüsse aufzustellen. Die Aufstellung einer nationalen Stickstoffbilanz (im Englischen „national nitrogen budget“) mit allen wesentlichen ein- und ausgehenden Stickstoffströmen sowie den internen Stoffflüssen wird auch von der United Nations Economic Commission for Europe (UNECE 2013) empfohlen. Die Stickstoffbilanzen helfen, das Stickstoffproblem zu visualisieren. Sie liefern zudem Informationen über relevante Einträge in den Stickstoffkreislauf. Außerdem können Ansatzpunkte für Maßnahmen und mögliche Belastungsverlagerungen und Trade-offs identifiziert werden (LEIP 2011). Die Stickstoffbilanzen liefern auch eine wichtige Datengrundlage für die Entwicklung eines Gesamtreduktionszieles, wie es in Kapitel 2 empfohlen wird (s. a. Tx. 618).

79. Eine solche integrierte Gesamtbilanz der Stickstoffflüsse in Deutschland hat das Umweltbundesamt (UBA) mit Daten aus den Jahren 2005 bis 2011 erstellt (UBA 2014f; Abb. 3-2). Um die Mengen der verschiedenen Stickstoffverbindungen miteinander vergleichen und summieren zu können, wurden die Massenströme jeweils in Masse Reinstickstoff angegeben. Die aus der molaren Masse abgeleiteten Umrechnungsfaktoren betragen für Ammoniak (NH_3) 0,8235, für Stickstoffdioxid (NO_2) 0,3044 und für Lachgas (N_2O) 0,6364. Die Umrechnung führt dazu, dass zum Beispiel für 100 kt Ammoniak 82,4 kt Stickstoff anzusetzen sind, für 100 kt Stickstoffdioxid ergeben sich 30 kt Stickstoff und für 100 kt Lachgas werden 64 kt Stickstoff für die Gesamtbilanz berücksichtigt.

Abbildung 3-2

Bilanz der wichtigsten Stickstoffflüsse in Deutschland (alle Zahlen in kt N/a)



Quelle: UBA 2014f

Anmerkungen:

Alle Werte wurden auf 5 kt N/a gerundet. Die Daten beziehen sich – soweit verfügbar – auf Mittelwerte der Jahre 2008-2010. Waren diese nicht verfügbar, so wurde der Wert des Jahres 2010 bzw. der letzte, aktuell verfügbare Wert verwendet. Die Daten für Gewässer beziehen sich auf den Zeitraum 2006-2011; für die Im- und Exporte auf den Zeitraum 2003-2005. Die Daten für die atmosphärische Deposition auf das Jahr 2007.

Der Import von Wirtschaftsdünger (v. a. Gülle und Geflügeltrockenkot) und der Import von Biomasse als Gärsubstrat (ebenso wie eventuelle Exporte) sind in der Bilanz nicht enthalten. Für den betrachteten Zeitraum dürfte dies eine Nichtberücksichtigung von mindestens 20 kt N/a bedeuten. Ebenso sind landwirtschaftsinterne Ströme pflanzlicher Gärreste derzeit noch nicht berücksichtigt (ca. 100-150 kt N/a).

⚠ Die Dreiecksymbole zeigen – aus nationaler Sicht – wichtige Ansatzstellen für Maßnahmen auf.

1) Enthält Industriepflanzen (Zuckerrüben, Tabak, Faserpflanzen etc.) sowie eine erste Schätzung für den Stickstofffluss durch geerntetes Holz (70 kt N/a).

2) Nur Ostsee.

3) Enthält alle tierischen und pflanzlichen Produkte mit Ausnahme der Futtermittel und der Industriepflanzen.

4) Der Stickstofffluss in Waren (inkl. Lebensmittel) kann derzeit noch nicht quantifiziert werden.

5) Inkl. Kleinfuerung in Haushalten.

6) Die Im- und Exporte können derzeit nur ohne Berücksichtigung der gewässerinternen Retention angegeben werden, da die Werte für den Betrachtungszeitraum noch nicht vorliegen. Ältere Auswertungen zeigen, dass die Retention (insb. Denitrifikation) u. a. in Abhängigkeit der Fließstrecke bis zu 50 % betragen kann.

80. Aus der Abbildung 3-2 lassen sich die für Deutschland wichtigsten Eintragswege reaktiven Stickstoffs und ihre Mengenströme in den nationalen Stickstoffkreislauf ablesen (s. a. Tab. 3-3): die industrielle Fixierung von Ammoniak aus Luftstickstoff, der Import von Futtermitteln, die Emissionen reaktiven Stickstoffs aus Industrie, Energiewirtschaft und Verkehr, die biologische Stickstofffixierung in der Landwirtschaft und in terrestrischen Ökosystemen sowie der Import von Stickstoff über Flüsse und über die Atmosphäre. Der industriell fixierte Stickstoff wird zur Herstellung von Düngemitteln und anderen stickstoffhaltigen Produkten verwendet. Gut dokumentiert ist, dass jährlich etwa 1.640 kt N, also etwa 60 % des industriell fixierten Stickstoffs, als Düngemittel in Deutschland abgesetzt werden. Die Stickstoffströme in weiteren stickstoffhaltigen Industrieprodukten, zum Beispiel Kunststoffen, Farbstoffen oder Pestiziden, konnten in der aktuellen Bilanz hingegen noch nicht verlässlich quantifiziert werden (UBA 2014f).

Austräge reaktiver Stickstoffverbindungen aus dem System erfolgen über die Atmosphäre oder über den Wasserweg in die Nachbarländer (Tab. 3-3). Die mengenmäßig größten Austräge erfolgen aber über die Umwandlung reaktiven Stickstoffs in elementaren Luftstickstoff. Diese Stickstoffflüsse sind in der Bilanzierung reaktiver Stickstoffverbindungen nicht aufgeführt. Ein Teil der reaktiven Stickstoffverbindungen wird in den Abwasserbehandlungsanlagen denitrifiziert (ca. 340 kt N/a; UBA 2014f). Mengenmäßig bedeutender ist die Denitrifikation in Oberflächengewässern, im Boden und in Grundwasserleitern, deren Quantifizierung jedoch mit großen Unsicherheiten behaftet ist. So ergibt sich aus der Differenz zwischen dem Stickstoffüberschuss in der Landwirtschaft (Tz. 214) und in naturnahen terrestrischen Ökosystemen und den ermittelten Emissionen in die Luft und in Oberflächengewässer eine Differenz von 750 kt N/a (UBA 2014f). Diese Menge dürfte größtenteils denitrifiziert werden, wobei eine „mögliche Anreicherung reaktiven Stickstoffs sowie der Zeitverzug bei der Grundwasserpassage [...] zu berücksichtigen sind“ (ebd.).

81. Die Umwandlung von reaktiven Stickstoffverbindungen zu Luftstickstoff in Abwasserbehandlungsanlagen ist aus Umweltsicht zwar vorteilhaft, sie stellt aber eine Verschwendung der Energie dar, die zur Produktion des reaktiven Stickstoffs aufgewendet wurde. Außerdem wird bei der Denitrifikation immer auch eine gewisse Menge Lachgas gebildet (Tz. 73). Grundsätzlich besser, aber technisch noch nicht marktfähig, wäre daher ein Recycling des reaktiven Stickstoffs aus dem Abwasser (SUTTON et al. 2011a).

Tabelle 3-3

**Die wichtigsten Ein- und Austräge in den Stickstoffkreislauf
Deutschlands (in kt N/a*)**

Einträge in kt N/a	
Industrielle Fixierung von Ammoniak aus Luftstickstoff als chemischer Grundbaustein u. a. für die Mineraldüngerproduktion	ca. 2.680
Import von Futtermitteln	ca. 365
Emissionen reaktiven Stickstoffs in die Atmosphäre (insbesondere Verbrennungsprozesse aus stationären und mobilen Quellen)	ca. 435
biologische N-Fixierung in der Landwirtschaft und in terrestrischen und aquaten Ökosystemen	ca. 300
grenzüberschreitender Import von Stickstoff über die Flüsse	ca. 320
grenzüberschreitender Import von Stickstoff über die Atmosphäre	ca. 250
Austräge in kt N/a	
Transport über die Flüsse direkt oder über angrenzende Nachbarländer in Meeres- und Küstenökosysteme	ca. 900
Über die Atmosphäre ins Ausland	ca. 560
Denitrifikation bei der Abwasserbehandlung	ca. 340
Denitrifikation in Fließ- und Oberflächengewässern, in Agrarökosystemen sowie in natürlichen und naturnahen Landökosystemen	nur ungenau quantifizierbar
*Die Angaben beziehen sich auf unterschiedliche Jahre des Zeitraums 2005 bis 2011 SRU/SG 2015/Tab. 3-3; Datenquelle: UBA 2014f	

Ansatzstellen für Maßnahmen

82. Die nationale Gesamtbilanz zeigt deutlich die Eintragspfade und Emissionsquellen, an denen Handlungsoptionen bestehen („Ansatzstellen für Maßnahmen“, s. Dreiecksymbole in Abb. 3-2). Dazu gehören die in Tabelle 3-3 aufgelisteten Stickstoffeinträge, aber auch die internen Stickstoffströme, beispielsweise in der Landwirtschaft. Bei den Eintragspfaden muss beachtet werden, dass die Einträge in die Atmosphäre, aus der biologischen Stickstofffixierung und aus dem grenzüberschreitenden Import sowohl über die Flüsse als auch über die Atmosphäre unmittelbar den Stickstoffmengen entsprechen, die auch in die Umwelt gelangen. Bei den Futtermittelimporten und dem Düngemittelabsatz erfolgen die Einträge von reaktivem Stickstoff in die Umwelt erst bei oder nach der Anwendung, wenn zum Beispiel nach der Fütterung Ammoniak aus den Ausscheidungen emittiert oder Nitrat aus dem eingesetzten Dünger in das Grundwasser ausgewaschen wird. Diese Emissionen sind in den bilanzinternen Stoffflüssen enthalten, die aus den Landökosystemen in die Hydrosphäre gelangen (vgl. Abb. 3-2).

Bei den anthropogenen Einträgen in die Atmosphäre dominiert die Landwirtschaft mit 570 kt, gefolgt von den Emissionen aus der Energiewirtschaft und Industrie (230 kt) und aus dem Verkehr (205 kt). Während die atmosphärischen Emissionen und die weiteren Transportvorgänge in der Luft vergleichsweise gut abgeschätzt werden können, sind Verbleib und Verhalten der Stickstoffverbindungen im Boden und in der Hydrosphäre aufgrund der komplexen Transportprozesse schwieriger vorherzusagen. In Abbildung 3-2 werden die Einträge

aus den Landökosystemen in die Hydrosphäre mit 460 kt N/a abgeschätzt. Modellierungen für Stickstoffeinträge in Oberflächengewässer zeigen, dass die Landwirtschaft für etwa 80 % der Einträge verantwortlich ist (Tz. 111). Damit ist die Landwirtschaft auch für die wasserlöslichen Stickstoffverbindungen die wichtigste anthropogene Emissionsquelle.

83. Aufgrund der Datenlücken kann die Differenz zwischen den in der Tabelle 3-3 aufgelisteten Stickstoffeinträgen und den Stickstoffausträgen keinen Hinweis auf die Menge an reaktiven Stickstoffverbindungen geben, die im System akkumuliert. Für eine genaue Bestimmung dieser Differenz müssen diese und gegebenenfalls weitere Datenlücken geschlossen werden (UBA 2014f). Dann könnte die Gesamtbilanzierung auch zum Vergleich mit einer wirkungsbezogenen Belastungsgrenze herangezogen und damit Berechnungsgrundlage für ein Gesamtreduktionsziel für die Einträge von Stickstoffverbindungen in die Umwelt werden (Tz. 618 ff.).

3.2.2 Luft

Stickstoffeinträge in die Luft

84. Die Einträge in die Luft erfolgen über die Emissionen an Stickstoffoxiden, Ammoniak und Lachgas. Bezogen auf Masse Reinstickstoff wurden 2012 in Deutschland 958 kt in die Luft emittiert. Die bedeutendste Emissionsquelle für luftgetragenen Stickstoff ist die Landwirtschaft mit 550 kt (57 %). An zweiter und dritter Stelle stehen die stationären Feuerungsanlagen mit 181 kt (19 %) und der Verkehr mit 173 kt Stickstoff (18 %) (vgl. Tab. 3-4).

Tabelle 3-4

Emissionsquellen für NO_x, NH₃ und N₂O in Deutschland für das Jahr 2012 (in kt)

Emissionsquelle	NO _x	NO _x -N	NH ₃	NH ₃ -N	N ₂ O	N ₂ O-N	Summe N	Anteil bezogen auf N
Stationäre Feuerungsanlagen	549	167	6	5	14	9	181	18,9 %
Verkehr	521	159	14	11	5	3	173	18,1 %
Industrieprozesse	87	27	12	10	10	6	43	4,5 %
Landwirtschaft	107	33	512	427	141	90	550	57,4 %
Abfall- und Abwasserbehandlung	0,4	0,1	0	0	9	6	6	0,6 %
Sonstige*	5,5	1,7	1,8	1,5	3	2	5	0,5 %
Summe	1269		545		182			
Summe N		386		454		116	958	100 %

* Summe der Emissionen aus: „Militär und weitere kleine Quellen“, „Diffuse Emissionen aus Brennstoffen“, „Lösemittel und andere Produktverwendung“ und „Landnutzung, Landnutzungsänderung, Forstwirtschaft“
SRU/SG 2015/Tab. 3-4; Datenquelle: UBA 2013g; 2013k

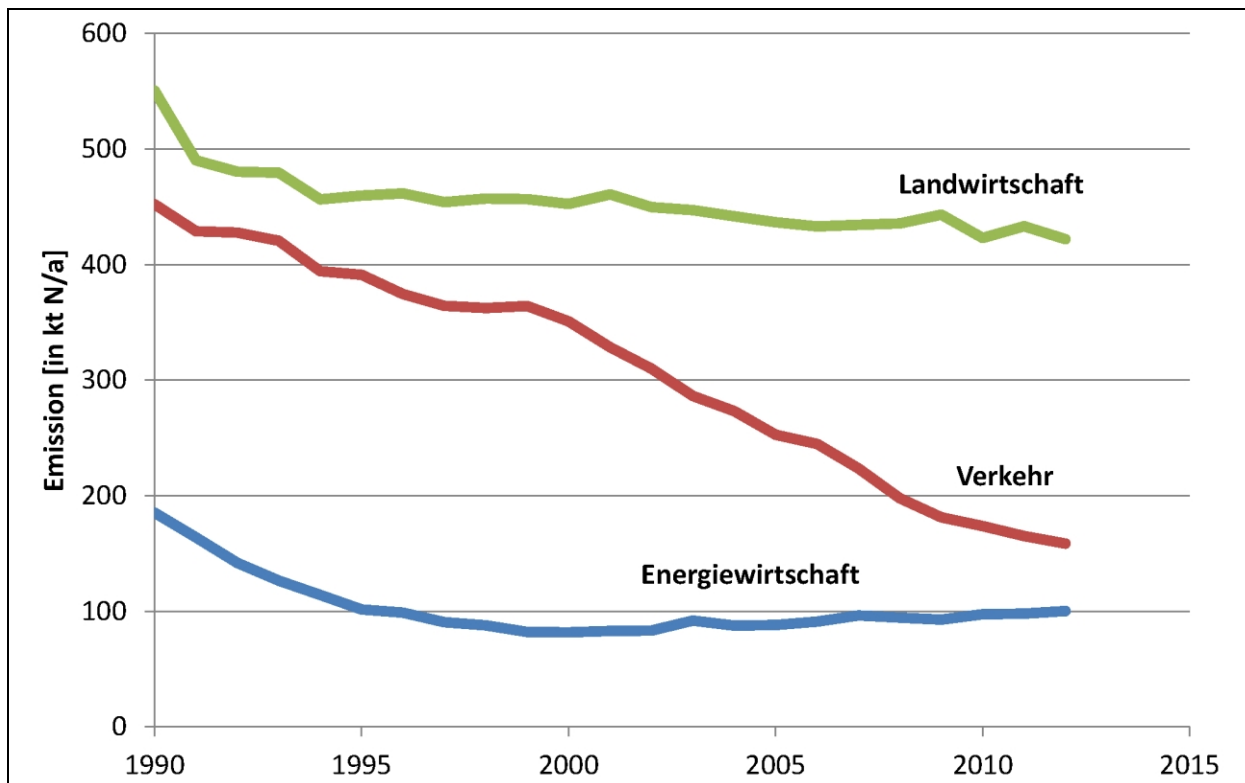
85. Nach Stickstoffverbindungen differenziert, stammen 94 % der Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft (Kap. 4.1). Die beiden Hauptquellen für Stickstoffoxide sind die stationären Feuerungsanlagen (Kap. 4.3) mit 43 % bzw. der Verkehr (Kap. 4.2) mit 41 %. Die

Emissionen aus dem internationalen Luft- und Schiffsverkehr sind in den oben aufgeführten Stickstoffoxidemissionen des Verkehrs nicht enthalten (vgl. Tz. 253). Wichtigste Emissionsquelle für Lachgas ist die Landwirtschaft (77 %), wobei diese Emissionen zu 94 % aus den landwirtschaftlich genutzten Böden kommen.

86. Die Emissionen an gasförmigen Stickstoffverbindungen konnten in Deutschland zwischen 1990 und 2012 insgesamt um 41 % verringert werden (UBA 2013g; 2013k). Der Vergleich der Entwicklung der Stickstoffoxidemissionen aus den stationären Feuerungsanlagen des Sektors Energiewirtschaft, aus dem Verkehr und der Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft für diesen Zeitraum zeigt, dass die größten Reduktionen bei den Emissionen aus dem Verkehr erzielt wurden (Abb. 3-3). Die Emissionen aus der Energiewirtschaft gingen zunächst deutlich zurück, zeigten aber in den letzten Jahren einen leichten Aufwärtstrend (vgl. Abb. 4-16). Die bis circa 1995 zu beobachtende Emissionsminderung bei den Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft ist hauptsächlich auf den Rückgang des Tierbestandes zurückzuführen (OSTERBURG und RÖSEMANN 2012).

Abbildung 3-3

Zeitlicher Verlauf der NO_x-Emissionen aus Energiewirtschaft und Verkehr sowie der NH₃-Emissionen aus der Landwirtschaft (in kt N/a)



Quelle: UBA 2014f

87. Die Lachgasemissionen sind seit 1990 um 34 % zurückgegangen (s. Abb. 3-28), der Trend ist zuletzt aber nur noch leicht negativ. Als neue Emissionsquellen für Ammoniak soll-

ten zukünftig bei den Datenerhebungen auch Gärreste pflanzlicher Herkunft aus der Biogasproduktion berücksichtigt werden (s. a. Tz. 428 und Abschn. 6.5.1.4).

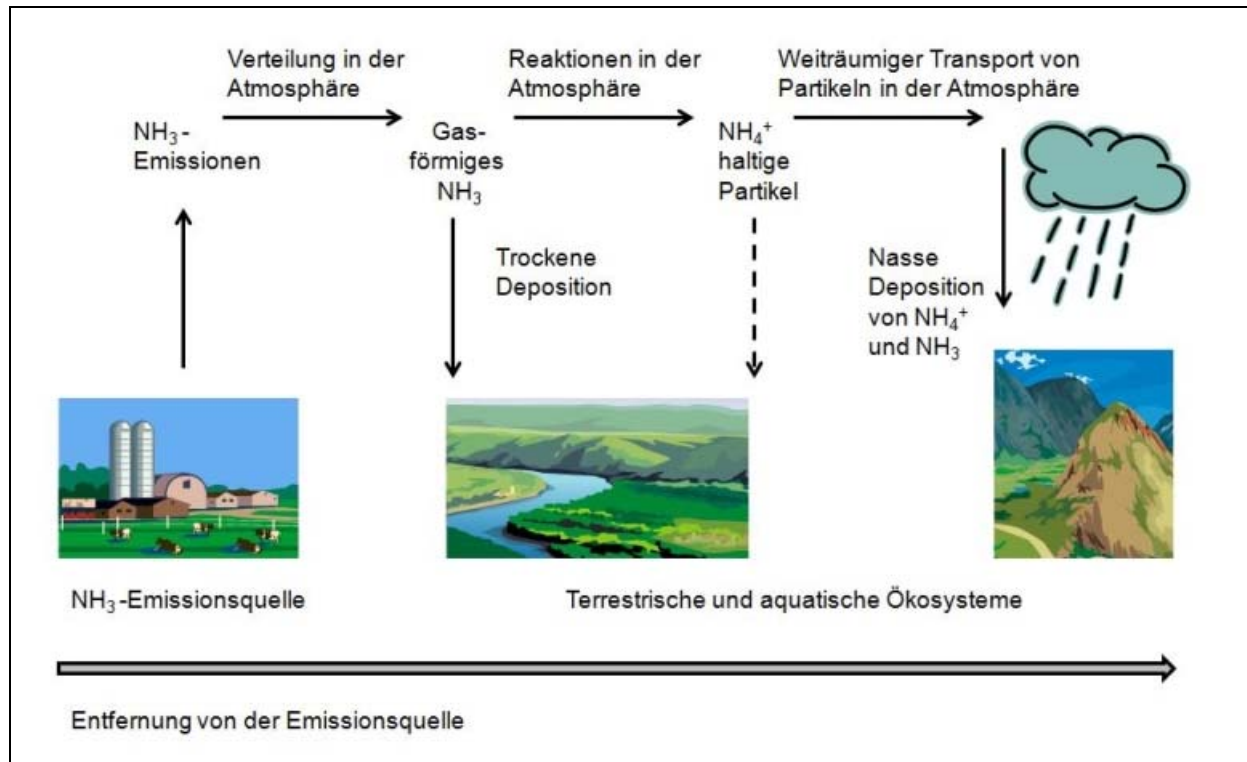
Verhalten des reaktiven Stickstoffs in der Luft

88. Die emittierten luftgetragenen Stickstoffverbindungen wirken teils in der Nähe der Emissionsquelle, teils werden sie über weite Strecken transportiert, bevor sie deponieren und schädlich wirken. Daher setzt sich die Belastung eines Gebietes mit Luftschadstoffen aus einer Hintergrundbelastung und (falls vorhanden) einer lokalen Belastung zusammen. Die Hintergrundbelastung wird von keiner einzelnen Emissionsquelle dominiert und resultiert aus den ferntransportierten Luftschadstoffen, während die lokale Belastung aus lokalen Emissionsquellen stammt. Eine Besonderheit bildet Lachgas, das eine sehr hohe Verweilzeit in der Troposphäre von ungefähr einhundert Jahren hat (GALLOWAY et al. 2003). Es ist ein bedeutendes Klimagas und wird daher in Kapitel 3.5 ausführlicher beschrieben.

89. Der Transport von Ammoniak und Stickstoffoxiden in der Luft ist komplexer (s. für Ammoniak Abb. 3-4). Die Depositionsgeschwindigkeit – also die Geschwindigkeit, mit der sich eine luftgetragene Verbindung auf der Erdoberfläche ablagert – ist bei Stickstoffoxiden im Mittel siebenfach niedriger als bei Ammoniak (BALLA et al. 2012). Stickstoffoxide legen also weitere Strecken zurück, bevor sie deponieren. Dagegen wird Ammoniak, wenn es keinen Reaktionspartner in der Atmosphäre findet, vergleichsweise rasch von Pflanzenbeständen aufgenommen (trockene Deposition, s. DÄMMGEN et al. 2013). Diese trockene Deposition erfolgt in der Regel in der Nähe der Emissionsquellen. Sowohl Ammoniak als auch Stickstoffoxide können aber mit anderen gasförmigen Bestandteilen der Luft zu Verbindungen reagieren, die Aerosole bilden oder sich an Aerosole anlagern. Diese Aerosole sind so klein, dass sie eine sehr geringe Depositionsgeschwindigkeit haben und daher tausende von Kilometern transportiert werden können, bevor sie hauptsächlich über Niederschlag (nasse Deposition) deponiert werden (HERTEL et al. 2011; vgl. Abb. 3-4). Beispielsweise bildet Ammoniak mit gasförmigen Säuren in der Atmosphäre Ammoniumsalze (NH_4^+ -Salze), die in Mitteleuropa einen beträchtlichen Anteil des Feinstaubes darstellen (DÄMMGEN et al. 2013). Bei der Depositionsgeschwindigkeit spielt außerdem die meteorologische Situation und die Beschaffenheit der Landschaftsoberfläche eine Rolle (vgl. Tz. 93).

Abbildung 3-4

Transportwege von Ammoniak in der Atmosphäre



SRU/SG 2015/Abb. 3-4; Datenquelle: LAI 2012

90. In welchem Umfang und mit welcher Geschwindigkeit Ammoniak zu Ammonium umgewandelt wird, hängt insbesondere von der Konzentration möglicher Reaktionspartner in der Luft ab (HERTEL et al. 2011). In Deutschland kann davon ausgegangen werden, dass Ammoniak selbst überwiegend quellennah im Umkreis weniger Kilometer zu erhöhten Ammoniakkonzentrationen führt und dort auch deponiert. Die Ammoniumsalze werden über längere Strecken transportiert und gleichmäßiger in der Atmosphäre verteilt (LAI 2012). Die Deposition der Ammoniakemissionen in der Nähe der Emissionsquelle wird begünstigt, wenn die Austrittshöhe der Emissionsquelle relativ niedrig ist. Dies ist zum Beispiel der Fall bei Tierhaltungsanlagen, die eine der Hauptquellen für Ammoniak sind. Daher ähnelt die räumliche Verteilung der Ammoniakkonzentrationen der Verteilung der Ammoniakemissionen in Deutschland, diese wiederum wird wesentlich durch verschiedene Tierbesatzdichten in Deutschland bestimmt (ebd.).

91. Grundsätzlich sind es jedoch vielmehr die Stickstoffoxidemissionen, die weiträumig transportiert werden, eine Deposition nah an der Quelle erfolgt eher selten (HERTEL et al. 2011). Dies zeigt sich auch bei einer Untersuchung zu Stickstoffeinträgen in ein Natura 2000-Gebiet in den Niederlanden. Mithilfe von atmosphärischen Transportmodellen konnten die Autoren feststellen, dass von den Ammoniakeinträgen knapp die Hälfte der Emissionsquellen innerhalb einer Reichweite von 10 km lag und damit etwa 50 % der Ammoniakemissionen weiter als 10 km transportiert wurden. Von den Stickstoffoxideinträgen

stammten aber nach den Berechnungen 85 % der Emissionen aus weiter entfernten Quellen (KROS et al. 2013).

Da die reaktiven Stickstoffverbindungen in der Atmosphäre kein Potenzial zur Bildung von elementarem Stickstoff haben, werden nahezu alle atmosphärischen Emissionen an reaktivem Stickstoff – mit Ausnahme von Lachgas – innerhalb von Stunden bis Tagen auf der Erdoberfläche deponiert und in Ökosysteme eingetragen (GALLOWAY et al. 2003).

3.2.3 Boden

92. Boden ist „das mit Wasser, Luft und Lebewesen durchsetzte, unter dem Einfluss der Umweltfaktoren an der Erdoberfläche entstandene und im Ablauf der Zeit sich weiterentwickelnde Umwandlungsprodukt mineralischer und organischer Substanzen mit eigener morphologischer Organisation“ (SCHROEDER 1992, S. 9). Er ist also nicht nur Pflanzenstandort, sondern ein eigenständiges Ökosystem, dessen Resilienz und Regulationsfähigkeit überfordert werden kann, wodurch wertvolle Ökosystemleistungen verloren gehen können (vgl. Kap. 2).

Stickstoffeinträge in die Bodenzone

93. Reaktive Stickstoffverbindungen gelangen durch die biologische Stickstofffixierung, über die atmosphärische Stickstoffdeposition sowie den Direkteintrag von mineralischen Stickstoffdüngern, Wirtschaftsdüngern und Klärschlämmen auf und in den Boden.

Höhe und Art der Stickstoffeinträge sind in Deutschland regional sehr unterschiedlich, bedingt durch Geologie, Relief und Klima, Bewuchs, die unterschiedliche landwirtschaftliche Bodennutzung sowie in Folge von unterschiedlich hohen Konzentrationen reaktiver Stickstoffverbindungen in der Luft. Bei landwirtschaftlich genutzten Böden ist insbesondere der Schwerpunkt des landwirtschaftlichen Betriebs, aber auch das individuelle Management relevant. So können beispielsweise auf Betrieben mit hohem Viehbestand oder auf Gemüseanbauflächen sehr große Mengen an Stickstoff in die Böden gelangen (vgl. Abschn. 4.1.1).

Die Böden von natürlichen und halbnatürlichen Ökosystemen wie beispielsweise von Wäldern und Heiden sind dagegen eher durch atmosphärische Stickstoffeinträge beeinflusst, die auch aus weiter entfernten Quellen (z. B. Verbrennung fossiler Energieträger in Industrie oder Verkehr) stammen können und eine überregionale Belastung – die sogenannte Hintergrundbelastung – darstellen.

94. Die biologische Stickstofffixierung erfolgt durch verschiedene Bakterienarten im Boden (vgl. Tz. 68) und war vor der Industrialisierung der Hauptpfad von reaktivem Stickstoff in den Boden. Sie liegt im Grasland zwischen 2,3 und 3,1 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr, im Wald zwischen 6,5 und 26,6 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr (BUTTERBACH-BAHL et al. 2011a). Zur natürlichen Stickstofffixierung sind vor allem Knöllchenbakterien in Symbiose mit Leguminosen (z. B. Erbse, Ackerbohne, Sojabohne, Luzerne, Kleearten)

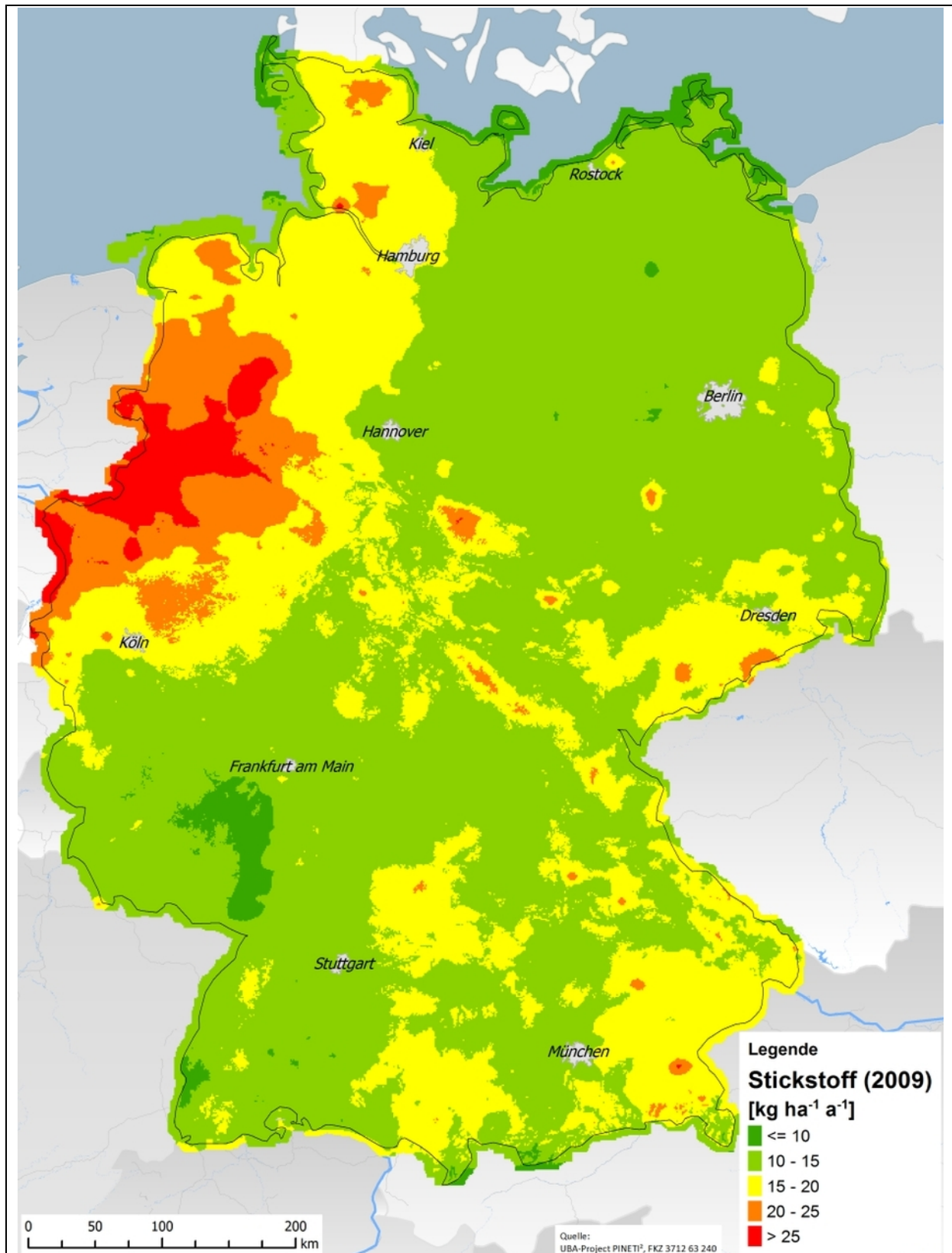
befähigt. Da Leguminosen, insbesondere Klee, große Mengen an Stickstoff im Boden anreichern (bis ca. 100 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr), werden sie auch in der Landwirtschaft, häufig im ökologischen Landbau, verwendet (BLUME et al. 2010; BUTTERBACH-BAHL et al. 2011a).

95. Die Daten zu atmosphärischen Gesamtdepositionsfrachten von Stickstoff über Deutschland werden modelliert. Der im MAPESI-Datensatz (Modelling of Air Pollutants and EcoSystem Impact) für Deutschland gemittelte Wert beträgt für 2007 22 kg Stickstoff pro Hektar, wobei die Einträge in Waldökosysteme im Mittel bei 24 kg Stickstoff pro Hektar liegen. Die Spannweite zwischen dem höchsten und dem niedrigsten berechneten Rasterquadrat beträgt 5 bis 62 kg Stickstoff pro Hektar (s. Abb. 3-5). Durch Modellvergleiche sowie Experten- und Literaturinformationen wurde von den Autoren eine Gesamtunsicherheit für den modellierten gemittelten Jahreswert der Deposition über Deutschland von $\pm 30\%$ abgeschätzt (BUILTJES et al. 2011; BALLA et al. 2012).

96. Aus der Atmosphäre wird reaktiver Stickstoff über nasse Deposition (Regen, Schnee), feuchte Deposition (Nebel, Raureif) und trockene Deposition (Gase, trockene Partikel) auf der Erdoberfläche abgelagert und in Böden eingetragen. Die Depositionsraten sind abhängig von der Konzentration reaktiver Stickstoffverbindungen in der Luft, aber auch von Bewuchs, Klima und Niederschlag sowie der Topographie.

Deutliche überregionale Maxima der atmosphärischen Stickstoffdeposition von bis zu 62 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr finden sich über große Flächen im Nordwesten (westliches Niedersachsen, nordwestliches Nordrhein-Westfalen) sowie im Südosten Deutschlands (östliches Baden-Württemberg, West- und Südostbayern) (BUILTJES et al. 2011). In diesen Regionen treten vor allem durch die hohen Viehbestände die höchsten Ammoniakemissionen auf. Diese werden zu großen Teilen in der Nähe der Emissionsquelle deponiert (LAI 2012; vgl. Abb. 3-5; Tz. 89).

Abbildung 3-5

Atmosphärische Gesamtdeposition von Gesamtstickstoff 2009

Quelle: SCHAAP et al. 2014

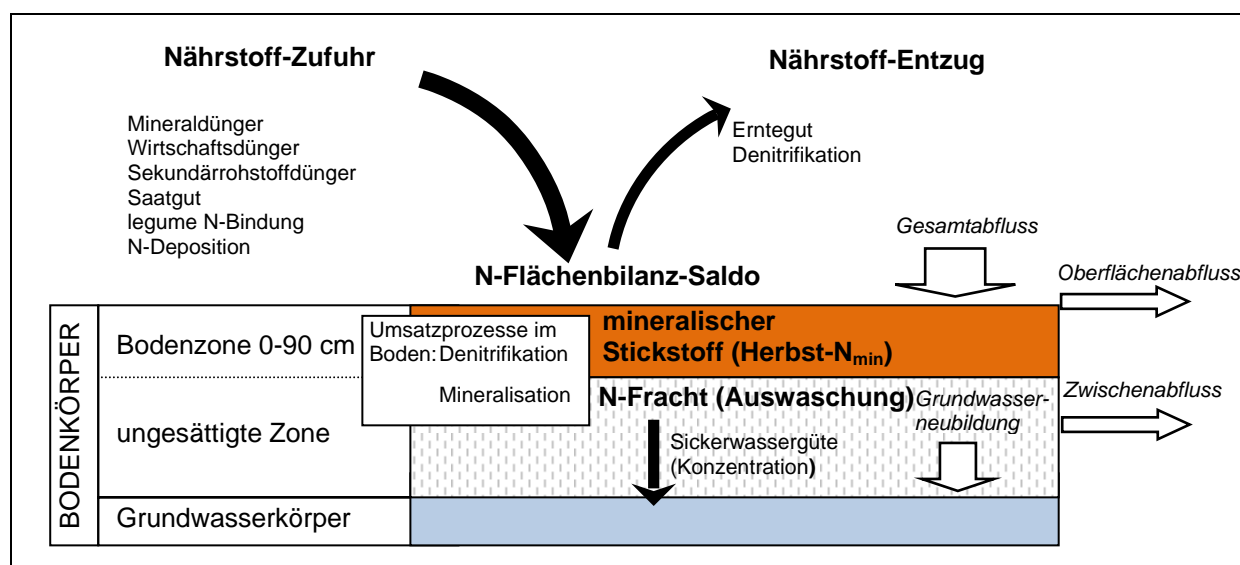
Bei Offenlandschaften nimmt die nasse Deposition den größten Anteil der atmosphärischen Deposition ein. Die Depositionsraten sind hier im Wesentlichen abhängig von der Stickstoffkonzentration im Niederschlag und der Niederschlagsmenge (BALLA et al. 2012). In Wäldern, insbesondere in Nadelwäldern mit ganzjähriger Benadelung, deponieren aufgrund der höheren Rauigkeit des Rezeptors (Kronendach) zusätzlich große Mengen an atmosphärischem Stickstoff (trockene Deposition). Die Depositionsgeschwindigkeit ist über einer glatten Oberfläche (z. B. einer Wasserfläche) bei der trockenen Deposition deutlich niedriger. Entsprechend ist die trockene Deposition von Stickstoff in Wäldern im Mittel zwei- bis dreimal höher als die des Offenlandes (BUTTERBACH-BAHL et al. 2011a; UBA 2013b; LAI 2012; zum Wald vgl. Tz. 151).

Neben der atmosphärischen Stickstoffdeposition kann auch die Stickstoffzufuhr aus dem Grundwasser in den Wurzelraum von Waldbäumen bei hoch liegender Grundwasseroberfläche von besonderer Bedeutung sein. Dies kann vor allem auf Waldflächen in der Norddeutschen Tiefebene zutreffen (BLUME et al. 2010).

97. Aktiv und direkt eingetragene Mineral- und Wirtschaftsdünger sowie Klärschlämme sind auf landwirtschaftlich genutzten Flächen die dominierenden Eintragspfade von Stickstoff. Um die Größenordnung der landwirtschaftlichen Stickstoffeinträge regionalspezifisch zu quantifizieren, werden neben der Durchführung von Beprobungen auch Stickstoffbilanzen berechnet. Diese Stickstoffbilanz bzw. der Stickstoff-Flächenbilanzüberschuss ergibt sich rechnerisch aus der Differenz von Stickstoffzufuhr und Stickstoffabfuhr durch Ernteentzug je landwirtschaftlich genutzte Fläche über einen möglichst mehrjährigen Zeitraum (vgl. Abb. 3.6). Hierbei handelt es sich um eine vereinfachende Zusammenfassung von räumlich und zeitlich variablen Prozessen. Die Differenz zwischen Ein- und Austrägen gibt sowohl Auskunft über die Effizienz des Nährstoffmanagements als auch über mögliche Gefährdungen der Bodenfruchtbarkeit sowie von Grund- und Oberflächengewässern. Es gibt unterschiedliche Bilanzierungsmethoden für die Stickstoffströme in landwirtschaftlichen Betrieben, was die Vergleichbarkeit und Interpretation der Salden erschwert (BMU und BMELV 2012; BLUME et al. 2010; VDLUFA 2007). Abzugrenzen vom Flächenbilanzüberschuss ist beispielsweise der Gesamtbilanzüberschuss, der als Indikator der Nachhaltigkeitsstrategie Stickstoffzu- und abfuhr in der Landwirtschaft erfasst und nach dem Konzept der Hoftorbilanz ermittelt wird (s. Tz. 214).

Abbildung 3-6

Stickstoffkreislauf eines landwirtschaftlich genutzten Bodens



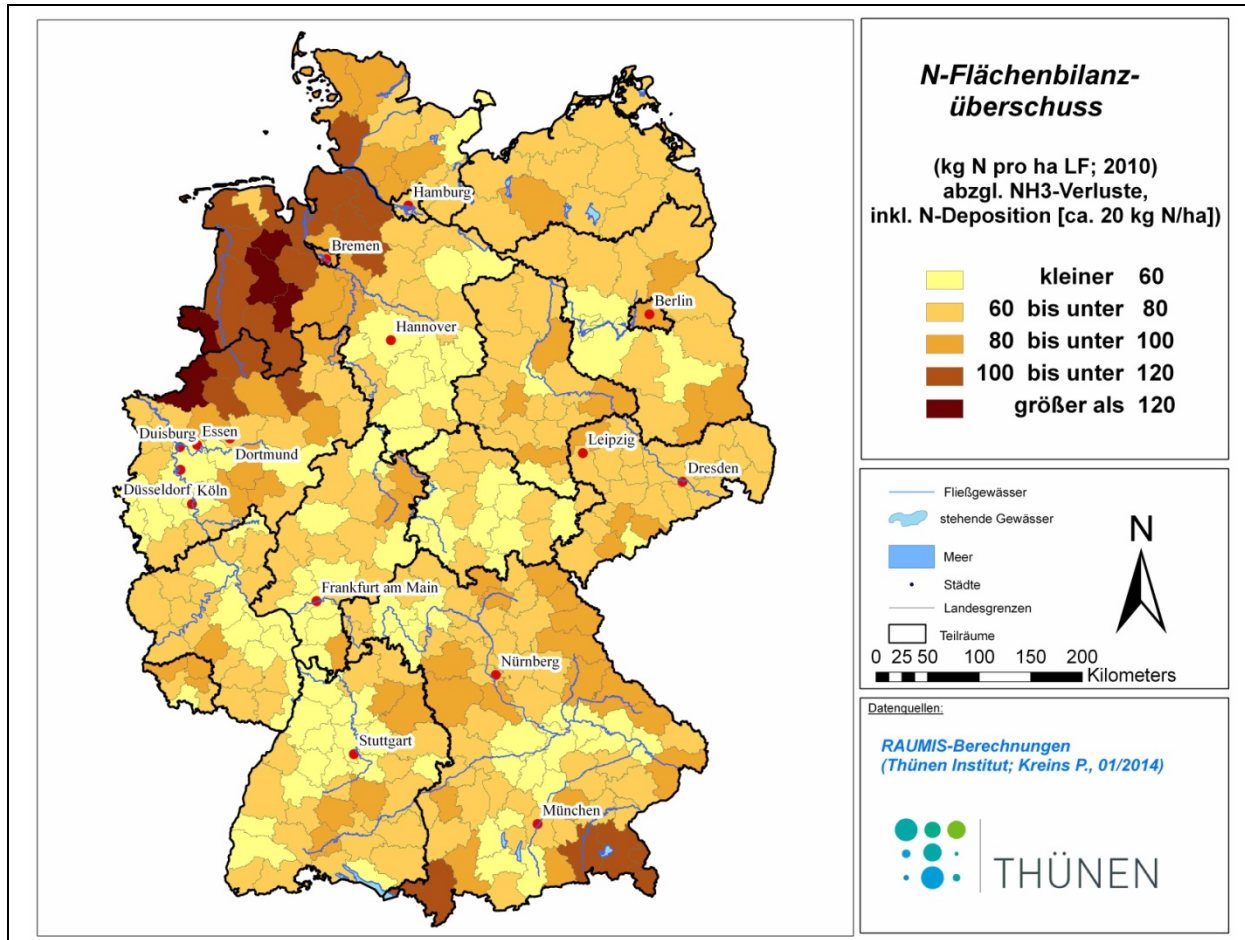
Quelle: OSTERBURG et al. 2007, verändert

98. Im Nordwesten und Südosten Deutschlands gelangen sehr große Mengen organischen Düngers durch die Konzentration der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung sowie zusätzlich große Mengen an Gärrückständen pflanzlicher Herkunft aus den Biogasanlagen auf die Felder (vgl. Tz. 223 und Tz. 236). Die höchsten Flächenbilanzüberschüsse wurden für das Jahr 2010 entsprechend für die Länder Niedersachsen (81 kg N/ha), Schleswig-Holstein (77 kg N/ha), Nordrhein-Westfalen (75 kg N/ha) und Bayern (73 kg N/ha) berechnet. In Thüringen lag der Flächenbilanzüberschuss dagegen bei 58 kg N/ha. Im bundesweiten Mittel betrug er 70 kg Stickstoff pro Hektar (nach RAUMIS-Berechnungen, schriftliche Mitteilung von Peter Kreins/Johann Heinrich von Thünen-Institut vom 23. Juli 2014).

Eine weitere räumliche Differenzierung der Flächenbilanzüberschüsse ist Abbildung 3-7 zu entnehmen, die die Überschüsse auf Landkreisebene darstellt. In einigen sogenannten Hot-spot-Regionen Deutschlands, zu denen insbesondere Landkreise im Nordwesten zählen, ist der Flächenbilanzüberschuss größer als 100 kg Stickstoff pro Hektar landwirtschaftlicher Fläche. In den niedersächsischen Landkreisen Ammerland, Cloppenburg, Grafschaft Bentheim und Vechta sowie dem Landkreis Borken in Nordrhein-Westfalen liegt er gar bei über 120 kg Stickstoff pro Hektar landwirtschaftlicher Fläche und erreicht dort damit die höchsten Werte (schriftliche Mitteilung von Peter Kreins/Johann Heinrich von Thünen-Institut vom 14. Mai 2014).

Abbildung 3-7

Stickstoff-Flächenbilanzüberschuss 2010 in Deutschland



Quelle: schriftliche Mitteilung von Peter Kreins/Johann Heinrich von Thünen-Institut vom 14. Mai 2014

Die starken Unterschiede bei den Flächenbilanzüberschüssen zwischen < 60 bis > 120 kg pro Hektar und Jahr ergeben sich primär aus den regional unterschiedlichen Betriebschwerpunkten der landwirtschaftlichen Höfe, den unterschiedlichen Kulturen und Bewirtschaftungssystemen.

So kann es beispielsweise beim Anbau verschiedener Gemüse im Freiland aufgrund hoher Gaben an Mineraldünger zu hohen lokalen bis regionalen Überschüssen im Boden kommen (ARMBRUSTER et al. 2013; Wissenschaftlicher Beirat für Düngungsfragen beim BMELV 2009; vgl. Tz. 226). Die zum Teil sehr großen lokalen und regionalen Unterschiede werden aufgrund der starken Aggregation der Daten in bundes- und landesweiten Statistiken je nach Maßstabsebene nicht immer wiedergegeben oder sogar nivelliert (BMU und BMELV 2012; SRU et al. 2013). Ursache unterschiedlich hoher Überschüsse auf lokaler und regionaler Ebene ist zudem auch das individuelle Stickstoffmanagement des Landwirts, zum Beispiel durch ein unterschiedliches Dünge- und Fütterungsmanagement (vgl. Tz. 218). Entscheidend für überregional hohe Überschüsse ist meist die räumliche Konzentration hoher Tierdichten.

Verhalten des Stickstoffs in der Bodenzone

99. Böden sind Ökosysteme an der Schnittstelle zwischen Atmosphäre, Lithosphäre, Hydrosphäre und Biosphäre. Sie leisten einen Großteil der stofflichen Umbau- und Abbauprozesse im Naturhaushalt und haben eine große Bedeutung für den Stickstoffkreislauf. Sie sind unter anderem Filter, Puffer und Speicher für den Wasser- und Stoffhaushalt und damit in der Lage, abrupte Umbrüche abzufedern. Böden sind aber auch empfindliche Systeme, die anfällig sind für viele Formen anthropogener Belastungen. Veränderungen im Boden verlaufen in der Regel langsam und sind meist schwer erkennbar, da insbesondere Funktions- und Nutzungsbeeinträchtigungen erst spät bemerkt werden (BMU 2009; SRU 2008, Tz. 482).

100. Die regionalen Bodenverhältnisse sind in Deutschland sehr unterschiedlich. Sie unterscheiden sich grob durch das Ausgangsgestein, durch Dauer und Art abgelaufener Prozesse und verschiedene weitere Eigenschaften. Damit unterscheiden sie sich auch bezüglich ihres Verhaltens gegenüber Stickstoffeinträgen sehr stark und zeichnen sich durch eine unterschiedliche Sensitivität aus.

Stickstoff ist im Boden zahlreichen Umwandlungsprozessen ausgesetzt. Die Bodenbeschaffenheit bedingt dabei auf komplexe Art und Weise Stickstoffkreisläufe, Poolkapazitäten, Speziesübergänge, Reaktionsgleichgewichte und -geschwindigkeiten sowie Empfindlichkeiten gegenüber Stickstoff. Einen wichtigen Faktor stellt hierbei die Textur, also die Korngrößenzusammensetzung der mineralischen Bestandteile der Böden dar, denn diese haben Auswirkungen auf die Wasserspeicherkapazität. Man unterscheidet in sandige, lehmige, schluffige und tonige Bodenarten: Bei leichten, sandigen Böden ist das Maximum der Wasserspeicherkapazität schneller erreicht als bei schweren, tonigen Böden. Ist der Boden wassergesättigt, wird das bei der Nitrifikation entstehende Nitrat mit dem abwärts gerichteten Wasserstrom in tiefere Bodenschichten verlagert bzw. mit dem Sickerwasser in das Grundwasser ausgetragen (vgl. Tz. 107).

Auch der Nährstoffgehalt der Böden ist sehr unterschiedlich, maßgeblich bedingt durch Ausgangsgestein und abgelaufene Prozesse. Die spezifische Pufferkapazität beschreibt die Widerstandsfähigkeit des Bodens gegen pH-Wert-Änderungen, beispielsweise bei Zufuhr von Stickstoffdüngern. Die Pufferkapazität in basischen Kalkböden gegenüber Stickstoff ist sehr hoch. In kalziumarmen, sauren Böden ist sie dagegen sehr gering und das Risiko einer Versauerung damit höher, wenn saure Düngemittel wie zum Beispiel Ammoniumsulfat eingetragen werden. Wird Nitrat aus dem Boden ausgewaschen (Basenauswaschung), beschleunigt sich die Bodenversauerung zusätzlich. Das Risiko von Stickstoffauswaschung und Versauerung ist damit – neben der Abhängigkeit von Klima und Niederschlagsverhältnissen – determiniert durch die regionalen Bodenverhältnisse (LAI 2012; GÖMANN et al. 2011).

Böden können auf verschiedene Weise klassifiziert werden. Die Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) unterscheidet für Deutschland insgesamt 69 Leit-

bodenassoziationen im Oberboden, die in Bodenartengruppen und diese wiederum zu Bodenartenhauptgruppen (Sande, Lehme, Schluffe, Tone) zusammengefasst werden (BGR 2007). Dargestellt werden die regionalen Bodenverhältnisse in der Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland (BÜK 1000) sowie der nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland (BÜK 1000 N) der BGR, die auch über die unterschiedlichen Hauptnutzungsarten (Wald, Acker- und Grünland) Auskunft gibt. Durch diese Karten wird auch die Bestimmung nutzungsbedingter Bodengefährdungen erleichtert, wie beispielsweise die Verlagerung von Nitrat aus der Bodenzone aufgrund zu hoher Stickstoffgaben auf landwirtschaftlich genutzten Böden (RICHTER et al. 2007).

101. Daneben unterscheiden sich Stickstoffkreislauf und Speichervermögen von Boden und Vegetation auch ganz entscheidend in Abhängigkeit von Ökosystem und Bewuchs sowie der Form der Landnutzung. Stickstoff gehört zu den Hauptnährelementen von Pflanzen und Mikroorganismen, kommt in der mineralischen Bodensubstanz aber nicht überall für eine landwirtschaftliche Nutzung in ausreichenden Mengen vor. Die Stickstoffquelle des Bodens ist der Humus. Durch mikrobiellen Abbau wird Stickstoff aus dieser organischen Bindung mineralisiert und damit pflanzenverfügbar. Leicht mineralisierbar sind vor allem Verbindungen wie mikrobielle Biomasse und Gründüngung. Schwer mineralisierbar sind beispielsweise Huminstoffe und holzige Pflanzenbestandteile.

102. Auf landwirtschaftlich genutzten Flächen ist der Stickstoffkreislauf durch mineralische und organische Düngung und den Entzug durch die Pflanze sowie Stickstoffverluste geprägt (vgl. Abb. 3-6). Die Stickstoffausträge bestehen neben dem Erntegut aus gasförmigen Verlusten, zum Beispiel durch Verflüchtigung aus Dünger und zersetzter Biomasse (NH_3 , N_2 , N_2O , NO_x), aus Verlusten durch Versickerung/Auswaschung von Nitrat ins Grundwasser sowie durch Bodenerosion, Abschwemmung und Auswaschung von Nitrat oder gelösten organischen Stickstoffverbindungen (DON) in Oberflächengewässer.

Die Hauptverlustwege von Stickstoff aus dem Boden sind Denitrifikation und Auswaschung. Die Denitrifikationsrate, also der Anteil an Stickstoffverbindungen, der wieder aus dem Boden in die Atmosphäre ausgegast wird, ist abhängig von der Bodentemperatur und dem Angebot an Wasser, Nährkationen und Kohlenstoff (BALLA et al. 2012). Zur Auswaschung kommt es unter anderem in den Wintermonaten, wenn Vegetationsruhe herrscht oder aufgrund hoher Niederschläge (zu Modellrechnungen zu Austrägen von reaktivem Stickstoff vgl. GÖMANN et al. 2011; zu den Belastungen der Gewässer durch Nitrat vgl. Abschn. 3.4.2).

Böden – und hier insbesondere landwirtschaftlich genutzte Böden – sind die wichtigste Quelle für die Freisetzung des klimawirksamen Lachgases (N_2O) in die Atmosphäre (vgl. Kap. 3.5; BUTTERBACH-BAHL et al. 2013; GENSIOR et al. 2012; JARVIS et al. 2011; LAI 2012).

Die Bedeutung der Böden und Gesteinsschichten für die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer und das Grundwasser

103. Im Unterschied zu Phosphat wird Nitrat, welches in die Böden (Definition s. Tz. 92) gelangt, kaum an feste Bodenbestandteile gebunden. Deshalb wird Nitrat, welches nicht von Pflanzen oder Tieren aufgenommen oder durch Denitrifikation in elementaren Stickstoff überführt wird, in Grund- oder Oberflächengewässer ausgewaschen (Tz. 107). Für die Nitratauswaschung ist entscheidend, wann das Nitrat den durchwurzelten Bodenbereich verlässt. Je kürzer die Verweilzeit des Sickerwassers im durchwurzelten Boden, umso weniger Nitrat kann aus diesem von den Pflanzen aufgenommen werden (TETZLAFF et al. 2014). Das Nitratrückhaltevermögen der Böden wird durch verschiedene Faktoren wie zum Beispiel die Bodennutzung und damit die Art der Bodenbedeckung oder Wurzelraumtiefe des Pflanzenbestands, die Vegetationsperiode, die Sickerwasserrate, die Eigenschaften der Böden und das Relief bestimmt (HABERER und BÖTTCHER 1996; BLUME et al. 2010; RENGER 2002).

Die Sickerwasserrate (Sickerwassermenge je Flächen- und Zeiteinheit aus dem Wurzelraum in tiefere Bodenbereiche) ist nicht nur für die Grundwasserneubildung, sondern auch für die Verlagerung bzw. Auswaschung von Nitrat im Boden von großer Bedeutung. Beeinflusst wird die Sickerwasserrate vor allem durch den Niederschlag, aber auch durch die Bodennutzung und die Bodeneigenschaften. Die Bodenarten bestimmen das Versickerungsvermögen bzw. den Oberflächenabfluss (KRUG et al. 2004). So ist die Versickerungsrate bei Sandböden erwartungsgemäß sehr hoch, bei schluffig-tonigen Böden dagegen eher gering. Der Wassertransport und damit der Nitrattransport durch die ungesättigte Zone wird insbesondere von der Mächtigkeit bzw. dem Grundwasserflurabstand (Abstand zwischen Geländeoberfläche und Grundwasseroberfläche), der Art des Gesteins und dem Vorkommen von hydraulisch wirksamen Hohlräumen wie Kluft- und Karsthohlräumen beeinflusst (RENGER 2002). Die Bodenübersichtskarte der Bundesanstalt für Geowissenschaften (BÜK 1000) dient als Grundlage für eine flächenhafte Ermittlung der Sickerwasserrate (BGR o. J.).

Neben der Auswaschung in das Grundwasser oder direkt über den Oberflächenabfluss ins Oberflächengewässer kann Nitrat auch über den natürlichen Zwischenabfluss in Oberflächengewässer oder Vorfluter gelangen (Abb. 3-6). Zwischenabfluss bezeichnet den Abfluss von Wasser in wasserungesättigten Erdschichten meist parallel zur Hangrichtung und hängt mit dem Auftreten von Stauhorizonten zusammen. Dies sind Bodenschichten mit einer geringeren Leitfähigkeit, die eine weitere Infiltration des Wassers behindern und somit für einen Abfluss sorgen. Die Wasserbewegung ist abhängig von den Eigenschaften der Matrix des Stauwasserleiters. Dabei kann durchaus ein maßgeblicher Teil des Sickerwassers seitwärts abfließen. Folge davon ist zum Beispiel, dass auf Kuppen Nitrat deutlich schneller abfließt, es dagegen in Senken zu einer Akkumulation von Nitrat kommt. Somit haben Morphologie und Relief einen Einfluss auf das Verhalten von Stickstoff bzw. die

Nitratverlagerung in Boden und Untergrund. Dies wirkt sich ebenfalls auf die Funktion von Gewässerrandstreifen aus, die in Bezug auf den Interflow dazu dienen sollen, möglichst viel Stickstoff herauszufiltern bzw. in Biomasse zu binden, um somit den Eintrag ins Oberflächengewässer zu mindern (KOFALK 1998).

Denitrifikation ist der Prozess, über den Nitrat im Boden eliminiert und überwiegend in elementarem Stickstoff umgewandelt wird (s. Tz. 73). Allerdings entstehen dabei auch andere Gase wie zum Beispiel Lachgas. Bevorzugt findet die Denitrifikation bei hoher Wassersättigung und geringer Durchlüftung der Böden statt und dies nicht nur in den Oberböden, sondern auch im Dränwasser (über Drainagen abgeleitete Wasser) und im Grundwasserleiter. Weitere Faktoren, die für den Prozess wichtig sind, betreffen die Aufenthaltszeit des Nitrats im Boden, die Anwesenheit von Reduktionsmitteln wie insbesondere organischer Kohlenstoff (z. B. aus nativen organischen Bodensubstanzen, Ernterückständen oder aus Gründüngung) und Eisen-Schwefel-Verbindungen (z. B. Pyrit) wie auch Temperatur und pH-Wert. Die Präsenz von Mikroorganismen, die zur Denitrifikation fähig sind, stellt dagegen keinen begrenzenden Faktor dar. Wenn es sich bei den Reduktionsmitteln um fossile Quellen wie Pyrit handelt und diese somit nicht neu gebildet werden, kann langfristiger Nitratreintrag zu einer Erschöpfung der Reduktionsmittel führen, was einen sogenannten Nitratdurchbruch ins Grundwasser zur Folge hat (UBA 2009b).

Generell gilt, dass in Böden mit oberflächennahen Grundwasserkörpern wie zum Beispiel in Gleyen (grundwasserbeeinflusster Boden), Humusgleyen und Mooren die Denitrifikation aufgrund der Wassersättigung, des hohen Kohlenstoffangebots und der sauerstofflimitierten Bedingungen besonders hoch ist. Im Unterschied dazu ist die Denitrifikationsrate bzw. die Retention in Bodentypen wie Podsol (saurer, grobporiger und humusarmer Boden), Regosol (meist sandiger, kalkarmer und grobporiger Boden) und Rendzina (carbonat- oder gipshaltiger Boden mit großem Porenvolumen) aufgrund der hohen Wasserdurchlässigkeit und guten Durchlüftung sehr gering (Tab. 3-5).

Tabelle 3-5

Denitrifikationskapazität im Boden

Denitrifikationskapazität im Boden	Maximale Denitrifikationsraten (kg/ha a)	Beispiele für Bodentypen
sehr gering	12	Podsole, Bänderparabraunerden, Lockersyrosem, Regosole, Rendzina
gering	30	Braunerden, Pelosole, Parabraunerden, Pseudogley-Pelosole, Kolluvisole, Pseudogley-Parabraunerden, Tschernosem-Parabraunerden, Tschernosem-Pseudogleye
mittel	60	Reine Pseudogleye , Gley-Pseudogleye, Gley-Kolluvisole, Haftnässepseudogleye
hoch	100	Anmoorgleye, Gleye, Humusgleye
sehr hoch	300	Moore
Abschätzung für die Bodeneinheiten (Bodentypen) der KBK 25 (Konzeptbodenkarte im Maßstab 1 : 25.000) bzw. der Informationen über <ul style="list-style-type: none"> • Wassersättigung • Gehalt an organischer Substanz • ausgewiesene Flächenanteile Leitböden / Begleitböden Quelle: KELLER und WENDLAND 2013		

Verschiedene Studien haben sich bereits mit einer Quantifizierung des Denitrifikationspotenzials von landwirtschaftlich genutzten Böden beschäftigt (MEHRANFAR 2003; SCHULTE-KELLINGHAUS 1988; BLUME et al. 2010). Ebenso wurde und wird das Nitratrückhaltevermögen der Böden bzw. die Einträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer untersucht (Landesamt für Umwelt und Arbeitsschutz des Saarlandes 2009; TETZLAFF et al. 2014; HLUG 2013). So wurde zum Beispiel mithilfe des Modells Moneris das Denitrifikationspotenzial der Böden und des Grundwassers für ganz Deutschland berechnet. Dabei zeigte sich, dass im Nordwesten teilweise über 90 % des nicht durch Pflanzen und Tiere aufgenommenen Nitrat im Boden durch Denitrifikation abgebaut wird, während im Südwesten der Prozentsatz zum Teil unter 40 % liegt (BEHRENDT et al. 2003). In weitergehenden Studien wurde eine räumliche Quantifizierung der Nährstoffeinträge ins Grundwasser und in die Oberflächengewässer vorgenommen, zum Beispiel vom Forschungszentrum Jülich für das Land Schleswig-Holstein (TETZLAFF et al. 2014).

Die genannten Untersuchungen sind wichtig, um das Risiko von Nitratauswaschungen räumlich differenziert darzustellen und somit zum Beispiel Hotspot-Gebiete für den Nitratreintrag ins Grundwasser zu identifizieren. Darüber hinaus wurden die ermittelten Werte genutzt, um den maximal tolerierbaren Stickstoffüberschuss für die Einhaltung des Nitratgrenzwertes im Grundwasser und somit auch den Stickstoffreduktionsbedarf zu ermitteln. Auf der Basis dieser Daten könnten Vorgaben für eine entsprechend regional differenzierte landwirtschaftliche Nutzung auf den Weg gebracht werden (s. Tz. 466 ff.).

3.2.4 Wasser

104. Der Stickstoffkreislauf in aquatischen Systemen ist recht komplex. Er wird im Wesentlichen bestimmt durch Energiequellen (Licht, organisches Material und reduzierte anorganische Verbindungen), Redoxbedingungen bzw. die Anwesenheit von Sauerstoff und die Nährstofffrachten. Der wichtigste Faktor für die Stickstoffumsetzung ist die Aufenthaltszeit des Wassers in einem Wasserkörper. Diese kann von wenigen Minuten in Bächen und Flüssen bis hin zu tausenden von Jahren in fossilen Grundwasserlagerstätten variieren (DURAND et al. 2011).

In den Gewässern finden sich sowohl oxidierte wie reduzierte anorganische Stickstoffverbindungen und auch gelöster organischer und partikulärer Stickstoff (s. Tab. 3-1). Nitrat, Nitrit, Ammonium und gelöster organischer Stickstoff sind für Algen und Pflanzen direkt als Stickstoffquelle verwertbar (s. a. BRONK et al. 2007). Ammonium wird normalerweise relativ schnell über das Zwischenprodukt Nitrit in Nitrat oxidiert. Deshalb sind die Ammonium- und Nitritkonzentrationen in den Gewässern in der Regel sehr gering.

105. In oligotrophen (nährstoffarm und mit geringer organischer Produktion), insbesondere in höher gelegenen Oberflächengewässern dominiert gelöster organischer Stickstoff als verfügbare Stickstoffverbindung und kann dort bis zu 90 % des Gesamtstickstoffs ausmachen, während in eutrophen (nährstoffreichen und produktiven), meist tiefer gelegenen Oberflächengewässern Nitrat die dominante Form darstellt. Das hängt damit zusammen, dass unter stickstofflimitierten Bedingungen Nitrat sehr schnell von Biota für die Produktion von Biomasse aufgenommen wird (DURAND et al. 2011).

106. Gasförmige Stickstoffverbindungen wie Lachgas in den Gewässern stehen im ständigen Austausch mit der Atmosphäre. Gewässer können durch den Eintrag von Stickstoffverbindungen insbesondere aus der Landwirtschaft und Prozessen wie Nitrifikation und Denitrifikation zu Lachgasquellen werden. Stickstofflimitierte Gewässer dagegen haben unter Umständen eine Senkenfunktion, da dort der vorhandene Stickstoff schnell in Biomasse umgesetzt wird und absedimentieren kann (DURAND et al. 2011).

107. Stickstoff gelangt auf verschiedenen Wegen in die Oberflächen- und Grundwässer. Die wichtigsten Eintragspfade stellen die Auswaschung aus den Böden, atmosphärische Deposition auf die Einzugsgebiete bzw. die Gewässeroberfläche, Abfluss aus den Flusseinzugsgebieten, Erosion und der direkte Eintrag aus Punktquellen dar. Eine weitere Quelle für reaktiven Stickstoff ist die Stickstofffixierung durch Blaualgen (Cyanobakterien) in den Gewässern. Aus den Böden wird primär Nitrat ausgewaschen und in die aquatischen Systeme bzw. Grundwasserkörper transferiert. Beim Eintrag über den atmosphärischen Transport steht partikulärer Stickstoff im Vordergrund.

Gelöste organische Stickstoffverbindungen (DON) wie zum Beispiel Aminosäuren oder Huminstoffe werden an erster Stelle infolge von Starkregenereignissen aus stickstoffreichem

Bodenwasser in die Oberflächengewässer verfrachtet. Dagegen passieren nur geringe Anteile gelöster organischer Stickstoffverbindungen die Böden und gelangen ins Grundwasser. Ammonium gelangt wiederum primär durch landwirtschaftliche Düngung und über Kläranlagenabflüsse in die Oberflächengewässer.

Im Folgenden wird auf die Stickstoffeinträge und -belastungen in den Grundwasserkörpern, Oberflächengewässern und Meeresgebieten in Deutschland näher eingegangen. Dabei wird auf unterschiedliche Daten, die zum Beispiel mithilfe verschiedener Modelle oder über Konzentrationsmessungen erhoben wurden, eingegangen, die nicht immer direkt miteinander vergleichbar sind.

3.2.4.1 Grundwasser

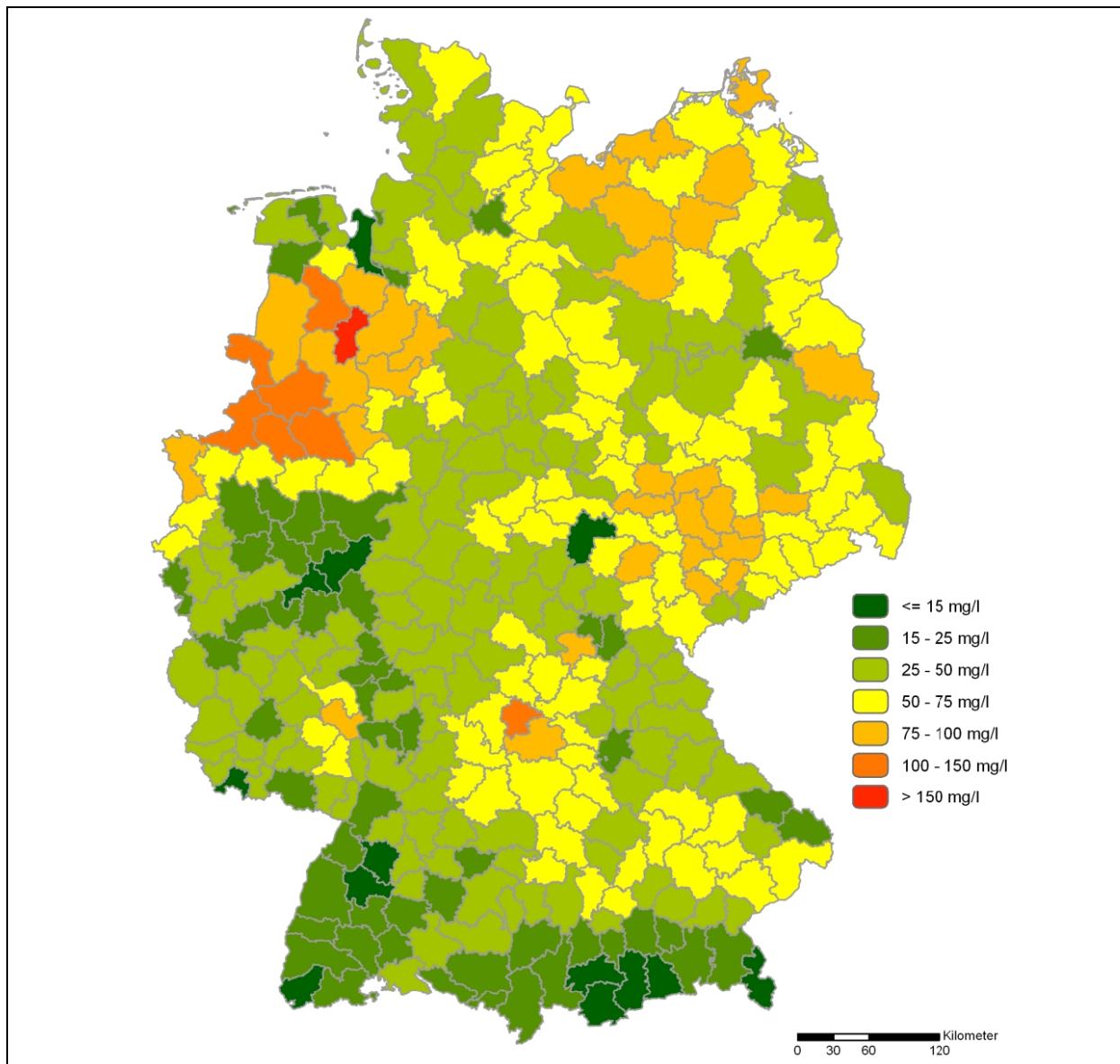
Anthropogene Einträge

108. In Deutschland wurden etwa 980 Grundwasserkörper ausgewiesen. Deren Größe variiert zwischen einigen Quadratkilometern bis hin zu mehr als 1.000 km² (BANNICK et al. 2008). Das Grundwasser ist zum einen Empfänger für Nitratbelastungen, zum anderen aber auch Vektor für die Belastungen der Oberflächengewässer. Die Einträge in das Grundwasser erfolgen in der Regel durch Auswaschung aus den Böden. Andere Quellen können zum Beispiel undichte Klärgruben sein. Nitrat passiert die ungesättigten wasserführenden Gesteinsschichten in der Regel recht langsam. Die Dauer der Passage kann einige Jahre oder auch Jahrzehnte betragen (DURAND et al. 2011; s. Tz. 103).

Bei oberflächennahen Grundwasserkörpern ist die Landwirtschaft der Hauptverursacher von Nitratreinträgen (BMU und BMELV 2012). Dies bestätigen unter anderem Modellierungen auf der Grundlage von landwirtschaftlichen Stickstoffbilanzüberschüssen aus dem Jahr 2007, die zeigen, dass hohe Nitratmengen über das Sickerwasser ins Grundwasser gelangen (s. Abb. 3-8).

Abbildung 3-8

Modellierte mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser auf Kreisebene



Quelle: KELLER und WENDLAND 2013

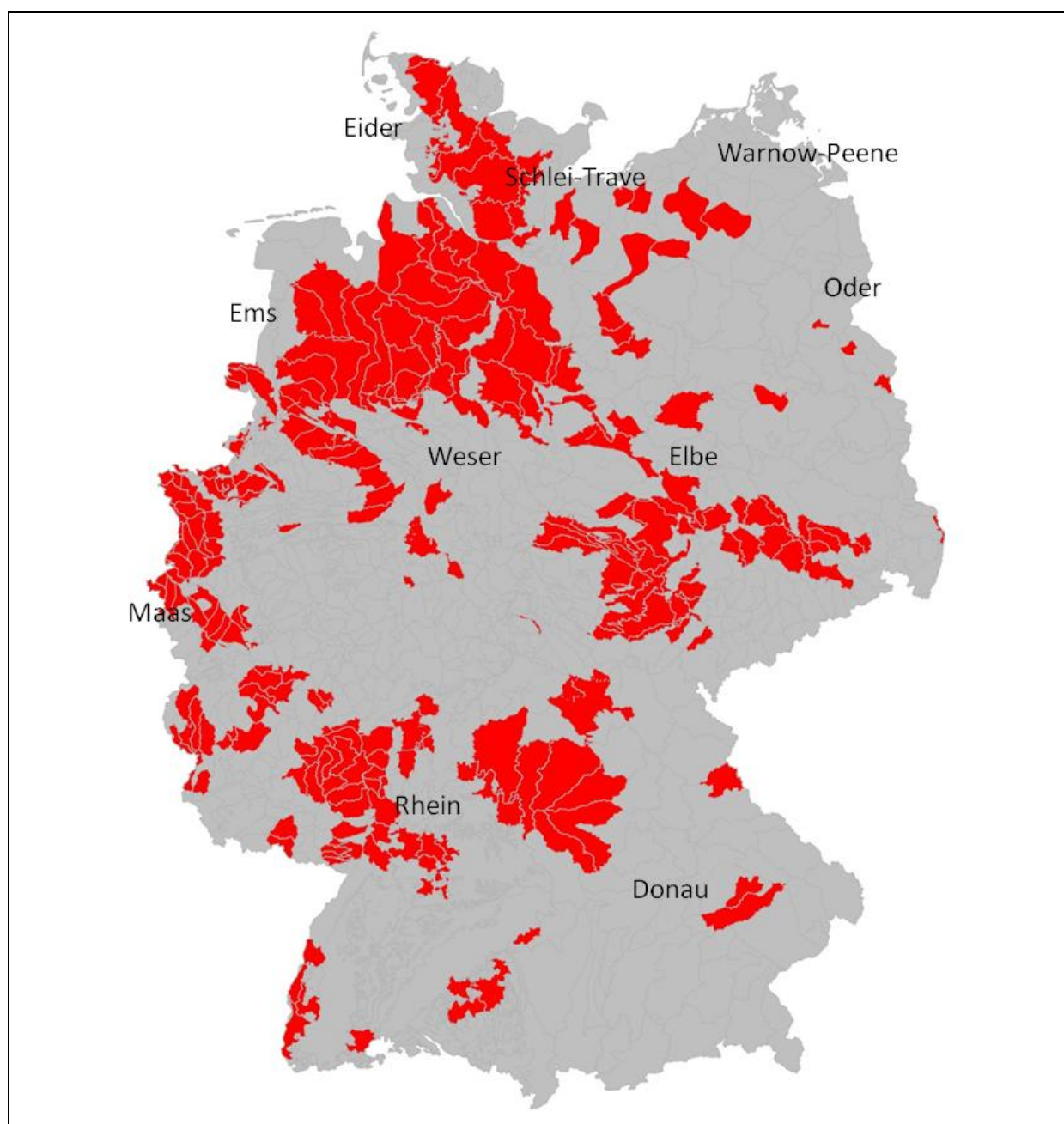
Belastungssituation

109. Die Bewertung der Grundwasserkörper nach Wasserrahmenrichtlinie kommt zu dem Ergebnis, dass 27 % den guten chemischen Zustand aufgrund eines zu hohen Nitratgehalts nicht erreichen (ARLE et al. 2013; s. a. Abb. 3-9). Für die Ermittlung der Nitratkonzentrationen in Grundwasserkörpern stehen insbesondere zwei länderübergreifende Monitoringnetze zur Verfügung. Zum einen wird auf ein sogenanntes Belastungsmessnetz zurückgegriffen. Dieses dient dem Monitoring in Problemgebieten bzw. an ausgewählten Standorten, bei denen mit anthropogenen Belastungen zu rechnen ist. Es dokumentiert lediglich die Wirksamkeit der Maßnahmen, die im Rahmen des Aktionsprogramms zur Minderung der

Nitratbelastung ergriffen wurden. Im Unterschied dazu soll mit dem Messnetz für die Berichterstattung an die Europäische Umweltagentur (EUA-Messnetz) eine repräsentative bzw. flächendeckende Erfassung der Belastungen möglich sein. Dafür ist die Anzahl der Messstandorte (N = 162) auch deutlich höher als beim ersten Messnetz. Generell verteilen sich die Nitratbelastungen der Grundwasserkörper auf die gesamte Fläche der Bundesrepublik Deutschland, allerdings sind durchaus Regionen mit hoher Belastung, zum Beispiel im Nordwesten erkennbar (Abb. 3-9).

Abbildung 3-9

Grundwasserkörper in Deutschland, die den guten chemischen Zustand aufgrund zu hoher Nitratkonzentrationen (> 50 mg/l) verfehlen

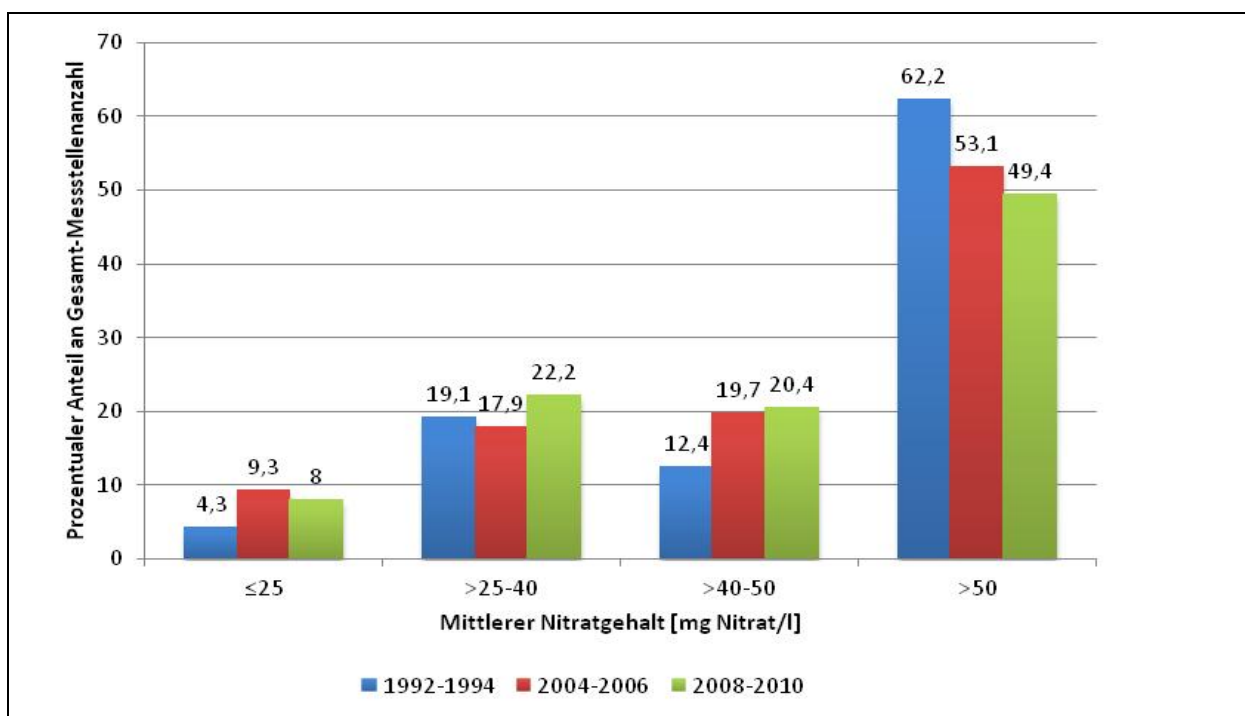


110. Die Hintergrundkonzentrationen für Nitrat im Grundwasser sind natürlicherweise sehr gering. Deshalb sind die Nitratkonzentrationen, die in den Grundwasserkörpern nachgewiesen werden, in der Regel auf anthropogene Aktivitäten und insbesondere auf die Landwirtschaft zurückzuführen (GRIZZETTI et al. 2011).

Die erhobenen Daten der Messstellen des Belastungsmessnetzes weisen eine deutliche Beeinflussung durch die Landwirtschaft auf. Insgesamt zeigt sich bei der Auswertung der Messdaten, dass die Belastung in den letzten Jahren zurückgegangen ist. So hat der Anteil hochbelasteter Standorte (Werte > 50 mg/l) zwischen dem Berichtszeitraum der Jahre 1992 bis 1994 und dem Berichtszeitraum 2008 bis 2010 von 64,2 % auf 49,4 % abgenommen (Abb. 3-10). Gleichzeitig hat sich der Anteil der niedrig belasteten Standorte (Werte < 25 mg/l) von 4,3 % auf 8 % erhöht. Immer noch 42,6 % der Standorte weisen für 2008 bis 2010 Werte zwischen 25 mg/l und 50 mg/l auf, was auf eine signifikante anthropogene Belastung hinweist. Allerdings zeigt sich ebenfalls eine Abnahme dieses positiven Trends in jüngerer Zeit. So hat der Anteil der Messstellen, an denen die Nitratkonzentration anstieg, zwischen dem vorletzten (von 2004 bis 2006) und dem letzten Berichtszeitraum (von 2008 bis 2010) zugenommen und lag bei 40 %. Bei fast 10 % der Messstellen kam es dabei sogar zu einer sehr deutlichen Zunahme von mehr als 20 mg/l (BMU und BMELV 2012; ARLE et al. 2013).

Abbildung 3-10

**Häufigkeitsverteilung der Nitratgehalte im Grundwasser
an den 162 Messstellen des Belastungsmessnetzes
im Überwachungszeitraum 1992 bis 1994, 2004 bis 2006, 2008 bis 2010**



Quelle: BMU und BMELV 2012

Die Betrachtung der Nitratgehalte der Grundwasserkörper in Deutschland, ermittelt über das EUA-Messnetz, weist wie die Daten aus dem Belastungsmessnetz auf eine – allerdings schwache – positive Tendenz hin. So war im aktuellen Berichtszeitraum (2008 – 2010) bei 14,3 % der Messstellen eine Überschreitung der Qualitätsnorm für Nitrat aus der Grundwasserrichtlinie 2006/118/EG (Tochterraichtlinie der Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG) erkennbar, was einer Abnahme um 0,6 % im Vergleich zum vorletzten Berichtszeitraum (2004 – 2006) entspricht. Anzumerken ist dabei, dass das Wasser aus diesen Grundwasserkörpern nicht ohne weitere Behandlung zur Trinkwassergewinnung nutzbar ist, da der Grenzwert für Nitrat in der Trinkwasserverordnung ebenfalls bei 50 mg/l liegt (UBA 2011a; s. a. Tz. 134).

Auch die Auswertung der Ergebnisse dieses Messstellenkollektivs bestätigt den bedeutenden Anteil der Landwirtschaft an der Nitratbelastung der oberflächennahen Grundwasserkörper. Dies zeigt sich zum Beispiel darin, dass – wenn Ackerflächen das Umfeld der Messstellen dominieren – die Grundwasserkörper im Vergleich zum Durchschnitt deutlich häufiger hoch belastet sind (ARLE et al. 2013). Aufgrund der oben erwähnten zum Teil sehr langsamen Passage des Nitrats durch die Gesteins- und Bodenschichten stellen sich Veränderungen der Nitratkonzentrationen im Grundwasser infolge von reduzierten Einträgen nur langsam ein (BMU und BMELV 2012).

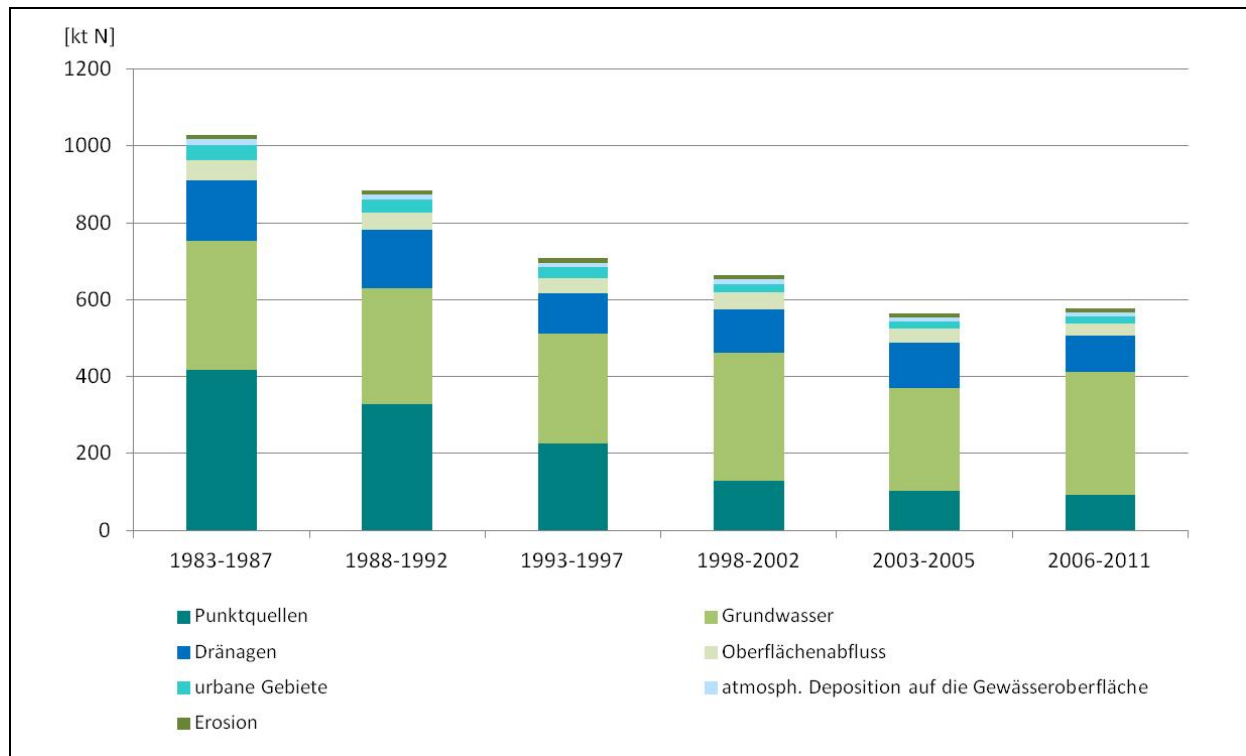
3.2.4.2 Oberflächengewässer

Anthropogene Einträge

111. Die Stickstoffeinträge in die deutschen Oberflächengewässer haben zwischen den Berichtszeiträumen 1983 bis 1987 und 2006 bis 2011 von 1.030 kt/a auf 578 kt/a und somit um etwa 44 % abgenommen (ARLE et al. 2013). Allerdings ist der Wert zwischen dem vorletzten (2003 – 2005) und dem letzten Berichtszeitraum (2006 – 2011) leicht angestiegen (s. Abb. 3-11). Heute gelangen etwa 80 % (467 kt Gesamtstickstoff) der Belastungen über hauptsächlich durch die Landwirtschaft gespeiste Pfade (Grundwasser, Dränwasser, Abschwemmung und Erosion) in die Oberflächengewässer. Alleine etwa 55 % des Gesamtstickstoffs werden über das Grundwasser in die Oberflächengewässer eingetragen.

Abbildung 3-11

Stickstoffeinträge* (Jahresmittelwerte) aus Punkt- und diffusen Quellen in die Oberflächengewässer in Deutschland für die Jahre 1983 bis 2011



* Mit dem Modellinstrument MoRE (Modelling Regionalized Emissions) bilanzierte Stickstoffeinträge. Die Länge der sechs Berichtszeiträume variiert zwischen 3 und 6 Jahren.

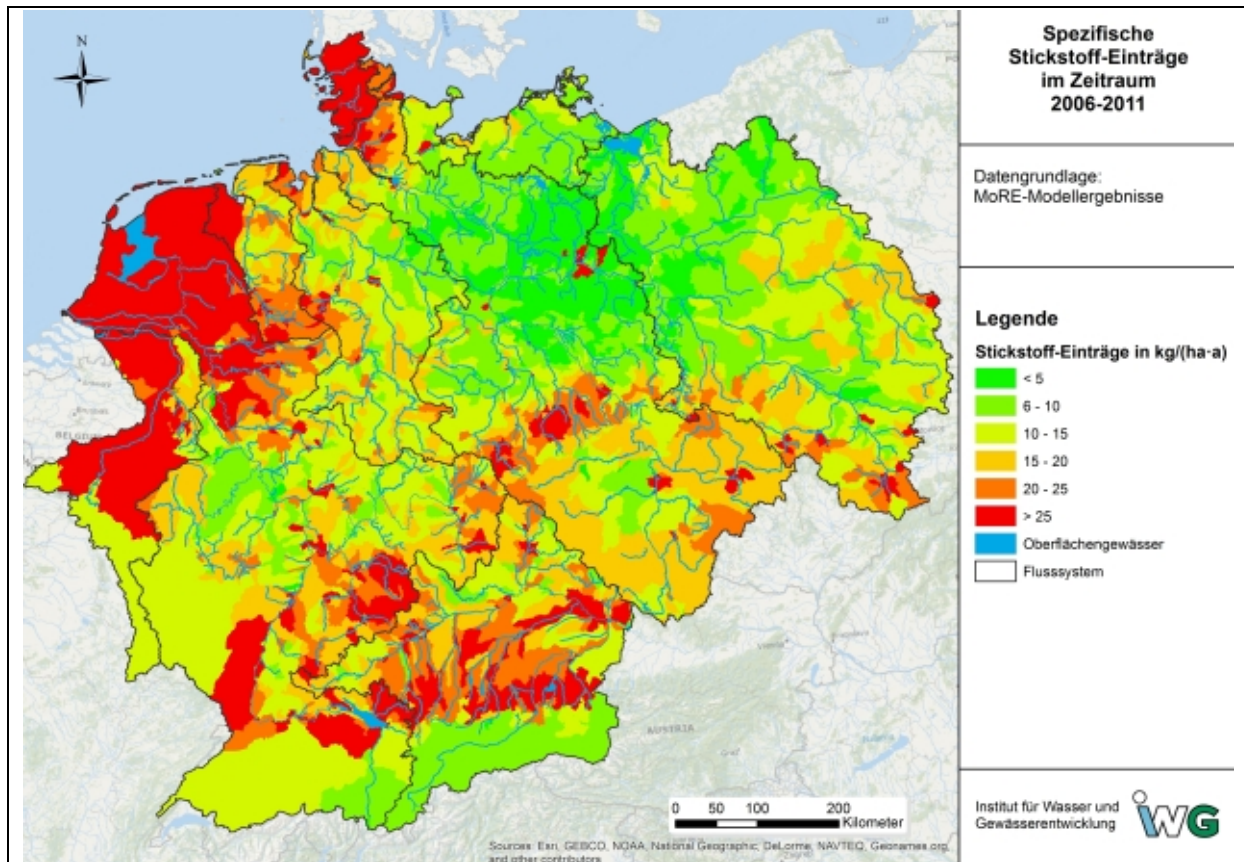
Quelle: schriftliche Mitteilung des UBA vom 09. Oktober 2014, verändert

Der Hauptanteil der Eintragsminderungen der Vergangenheit ist auf Maßnahmen an den Punktquellen, wie zum Beispiel kommunalen Kläranlagen und industriellen Direkteinleitern (um ca. 77 %) zurückzuführen. Der Eintrag aus diffusen Quellen, der über Dränagen, das Grundwasser, die Erosion, den Oberflächenabfluss, urbane Gebiete oder atmosphärische Deposition in die Oberflächengewässer gelangt, hat sich dagegen nur unwesentlich verändert (ARLE et al. 2013; Abb. 3-11). Dies hängt neben den weiterhin hohen Einträgen auch mit den langen Fließzeiten des Stickstoffs im Grundwasser zusammen, bevor dieser die Oberflächengewässer erreicht. So wird angenommen, dass sich die Verringerung der Stickstoffkonzentrationen infolge von landwirtschaftlichen Maßnahmen in manchen deutschen Flussgebieten um dreißig Jahre und mehr verzögern kann (BANNICK et al. 2008).

Die Einträge weisen regional sehr unterschiedliche Intensitäten auf (Abb. 3-12). So sind die höchsten Einträge in die Oberflächengewässer insbesondere in Nordwest- und Südwestdeutschland zu verzeichnen, was zum einen mit einer hohen Tierhaltungsdichte, zum anderen mit der Bodenbeschaffenheit (z. B. Sandböden) und dem hohen Abfluss in Zusammenhang steht (ARLE et al. 2013).

Abbildung 3-12

Gesamtstickstoffeinträge in die deutschen Oberflächengewässer



Quelle: schriftliche Mitteilung des UBA vom 09. Oktober 2014, im Auftrag des UBA vom Karlsruher Institut für Technologie – Institut für Wasser und Gewässerentwicklung erstellt

Belastungssituation

112. Die positive Tendenz hinsichtlich der Reduktion der Stickstoffemissionen spiegelt sich auch in den Belastungsentwicklungen der Oberflächengewässer wider. Auswertungen der Ergebnisse aus dem Messnetz der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) zeigen, dass die Nitratkonzentrationen in den Fließgewässern zwischen den Berichtszeiträumen 1991 bis 1994 und 2007 bis 2010 an 89 % der Messstellen zurückgegangen sind. Nur an 6 % der Messstellen ist eine Zunahme zu verzeichnen. Besonders deutlich zeigt sich ein Rückgang des Anteils an Messstellen, an denen sehr hohe bis erhöhte Belastungen gemessen wurden. Die Anzahl von Messstellen mit deutlicher Belastung hat demzufolge zugenommen, die mit mäßiger bis sehr geringer Belastung ist gleichbleibend. Die positiven Entwicklungen werden primär auf die bereits erwähnten Minderungen der Einträge aus Punktquellen (Abb. 3-11) bzw. mit Maßnahmen zur Umsetzung der Kommunalen Abwasserrichtlinie 91/271/EWG in Zusammenhang gebracht (BMU und BMELV 2012).

Die Umweltqualitätsnorm aus der Nitratrichtlinie 91/676/EWG von 50 mg Nitrat pro Liter wurde 2011 an fast jeder Messstelle des LAWA-Messnetzes eingehalten. Zusätzlich haben LAWA und UBA einen Zielwert von 2,5 mg Nitrat-Stickstoff pro Liter Wasser für den guten

chemischen Zustand nach Wasserrahmenrichtlinie festgelegt (LAWA 1998; ARLE et al. 2013), der alle Schutzgüter einschließlich des Schutzes der aquatischen Lebensgemeinschaften einbezieht. Dieser Zielwert wurde nur an 15 % der Messstellen der Fließgewässer unterschritten.

3.2.4.3 Meere

113. Reaktive Stickstoffverbindungen (insb. Nitrat, Ammonium und gelöste organische Stickstoffverbindungen) gelangen in die küstennahen Meeresgebiete durch den Abbau organischen Materials, über die Flüsse, über die atmosphärische Deposition, durch direkte Einträge (z. B. Abwasser von Schiffen) und durch Meeresströmungen sowie zu einem geringen Anteil durch den Prozess der Stickstofffixierung durch Blaualgen (VOSS et al. 2012). Die beiden wesentlichen anthropogenen Eintragspfade, auf die im Folgenden eingegangen wird, sind der über die Flüsse und der über die Luft.

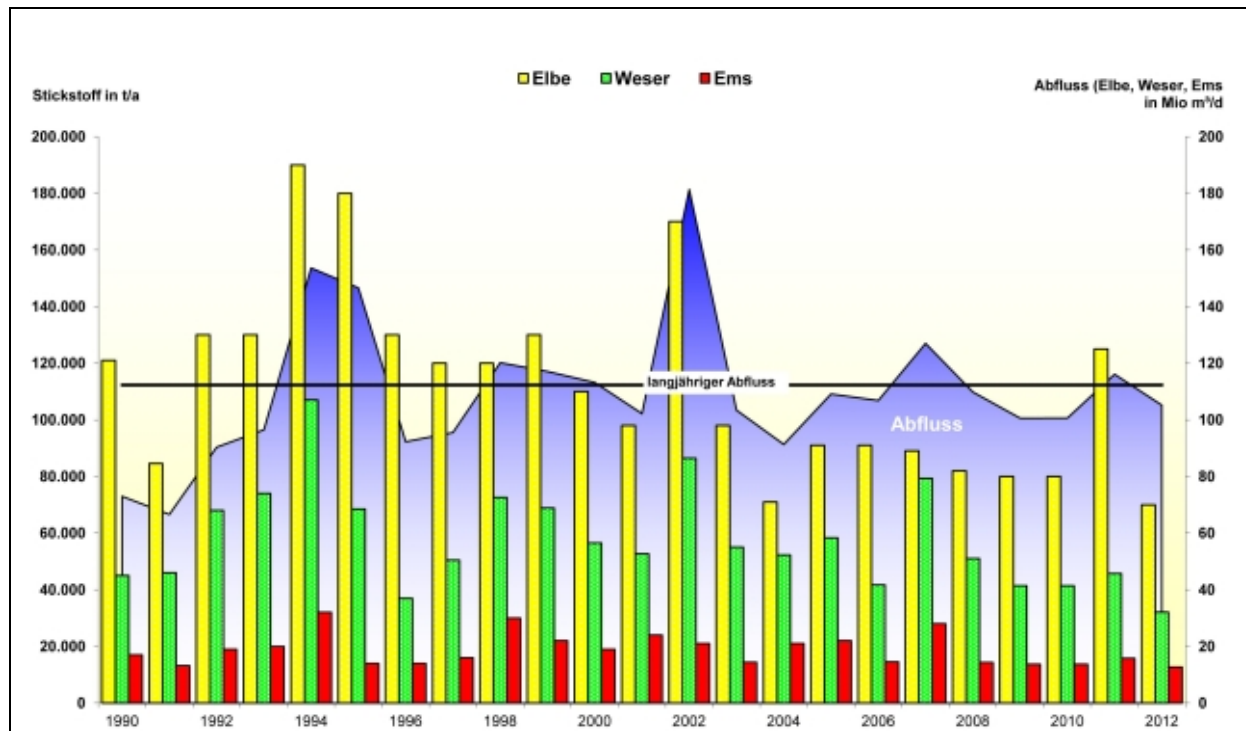
Anthropogene Einträge

114. In die Nordsee werden die höchsten Stickstoffmengen aus den deutschen Zuflüssen über Elbe und Weser eingetragen, was mit der Größe der Flusseinzugsgebiete und den Abflussmengen zusammenhängt (s. Abb. 3-13). Für die einzelnen Flussgebiete ist, mit Ausnahme der Elbe, abflussbereinigt kaum ein Rückgang der Stickstofffrachten zwischen den Jahren 1980 und 2011 erkennbar. Bei der Elbe zeigt sich dagegen trotz des Einflusses unterschiedlicher Abflussraten eine mittlere Reduzierung der Stickstofffrachten für den Zeitraum 1990 bis 2011 um 60 %. Insgesamt haben die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer des deutschen Nordsee-einzugsgebietes zwischen den Zeiträumen 1983 bis 1987 und 2006 bis 2008 um 44 % abgenommen (ARLE et al. 2013).

Hauptverursacher für die Stickstoffeinträge in die Nordsee ist die Landwirtschaft. So werden 77 % (für die Jahre 2006 – 2008) der Stickstoffeinträge in die Fließgewässer des Nordsee-einzugsgebietes diesem Verursacher zugeschrieben (ARLE et al. 2013). Der Rückgang der Gesamteinträge wird insbesondere – wie in Abschnitt 3.2.4.2 zu den Oberflächengewässern bereits erwähnt – auf Eintragsminderungen bei den Punktquellen zurückgeführt.

Abbildung 3-13

Gesamtstickstoffeinträge* über die wichtigsten deutschen Zuflüsse in die Nordsee im Vergleich zum Abfluss



*Daten ermittelt nach Angaben der Bundesländer für die OSPAR-Berichterstattung

Quelle: schriftliche Mitteilung des UBA vom 16. Juli 2014

115. In die Ostsee wurden im Jahr 2010 insgesamt 758.337 t Stickstoff über die Flüsse und Direkteinleiter eingetragen (SVENDSEN et al. 2013). Der deutsche Anteil an den Gesamteinträgen in die Ostsee ist sehr gering und liegt gerade mal bei 24.145 t bzw. 3,2 % der Gesamteinträge, was unter anderem damit zusammenhängt, dass keine großen deutschen Flüsse in die Ostsee münden. Die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer des deutschen Einzugsgebiets der Ostsee sind zwischen den Zeiträumen 1983 bis 1987 und 2006 bis 2008 sehr deutlich um 58 % zurückgegangen. Schaut man dagegen nur auf die Einträge aus deutschen Flüssen in die Ostsee der letzten 15 Jahre, so ist abflussbereinigt kein abnehmender Trend erkennbar. Hauptverantwortlich für die Einträge ist mit 82 % die Landwirtschaft (ARLE et al. 2013).

Der Stickstoffeintrag in die Meere über die atmosphärische Deposition ist deutlich geringer als der über die Flüsse. So stammen etwa 33 % der Gesamtstickstoffeinträge in die Nordsee aus der Atmosphäre. In dem Zeitraum 1996 bis 2006 haben die Gesamtstickstoffdepositionen in die Nordsee nur um etwa 10 % abgenommen (UBA 2013d). Die höchste Deposition von mehr als 500 mg/m² pro Jahr findet sich in der südlichen Nordsee. Hauptquelle für die Stickstoffdeposition in die Nordsee ist die Landwirtschaft, gefolgt vom Verkehr und der Energieversorgung. Der deutsche Anteil an der Gesamtstickstoffdeposition in die Nordsee beträgt 12 % (OSPAR Commission 2009b).

Für die Ostsee lag im Jahr 2010 der Anteil der atmosphärischen Stickstoffeinträge an den Gesamteinträgen bei 22 %. Der deutsche Anteil am deponierten Gesamtstickstoff, ohne Schiffsemissionen, lag bei 18 % (SVENDSEN et al. 2013). Stickstoffverbindungen gelangen über den Luftpfad in dieses Randmeer primär in Form von Stickstoffoxiden oder Ammonium. Wichtigste Quellen für ersteres sind die Schifffahrt, der Straßenverkehr und die Energieerzeugung, letzteres stammt zu etwa 90 % aus der Landwirtschaft (BARTNICKI und LOON 2010).

Belastungssituation

116. Die Konzentration reaktiven Stickstoffs in den Meeren wird sehr stark durch den Jahresgang bzw. mit diesem verbundene Prozesse wie Aufnahme, Zehrung, Abbau und Denitrifizierung aber auch Sedimentation und Remobilisierung bestimmt. Wichtige abiotische Faktoren sind der Abfluss und die Strömungsverhältnisse. Im Vordergrund bei den biologischen Prozessen steht die Primär- bzw. Algenproduktion, die im Frühjahr und Sommer am ausgeprägtesten ist und zum Stickstoffabbau bis hin zur -zehrung führt. Im Winter dagegen sind aufgrund sehr geringer biologischer Produktion die höchsten Nitratkonzentrationen zu erwarten.

Die Nitratbelastungen in den deutschen Küstenwasserkörpern haben seit der ersten Berichterstattung im Zeitraum 1991 bis 1994 bis heute abgenommen. Allerdings zeigen viele küstennahe Messstationen in der Nordsee, insbesondere solche, die deutlich durch den Abfluss aus den Flussmündungen beeinflusst werden, für den letzten Berichtszeitraum 2007 bis 2010 wieder eine Zunahme der Nitratkonzentrationen (BMU und BMELV 2012). Diese Konzentrationsanstiege stehen mit den gestiegenen Abflussmengen aufgrund hoher Niederschläge im Zusammenhang. Durch hohe Niederschläge werden auch mehr Nährstoffe in die Flüsse verfrachtet. Bei den küstennahen Ostseestationen sind sowohl Abnahmen wie Zunahmen der Nitratwerte zwischen dem vorletzten (2003 – 2006) und letzten (2007 – 2010) Berichtszeitraum dokumentiert.

Für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie haben Bund und Länder Orientierungswerte für die Küstengewässer festgelegt, die im Prinzip dem modellierten Hintergrundwert plus 50 % entsprechen (BLMP AG WRRL 2007). Diese Orientierungswerte wurden im Berichtszeitraum 2007 bis 2010 an den meisten Nordseestationen – zum Teil sehr deutlich – überschritten. Für die Ostseestationen lagen die ermittelten Konzentrationen ebenfalls an allen Stationen um das bis zu 8-fache höher als die Nährstofforientierungswerte für die Küsten- und Meeresgewässer (NAUSCH et al. 2011). Die Orientierungswerte wurden gerade einer wissenschaftlichen Revision unterzogen und die neuen Werte befinden sich in der nationalen Abstimmung. Auch im Vergleich zu diesen ergeben sich erhebliche Abweichungen vom guten Zustand (persönliche Mitteilung des UBA vom 18. September 2014).

3.3 Menschliche Gesundheit

117. Die Belastung mit reaktiven Stickstoffverbindungen kann zu gesundheitlich relevanten Folgen beim Menschen führen. In diesem Kapitel sollen die für die Belastungspfade Luft und Trinkwasser relevanten reaktiven Stickstoffverbindungen und ihre Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit sowie die aktuellen Belastungssituationen für Deutschland und der sich daraus ergebende Handlungsbedarf dargestellt werden. Über die Luft ist der Mensch direkt den Schadstoffen Stickstoffdioxid und Ammoniak ausgesetzt. Stickstoffdioxide fördern außerdem die Bildung von bodennahem Ozon und tragen zusammen mit Ammoniak zur Bildung von Feinstaub (Particulate Matter – PM) bei und wirken über diese Pfade indirekt schädigend. Lachgas zerstört Ozon in den hohen Luftschichten der Stratosphäre und mindert damit den Schutz vor ultravioletter Strahlung durch die Ozonschicht. Eine weitere gesundheitliche Belastungsquelle stellt die Aufnahme von Nitrat über Trinkwasser und Lebensmittel dar.

3.3.1 Luftbelastungen

118. Wie bereits in Abschnitt 3.2.2 erwähnt, konnten in den letzten zwei Jahrzehnten in Deutschland und der EU zum Teil große Erfolge in der Luftreinhaltung erzielt werden. So sind zum Beispiel die Emissionen an Stickstoffdioxid von 1990 bis 2012 um insgesamt 56 % gemindert worden (UBA 2013g). Trotz des bisher Erreichten sind jedoch die Stickstoffdioxid-, Ozon- und Feinstaubbelastungen für den Menschen weiterhin zu hoch und damit eine Herausforderung für den Gesundheitsschutz (SRU 2012; 2008; EUA 2013).

Stickstoffdioxide

119. Etwa 84 % der anthropogenen Stickstoffdioxidemissionen in die Luft stammen aus Verbrennungsprozessen in Motoren und Feuerungsanlagen (s. Tab. 3-4). Durch den Verkehrssektor als einen der größten Stickstoffdioxidemittenten sind die Belastungen in urbanen und verkehrsreichen Gebieten am höchsten. Es wird mit bis zu 80 bis 95 % überwiegend Stickstoffmonoxid emittiert, das jedoch anschließend sehr schnell in der Atmosphäre durch den Luftsauerstoff und Ozon zu Stickstoffdioxid weiter oxidiert wird. Immissionsdaten zeigen, dass in den letzten Jahren die Konzentrationen an Stickstoffmonoxid im städtischen Bereich stetig gesunken sind, die Konzentrationen an Stickstoffdioxid dagegen kaum (FISCHER et al. 2006; UBA 2010a; 2012b). Dies ist auf den wachsenden Anteil an Kraftfahrzeugen mit Dieselmotoren im Straßenverkehr zurückzuführen. Im Vergleich zu Ottomotoren emittieren Dieselmotoren mehr Stickstoffdioxide und weisen gleichzeitig einen höheren Anteil an Stickstoffdioxid auf (MAYER et al. 2007; s. Tz. 256).

Aufgrund der stärkeren schädlichen Wirkung steht Stickstoffdioxid im Mittelpunkt der Bemühungen zur Luftreinhaltung. Es ist außerdem eine Vorläufersubstanz für die Bildung von Ozon (s. Tz. 124) und Feinstaub (s. Tz. 128).

120. Zum Schutz der Gesundheit wurden für Stickstoffdioxidimmissionen Grenzwerte von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel bzw. ein 1-Stundenwert von $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ abgeleitet (Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG). Seit 2010 darf in der EU der Langzeitwert gar nicht bzw. der 1-Stundenwert nicht mehr als 18-mal im Kalenderjahr überschritten werden (s. Abb. 3-14). Die Luftqualitätsrichtlinie wurde durch die Novellierung der 39. BImSchV in deutsches Recht überführt.

Die aktuell durch das UBA veröffentlichten vorläufigen Daten zur Luftbelastung in Deutschland für das Jahr 2013 zeigen, dass die Belastung mit Stickstoffdioxiden sowohl im städtischen als auch im ländlichen Raum über den Zeitraum von 2000 bis 2013 nahezu unverändert blieb (UBA 2014d). In der vorläufigen Hochrechnung für das Jahr 2013 wurden an insgesamt 70 % der innerstädtischen stark durch den Verkehr beeinflussten Messstationen Stickstoffdioxidjahresmittelwerte über $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen. In innerstädtischen Bereichen in weniger verkehrsreichen Zonen lagen im Jahr 2013 die Jahresmittelwerte zumeist unter $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Im Vergleich dazu wurden in ländlichen und damit verkehrs- und industrieärmeren Gegenden Jahresmittelwerte für Stickstoffdioxid um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen. Vereinzelt (an ca. 3 % der verkehrsnahen innerstädtischen Messstationen) wurde der Stickstoffdioxid-1-Stundenwert von $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ überschritten (UBA 2014d). Mehrere Studien kommen zu dem Schluss, dass selbst unter günstigen Bedingungen der vorgeschriebene Jahresmittelwert nicht an allen Messstationen in Deutschland bis zum Jahr 2020 (IFEU 2010; DIEGMANN et al. 2009) bzw. sogar bis zum Jahr 2030 einzuhalten sein wird (JÖRß et al. 2014).

121. Stickstoffdioxid ist ein starkes Oxidationsmittel, das in hohen Konzentrationen als akute Wirkung die Schleimhäute des gesamten Atemtraktes und der Augen reizt (KEHE und EYER 2013). Bei einer chronischen Exposition schädigt Stickstoffdioxid die Atemwege (Atemnot, Husten, Bronchitis, Lungenödem, Lungeninfekte) und das Herz-Kreislauf-System (EEA 2013). Untersuchungen belegen einen Zusammenhang zwischen hohen Stickstoffdioxidkonzentrationen und der Zunahme von Krankenhauseinweisungen wegen atemwegsbedingter Erkrankungen sowie einer erhöhten Gesamtmortalität (KRAFT et al. 2005).

122. Es gibt einige Hinweise, dass Stickstoffdioxid bereits in Konzentrationen unterhalb des derzeitigen Grenzwertes gesundheitsschädlich wirkt. Neue durch die World Health Organization (WHO) bewertete Studien legen nahe, dass sowohl die kurzfristige als auch die langfristige Exposition mit Stickstoffdioxidkonzentrationen am oder unterhalb der derzeit gültigen EU-Grenzwerte mit einer erhöhten Krankheitsanfälligkeit (Morbidität) und Sterberate (Mortalität) assoziiert sind. Die WHO empfiehlt daher aufgrund dieser neueren Erkenntnisse die derzeitigen Grenzwerte für Stickstoffdioxid (WHO 2013b) zu überarbeiten und herabzusetzen. Der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) hat bereits in seinem

Umweltgutachten 2004 aus Vorsorgegründen die Einführung eines niedrigeren Jahresmittelwertes von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ empfohlen (SRU 2004).

Ozon

123. Das für den Menschen gesundheitsschädliche bodennahe Ozon stellt nur einen kleinen Teil der Gesamtmenge dar. Etwa 90 % des Gesamtvorrats lagert sich in der Atmosphäre oberhalb einer Höhe von 10 km – in der Stratosphäre – an und bildet dort die Ozonschicht. Die reaktive Stickstoffverbindung Lachgas ist durch photochemische Reaktionen mit anderen Stoffen an deren Zerstörung beteiligt (s. Tz. 186). Durch den Abbau der Ozonschicht gelangt mehr ungefilterte ultraviolette Strahlung auf die Erde, was für die menschliche Gesundheit ein erhöhtes Hautkrebsrisiko darstellt (UBA 2009b).

124. Bodennahes Ozon wird in der Atmosphäre durch Sonneneinstrahlung (photochemische Reaktionen) aus Sauerstoff und anderen Vorläufersubstanzen wie den Stickstoffoxiden und flüchtigen organischen Verbindungen (VOC – volatile organic compounds) gebildet. Auch wenn der größte Anteil der Ozonvorläuferstoffe in urbanen und industriereichen Gebieten freigesetzt wird, findet man die höchsten Ozonkonzentrationen an Stadträndern und in weiter entfernten ländlichen Gegenden. Dies liegt zum einen daran, dass die Vorläuferstoffe über die Luft weit von der Quelle weg transportiert werden und zum anderen daran, dass Ozon in Städten und Ballungsräumen sehr schnell mit dem aus den Autoabgasen stammenden Stickstoffmonoxid reagiert und zerfällt (UBA 2014a).

Besonders während intensiver Schönwetterlagen führten hohe Konzentrationen an bodennahem Ozon in Verbindung mit anderen Luftschadstoffen (wie Peroxiden, Aldehyden und organischen Stickstoffverbindungen) bis Mitte der 1990er-Jahre zum sogenannten Sommermog. Durch erfolgreiche Emissionsminderungen einiger Ozonvorläuferstoffe (NO_x , VOC) treten solche Extremsituationen heute in Deutschland nicht mehr auf (KEHE und EYER 2013; UBA 2014d).

125. In der EU wurde zum Schutz der menschlichen Gesundheit ein seit 2010 gültiger Ozonzielwert von $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als 8-Stundenmittel vorgegeben, der an höchstens 25 Tagen pro Kalenderjahr gemittelt über drei Jahre überschritten werden darf. Langfristig soll der Ozonzielwert von $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ohne Überschreitungen eingehalten werden (s. Abb. 3-14). Aktuell ist jedoch noch nicht entschieden, ab wann die Verschärfung erfolgen soll.

Bei den in Deutschland gemessenen Ozonwerten kann seit 1990 ein Rückgang bezogen auf auftretende Höchst- bzw. Spitzenwerte beobachtet werden. Jedoch stiegen im selben Zeitraum die gemessenen Jahresmittelwerte schwach an und liegen heute im ländlichen Raum bei etwa $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und in verkehrsnahen Bereichen bei etwa $37 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (UBA 2014b). In den Jahren 2011 bis 2013, die die am wenigsten mit Ozon belasteten Jahre der letzten zwei Jahrzehnte sind, wurde in Deutschland noch an etwa 8 % der Messstationen der Zielwert

überschritten. Derzeit ist es fraglich, ob das Ziel für 2020 – keine Überschreitung des Zielwertes – an allen Messstandorten eingehalten werden kann (UBA 2014d; 2012b).

126. Bodennah entstandenes Ozon ist ein starkes Reizgas und schädigt lokal vor allem die oberen Atemwege und die Augen, führt zu Störungen der Lungenfunktion und erzeugt Schwindel, Kopfschmerzen, Koordinationsschwierigkeiten und vermindert die Leistungsfähigkeit. Bei tiefer bzw. gesteigerter Atmung (z. B. bei körperlicher Aktivität) gelangt Ozon auch in tiefere Lungenabschnitte und kann dort zu Entzündungen und Gewebsschädigungen führen. Infolge der Gewebsreizung werden die Sensibilisierung durch Allergene und die Auslösung von Allergien begünstigt (KEHE und EYER 2013). Auswertungen von epidemiologischen Studien durch die WHO zeigen einen klaren Zusammenhang zwischen steigenden Ozonkonzentrationen und der Zunahme von Lungenerkrankungen, atemwegsbedingten Krankenhausaufenthalten und der Gesamtmortalitätsrate (AMANN et al. 2008). Bodennahes Ozon ist bereits in niedrigen Konzentrationen biologisch wirksam, darüber hinaus reagiert ein relativ großer Teil der Bevölkerung (etwa 10 – 15 %) im Vergleich zum Durchschnitt sensibler auf Ozonbelastungen (UBA 2014e).

127. Für Ozon liegen deutliche Hinweise vor, dass gesundheitsschädliche Wirkungen bereits bei Konzentrationen unterhalb des gültigen Zielwertes von $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vorliegen können. Die WHO empfiehlt daher eine Herabsetzung des Ozonzielwertes auf $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (WHO 2013b; Abb. 3-14). In diesem Zusammenhang ist außerdem anzumerken, dass im EU-Recht und nationalen Recht für Ozon bisher nur Ziel- und keine verbindlich einzuhaltenden Grenzwerte vorgesehen sind.

Feinstaub

128. Als Feinstaub (PM) bezeichnet man Stäube in der Luft, die aus mehreren Partikeln unterschiedlicher Durchmesser bestehen und die nicht sofort zu Boden sinken, sondern eine gewisse Zeit in der Atmosphäre verbleiben können. Anhand der Partikelgröße wird Feinstaub in verschiedene Fraktionen eingeteilt und ist definitionsgemäß kleiner als $10 \mu\text{m}$ (PM_{10}) oder $2,5 \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2,5}$).

Die Hauptquellen für anthropogen verursachten primären Feinstaub sind Verbrennungsprozesse in der Industrie und Kraftfahrzeugen sowie Emissionen aus der Landwirtschaft. Im Straßenverkehr werden die Partikel aus Motoren, vorrangig aus Dieselmotoren, durch Reifenabrieb sowie durch die Aufwirbelung des Staubes auf der Straßenoberfläche in die Luft freigesetzt (WHO 2013a). Feinstaub kann außerdem aus gasförmigen Vorläufersubstanzen entstehen. So werden etwa 25 % der sekundären Feinstaubpartikel aus stickstoffhaltigen Vorläuferverbindungen wie Ammoniak und Stickstoffoxiden gebildet (UBA 2009b).

129. In Deutschland wurde im Jahr 2013 an circa 3 % der Messstellen der in der Luftqualitätsrichtlinie (Abb. 3-14) vorgeschriebene PM_{10} -Tagesmittel-Grenzwert von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an mehr als den erlaubten 35 Tagen überschritten. Die Überschreitungen traten fast alle an

verkehrsnahe gelegenen Messstationen auf. Die Belastung mit Feinstaub (PM_{10} -Tagesmittelwerte) hat sich in Deutschland in den letzten zehn Jahren nicht wesentlich verringert. Allerdings treten witterungsbedingt von Jahr zu Jahr zum Teil große Schwankungen auf. So wurde zum Beispiel im Jahr 2011 aufgrund des häufigen Auftretens kalter, stabiler Hochdruckwetterlagen an circa 20 % der Messstationen der gesetzliche Grenzwert nicht eingehalten (UBA 2012b; 2014d; 2013j).

Der gesetzlich vorgeschriebene PM_{10} -Jahresmittelwert von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wurde in Deutschland im Jahr 2013 an allen Messstationen eingehalten. In den letzten Jahren kam es vereinzelt zu Grenzwertüberschreitungen, insbesondere in verkehrsbelasteten Messstationen (UBA 2014d). Die Jahre 2012 und 2013 zählen zu den am wenigsten mit Feinstaub belasteten. Dies wird unter anderem auch auf das Ausbleiben von extremen Wetterlagen wie in den Jahren davor zurückgeführt (s. o.). Allerdings wurden an 51 % der Messstationen Werte oberhalb des von der WHO vorgeschlagenen Luftgüteleitwertes von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel gemessen (UBA 2014d; 2013j).

Für die kleineren $PM_{2,5}$ -Feinstäube gibt es bisher nur einen Zielwert von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Jahresmittel, welcher ab dem 1. Januar 2015 verbindlich einzuhalten ist. Eine Absenkung des Grenzwertes auf $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ist für das Jahr 2020 geplant (Abb. 3-14). Für das Jahr 2012 wurde der Jahresmittelgrenzwert von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für $PM_{2,5}$ in keinem der insgesamt 73 Beurteilungsgebiete überschritten. In zwei Ballungsräumen lagen die Werte jedoch oberhalb des für das Jahr 2020 geplanten niedrigeren Grenzwertes von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (UBA 2013a).

130. Aufgrund ihrer geringen Größe gelangen Feinstaubpartikel nach dem Einatmen weit in den Körper und können dort zu Entzündungen im Atemtrakt führen und verstärkend auf allergische Atemwegserkrankungen wirken. Des Weiteren werden sie in einen engen Zusammenhang mit der Entstehung von Herz-Kreislauf-Erkrankungen gebracht (ANDERSON et al. 2012). Das Mortalitätsrisiko für Herz-Kreislauf-Erkrankungen sowie Atemwegserkrankungen steigt bei kurzfristig sowie langfristig erhöhten Feinstaubkonzentrationen (KRdL 2011). Die Partikel können darüber hinaus Träger für anhaftende Substanzen sein, von denen eigenständige Gesundheitsrisiken ausgehen. Beispiele für solche giftigen Umweltstoffe sind Schwermetalle und krebserzeugende polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK). Für Feinstaub kann kein Konzentrationsschwellenwert angegeben werden, unterhalb dessen eine Exposition wahrscheinlich keine gesundheitsschädliche Wirkung hat. Aus diesem Grund sollte die Feinstaubbelastung so niedrig wie möglich gehalten werden (UBA 2009a).

131. Die aktuelle Feinstaubbelastung in Deutschland verkürzt die durchschnittliche Lebenserwartung um etwa 7,5 Monate (UBA 2014c) bzw. führt laut Berechnungen des UBA (2014d) zu etwa 47.000 vorzeitigen Todesfällen. Die Europäische Umweltagentur (EEA) führt für die 27 EU-Staaten insgesamt 455.000 frühzeitige Todesfälle pro Jahr auf die Umweltverschmutzung mit Feinstaub zurück (EEA 2009).

Des Weiteren entsprechen die EU-Feinstaubgrenzwerte zum Teil nicht mehr den strengeren Empfehlungen der WHO (2013b; Abb. 3-14).

Abbildung 3-14

Gültige Grenz- und Zielwerte zum Schutz der Gesundheit (Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EC) im Vergleich zu den Luftgüteleitwerten der Weltgesundheitsorganisation

NO₂	<ul style="list-style-type: none"> • 200 µg/m³ (1-Stundenmittel) bzw. 40 µg/m³ (Jahresmittel) [2008/50/EG] • 200 µg/m³ (1-Stundenmittel) bzw. 40 µg/m³ (Jahresmittel) [WHO 2013]
O₃	<ul style="list-style-type: none"> • 120 µg/m³ (8-Stundenmittel) [2008/50/EG] • 100 µg/m³ (8-Stundenmittel) [WHO 2013]
PM_{2,5}	<ul style="list-style-type: none"> • Kein Grenzwert für 24-Stundenmittel / 25 µg/m³ ab 1.1.2015 (Jahresmittel) [2008/50/EG] • 25 µg/m³ (24-Stundenmittel) bzw. 10 µg/m³ (Jahresmittel) [WHO 2013]
PM₁₀	<ul style="list-style-type: none"> • 50 µg/m³ (24-Stundenmittel) bzw. 40 µg/m³ (Jahresmittel) [2008/50/EG] • 50 µg/m³ (24-Stundenmittel) bzw. 20 µg/m³ (Jahresmittel) [WHO 2013]

SRU/SG 2015/Abb. 3-14; Datenquelle: Luftqualitätsrichtlinie; WHO 2013b

3.3.2 Trinkwasserbelastung

132. Die in den Abschnitten 3.2.4.1 und 3.2.9.2 beschriebene Belastung des Grund- und Oberflächenwassers mit reaktivem Stickstoff in Form von Nitrat beeinträchtigt die Nutzung zur Trinkwasserversorgung des Menschen. Die natürliche Hintergrundkonzentration von Nitrat im Grundwasser ist sehr niedrig und liegt in der Regel unterhalb von 10 mg/l. Der größte Anteil der Belastungen ist anthropogenen Ursprungs. Insbesondere durch landwirtschaftliche Aktivitäten gelangt Nitrat aus Düngemitteln in die für die Trinkwassergewinnung vorgesehenen Wasserkörper und zählt zu den häufigsten Grundwasserverunreinigungen (GRIZZETTI et al. 2011; UBA 2010b)

133. Etwa 99 % der Bevölkerung in Deutschland beziehen ihr Trinkwasser aus öffentlichen Trinkwasserversorgungsanstalten. Die großen zentralen Wasserwerke (mit mehr als 5.000 Versorgten bzw. mit einer Abgabe von 1 Mio. l Trinkwasser pro Tag) haben daran mit 86 % den größten Anteil. Das für die Trinkwassergewinnung genutzte Rohwasser stammt zu etwa 74 % aus Grund- und Quellwasser, zu 14,5 % aus Oberflächengewässern und zu 11,5 % aus sonstigen Ressourcen wie zum Beispiel Uferfiltrat (BMG und UBA 2011). Nur etwa 1 % der deutschen Bevölkerung, vor allem in ländlichen Gegenden, bezieht sein Trinkwasser aus privaten Hausbrunnen und Quelfassungen (UBA 2013h).

Aktuelle Belastungssituation mit Nitrat

134. Trinkwasser ist unser wichtigstes Lebensmittel und unterliegt daher strengen Qualitätsanforderungen. Der Grenzwert für Nitrat im Trinkwasser ist in der Trinkwasserverordnung auf 50 mg/l festgelegt und entspricht auch dem Grenzwert für Nitrat im Grundwasser. Wie die Ausführungen in den Textziffern 109 und 110 gezeigt haben, sind in Deutschland die Grundwasserkörper bezogen auf den Schadstoff Nitrat teilweise in einem besorgniserregenden Zustand. Bei etwa 14 % der Messstellen (EUA-Grundwassermessnetz) lag der Nitratgehalt zum Teil deutlich oberhalb des zulässigen Wertes. Bei weiteren 35,1 % lagen die Werte zwischen 10 und 50 mg/l. Diese Zahlen verdeutlichen, dass in einigen Regionen ein Teil des Grundwassers nicht ohne weiteres zur Trinkwassergewinnung herangezogen werden kann.

135. Die Trinkwasserrichtlinie 98/83/EC verpflichtet die Mitgliedstaaten der EU alle drei Jahre über die Trinkwasserqualität an die Kommission zu berichten. Für den Berichtszeitraum von 2008 bis 2010 konnten in Deutschland in den zentralen Wasserversorgungsanstalten nahezu keine Überschreitungen des Grenzwertes festgestellt werden. Damit setzte sich der positive Trend der vergangenen Jahre weiter fort – von 1,1 % im Jahr 1999, 0,13 % im Jahr 2004 und 0,08 % im Jahr 2007 (BMG und UBA 2011). Diese an sich positiven Zahlen sollten jedoch keinen Anlass zur Entwarnung geben. Der Grenzwert von 50 mg/l Nitrat laut Trinkwasserverordnung kann von den zentralen Wasserversorgungsanstalten zum Teil nur noch durch aufwendige und kostenintensive Maßnahmen bei der Gewinnung und Aufbereitung von Trinkwasser aus Grundwasser eingehalten werden. Zu diesen Maßnahmen zählen zum Beispiel das Mischen mit unbelastetem Wasser, die Stilllegung hoch belasteter und Bohrung neuer tieferer Brunnen oder die (Teil-)Aufbereitung und Entfernung von Nitrat aus dem Rohwasser (UBA 2010b; BDEW 2014).

Im Gegensatz zu dem aus der öffentlichen Wasserversorgung stammenden Trinkwasser entspricht die chemische und mikrobielle Beschaffenheit von Brunnenwasser (oft Hauswasserbrunnen) oftmals nicht der Trinkwasserverordnung (UBA 2013h). In Deutschland gibt es etwa 180.000 (< 1 % Versorgungsanteil) solcher Kleinanlagen, welche nicht im Rahmen der Trinkwasserrichtlinie meldepflichtig sind. In der Regel wird der Parameter Nitrat/Nitrit durch die zuständigen Landesgesundheitsämter im Abstand von drei Jahren überprüft (UBA 2013h).

Nach Schätzungen von van GRINSVEN et al. (2010) sind in Deutschland etwa 3,1 % der Bevölkerung über die öffentliche Trinkwasserversorgung Nitratkonzentrationen zwar unterhalb des gültigen Grenzwertes von 50 mg/l aber oberhalb von 25 mg/l exponiert. Bei der Trinkwasserversorgung über private Brunnen liegt dieser Anteil bei 5,8 %.

Daher sollte insbesondere mit Blick auf die zukünftige Sicherstellung der Trinkwasserversorgung der weitere Eintrag von Nitrat aus der Landwirtschaft in das Grundwasser soweit wie möglich minimiert werden. Ein konsequentes Gegensteuern ist auch aufgrund begrenz-

ter Grundwassermengen sowie der langen Verweildauer von Nitrat im Boden von einigen Jahren bis zu Jahrzehnten bis zum Durchsickern in die Grundwasserkörper erforderlich. Die Auswirkungen veränderter Nitratreinträge werden erst mit zeitlicher Verzögerung sichtbar (KUHR et al. 2012). Eine nachträgliche Trinkwasseraufbereitung ist darüber hinaus deutlich kostenintensiver als ein vorbeugender Grundwasserschutz (JEKEL et al. 2014).

Nitrat

136. Die durchschnittliche Gesamtbelastung des Menschen mit Nitrat erfolgt zu etwa 15 bis 20 % über das Trinkwasser. Der weitaus größere Anteil wird mit der Nahrung aufgenommen und stammt mit 60 bis 80 % vor allem aus pflanzlichen Lebensmitteln. Der in den Pflanzen gespeicherte Nitratgehalt ist insbesondere durch das Nitratangebot des Bodens und damit von der Düngung, aber auch von genetischen, geografischen und klimatischen Faktoren sowie dem Erntezeitpunkt abhängig (EFSA 2008). In tierischen Produkten reichert sich Nitrat durch den Einsatz als Konservierungsmittel und Aromastoff an und trägt mit etwa 10 bis 15 % zur Gesamtbelastung des Menschen bei (SKIBSTED 2011).

Des Weiteren wird Nitrat in mehreren Reaktionen auch endogen im Körper aus der Aminosäure L-Arginin gebildet, wobei die Biosynthese unabhängig von der Aufnahme von Nitrat über das Trinkwasser oder die Ernährung scheint. Die Menge, die der Körper selbst synthetisiert, ist in etwa mit der, die über Nahrung und Trinkwasser aufgenommen wird, vergleichbar (FAN 2011).

Nitrat ist der Ausgangspunkt für das durch Reduktion entstehende sekundäre Nitrit, welches die eigentliche toxische Verbindung ist. Diese „endogene Nitritbildung“ erfolgt durch die natürliche mikrobielle Flora in der Mundhöhle, dem Magen-Darm-Trakt und der Harnblase. Etwa 5 % des über das Trinkwasser oder die Nahrung aufgenommenen Nitrats wird auf diesem Weg zu Nitrit reduziert und stellt mit etwa 80 bis 85 % die Hauptbelastungsquelle beim Menschen mit Nitrit dar (CANTOR et al. 2006). Eine weitere Nitritquelle ist das mit Pökelsalz konservierte Fleisch (FAN 2011).

137. Die Aufnahme von Nitrat durch das Trinkwasser wird für den Menschen überwiegend mit zwei Gesundheitsgefahren – der akuten Säuglingsblausucht (Methämoglobinämie) sowie mit der Bildung von kanzerogenen N-Nitrosoverbindungen und der Entstehung von Tumoren – in Verbindung gebracht. Neben diesen negativen Auswirkungen auf die Gesundheit wird jedoch auch zunehmend über eine protektive Wirkung von Stickstoffmonoxid, einem endogen im Körper aus Nitrat gebildeten Signalstoff auf das Herz-Kreislauf-System, berichtet (IGNARRO 2002; MONCADA und HIGGS 1993; KEHE und EYER 2013; WEITZBERG und LUNDBERG 2013).

Methämoglobinämie

138. Bei der Methämoglobinämie („Blausucht“) reagiert das im Körper entstandene Nitrit mit dem für den Sauerstofftransport zuständigen Protein Hämoglobin. Das dabei gebildete

Methämoglobin (MetHb) kann den gebundenen Sauerstoff nicht mehr abgeben, was zu einer Störung der Atmung (Zyanose) führt. Ab einem Anteil von 10 % Methämoglobin im Blut spricht man von einer Methämoglobinämie. Säuglinge bis zu einem Alter von sechs Monaten sind bei der Ausbildung der Erkrankung die empfindlichste Bevölkerungsgruppe (FAN 2011; WHO 2011). Die Symptome der Erkrankung (u. a. Abnahme der körperlichen Leistungsfähigkeit, Kopfschmerzen, Bewusstseinsstörungen, Verwirrtheit und Atemnot) sind auf die Sauerstoffarmut in den Geweben, insbesondere dem Gehirn, zurückzuführen. Sehr hohe Methämoglobinwerte zwischen 60 bis 80 % sind lebensbedrohlich und können zu innerem Ersticken führen (MISCHKE und EYER 2013; FAN 2011; WHO 2011).

139. Der Beitrag des über das Trinkwasser aufgenommenen Nitrats an der Entstehung der Methämoglobinämie wird dabei jedoch durchaus kontrovers diskutiert (WARD et al. 2005; FEWTRELL 2005; POWLSON et al. 2008; WHO 2011; FAN 2011). Studien haben gezeigt, dass neben hohen Nitratgehalten vor allem das gleichzeitige Vorhandensein von pathogenen Keimen im Trinkwasser, zum Beispiel infolge mangelnder Trinkwasserhygiene, für die Ausbildung der Erkrankung entscheidend sind (van GRINSVEN et al. 2006; ADDISCOTT 2005; WARD et al. 2005; WHO 2011). Aus Sicherheitsgründen darf Trinkwasser mit Nitratkonzentrationen oberhalb von 100 mg/l nicht mehr zur Zubereitung von Säuglingsnahrung genutzt werden (WHO 2011).

In Europa sind Methämoglobinämien infolge einer Nitratvergiftung sehr selten. Für Deutschland wurden seit Jahrzehnten keine Erkrankungen bzw. Todesfälle gemeldet (UBA 2011b). Potenziell gefährdet sind allerdings weiterhin Regionen in weniger entwickelten Ländern, in der die Trinkwasserversorgung zu einem größeren Anteil über private Hausbrunnen erfolgt (GUPTA et al. 2000; WHO 2011).

Kanzerogene Wirkung

140. Über das Trinkwasser oder die Nahrung aufgenommenes Nitrat kann, wie bereits beschrieben, endogen durch Mikroorganismen in Nitrit umgewandelt werden (Tz. 136). Im Körper ist Nitrit an der Bildung von N-Nitrosoverbindungen (N-nitroso compounds – NOC) aus eiweißhaltigen Vorläuferstoffen (Amine und Amide) beteiligt. Die endogene Nitritbildung trägt geschätzt zu etwa 40 bis 75 % zu der Gesamtbelastung an diesen N-Nitrosoverbindungen bei. Weitere Belastungsquellen für NOC finden sich in fast allen Lebensmitteln, zum Beispiel in konserviertem Fleisch und Fisch (durch den Einsatz von Pökelsalz) sowie in Tabakerzeugnissen (TRICKER 1998).

N-Nitrosoverbindungen (Nitrosamine) sind als gentoxisch eingestuft und wirken in Langzeitstudien an Tieren kanzerogen (IARC 2006). Es ist bis heute keine Tierspezies bekannt, bei der N-Nitrosoverbindungen keine Tumore induzieren (WHO 2011; MIRVISH 1977; 1995). Auch beim Menschen stehen diese Verbindungen in Verdacht kanzerogen zu sein (MIRVISH et al. 1992; MØLLER et al. 1989; ROWLAND et al. 1991; WEITZBERG und LUNDBERG

2013). NOC werden dabei mit Tumoren verschiedener Organsysteme, vor allem des Magens, aber auch der Harnblase, des Dickdarms und der Bauchspeicheldrüse in Verbindung gebracht (CANTOR et al. 2006).

Auch wenn die kanzerogene Wirkung von N-Nitrosoverbindungen in Tierversuchen definitiv belegt ist, bringen Untersuchungen beim Menschen, mit Ausnahme der tabakspezifischen N-Nitrosamine, keine klaren Ergebnisse (POWLSON et al. 2008). Neuere Bewertungen durch internationale Institutionen wie zum Beispiel IARC (2006), EFSA (2008) und SPEIJERS und van den BRANDT (2003) kommen zu dem Schluss, dass die epidemiologischen Daten beim Menschen bisher inkonsistent sind und kein abschließender Beweis für ein erhöhtes Krebsrisiko durch die Aufnahme von Nitrat über das Trinkwasser und die Nahrung vorliegt.

141. Da der Zusammenhang zwischen Nitrat und den oben beschriebenen Gesundheitsgefahren noch nicht ausreichend geklärt ist, sollte die Nitrat- und Nitritzufuhr so weit wie möglich reduziert werden. Der abgeleitete Grenzwert von 50 mg/l Nitrat im Trinkwasser orientiert sich an der empfindlichsten Bevölkerungsgruppe bei der Ausbildung einer Methämoglobinämie und stellt insofern nur einen Kompromiss dar, da er nicht die mögliche Rolle von Nitrat als Vorläufer von kanzerogenen N-Nitrosoverbindungen einbezieht. Auch wenn das Trinkwasser im Vergleich zu anderen Lebensmitteln, wie vor allem Gemüse, nur einen kleinen Teil an der Gesamtaufnahmemenge von Nitrat ausmacht, ist der derzeitige Grenzwert gut begründet und sollte nicht, wie von einigen Autoren diskutiert, angehoben werden (Diskussion s. L'HIRONDEL et al. 2006; ADDISCOTT 2005; GRIZZETTI et al. 2011).

3.4 Wirkungen auf die biologische Diversität

142. Belastungen durch reaktive Stickstoffverbindungen sind relevante stoffliche Treiber für den Verlust der Biodiversität, sowohl in terrestrischen (McCLEAN et al. 2011; SUTTON et al. 2011b; SALA et al. 2000) als auch in Süß- und Meerwasser-Ökosystemen (HELCOM 2010; OSPAR Commission 2010; BMU 2010). Der Begriff „Biodiversität“ (oder biologische Diversität) steht für die Vielfältigkeit und Verschiedenheit des Lebens auf unserer Erde. Der SRU spricht sich für die Verwendung des Begriffs biologische „Diversität“ anstelle des Begriffs biologische „Vielfalt“ aus, da „Vielfalt“ oft auf die Anzahl zum Beispiel von Arten bezogen wird statt auf die Verschiedenheit. Biodiversität umfasst drei Ebenen, nämlich die Diversität von Ökosystemen, von Arten und innerhalb der einzelnen Arten (genetische Diversität) (Art. 2 CBD – Convention on biological diversity). Die Arten und die genetische Diversität bilden die Grundlage für Ökosystemfunktionen, also die physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse und Wechselwirkungen in verschiedenen Ökosystemen. Demgegenüber bezeichnet der Begriff Ökosystemleistungen „[...] direkte und indirekte Beiträge von Ökosystemen zum menschlichen Wohlergehen, das heißt Leistungen und Güter, die dem Menschen einen direkten oder indirekten wirtschaftlichen, materiellen, gesundheitlichen oder psychischen Nutzen bringen“ (Naturkapital Deutschland – TEEB DE 2012, S. 80).

In den folgenden Abschnitten wird dargestellt, wie reaktive Stickstoffeinträge durch Eutrophierung und Versauerung zum Verlust von Arten und Ökosystemtypen in terrestrischen Ökosystemen führen (Abschn. 3.4.1) und in aquatischen Ökosystemen den ökologischen und chemischen Zustand nach Wasserrahmenrichtlinie maßgeblich bestimmen (Abschn. 3.4.2). Durch zusätzliche stoffliche Belastung oder den Klimawandel kann es zu einer Wirkungsverstärkung und Wechselwirkungen innerhalb von Ökosystemen kommen (Abschn. 3.4.3). Nationale und internationale Naturschutzziele können ohne eine Reduzierung der Belastung durch reaktive Stickstoffverbindungen nicht erreicht werden (Abschn. 3.4.4). Der Verlust der biologischen Diversität führt schließlich auch dazu, dass bestimmte Ökosystemfunktionen verloren gehen (Abschn. 3.4.5). Grundlage für umweltpolitisches Handeln sollte ein aussagekräftiges Monitoring sein (Abschn. 3.4.6).

3.4.1 Terrestrische Ökosysteme

143. Einträge von reaktiven Stickstoffverbindungen belasten die terrestrischen Ökosysteme auf vielfältige und komplexe Weise. DISE et al. (2011) fassen folgende Schäden durch direkte und indirekte Wirkungen zusammen:

- Direkte Schädigungen der Blätter:

Diese Schädigungen betreffen vor allem Moose und Flechten. Direkte Wirkungen auf die Blätter höherer Pflanzen wie zu Zeiten des Waldsterbens in den 1980er-Jahren werden in Europa aufgrund der Erfolge der Luftreinhaltepolitik nicht mehr beobachtet.

- Eutrophierung:

Die verfügbare Stickstoffkonzentration wird erhöht und führt zu Verschiebungen in der Artenzusammensetzung in Ökosystemen. Langfristig kommt es zu einem Nährstoffungleichgewicht. Die Sensitivität gegenüber Pathogenen (Krankheitserregern) kann zunehmen.

- Versauerung:

Der Stickstoffeintrag führt zur Versauerung von Böden (je nach Ausgangsboden verschieden schnell) und langfristig dadurch auch zu Verschiebungen in der Artenzusammensetzung in Richtung derjenigen Arten, die einen geringen pH-Wert vertragen.

- Empfindlichkeit gegenüber Stress und Störungen:

Mit zunehmenden Stickstoffdepositionen nimmt die Empfindlichkeit von Pflanzen gegenüber Pilz- und Insektenbefall zu. Stickstoffbasierte Änderungen in der Pflanzenphysiologie, veränderte Verteilung der Biomasse im Wurzel/Spross-Verhältnis und Mycorrhiza-Infektionen erhöhen die Anfälligkeit gegenüber Trocken- und Froststress. Langfristig ändert sich dadurch die Artenzusammensetzung.

- Empfindlichkeit gegenüber bestimmten Stickstoffverbindungen:

Langfristig ändert sich die Artenzusammensetzung auch durch eine Verschiebung im Verhältnis der Verfügbarkeit von reduzierten zu oxidierten Stickstoffverbindungen infolge von Deposition: Manche Pflanzenarten sind gegenüber erhöhten Konzentrationen reduzierter Stickstoffverbindungen (Ammonium; NH_4^+) bzw. hohen Raten von Ammonium im Verhältnis zu Nitrat (NO_3^-) intolerant. Das betrifft viele Grünlandarten wie zum Beispiel den Kriechenden Hahnenfuß (*Ranunculus repens*) (STEVENS et al. 2011).

Daneben sind auch Änderungen der innerartlichen Diversität durch Einträge reaktiver Stickstoffverbindungen möglich, über die jedoch kein ausreichendes Wissen vorliegt (MEYER et al. 2014). Ökosysteme entstehen aus einem Zusammenspiel von geologischen Gegebenheiten, Bodenarten und -zustand, Wasserhaushalt, Luft, lokalem Klima und für die Besiedelung verfügbaren Arten. Im Folgenden wird zunächst auf die Wirkung von reaktiven Stickstoffverbindungen auf Böden, dann auf deren Wirkung auf Arten und anschließend in einer Zusammenschau auf gesamte Ökosysteme eingegangen.

3.4.1.1 Boden

144. Böden sind Teil terrestrischer Ökosysteme und wichtige Filter, Puffer, Speicher und Transformatoren für Stickstoffverbindungen. Ihr Speicher- und Akkumulationspotenzial und damit die Resilienz werden jedoch häufig durch zu hohe Stickstoffeinträge überschritten. Dadurch kann es teilweise zu irreversiblen Veränderungen im Boden kommen, die die Leistungen des Bodens für Naturhaushalt und Gesellschaft sowie die Bodenbiodiversität beeinträchtigen können.

Abhängig von Bodentyp und Sensitivität des Ökosystems einerseits und Bewirtschaftungstyp und -intensität andererseits verändern Eingriffe in den Boden Kreisläufe, Prozesse und Eigenschaften. Die direkte Erhöhung des Stickstoffgehalts durch Düngergaben steigert beispielsweise die Abbaurate der organischen Substanz. Die organische Substanz beeinflusst viele chemische, physikalische und biologische Eigenschaften des Bodens (z. B. Struktur, Wasserhaltekapazität, Kationenaustauschkapazität). Eine Abnahme organischer Substanz hat negative Auswirkungen auf die Bodenfruchtbarkeit, die Stickstoffumsetzung (Mineralisation, Denitrifikation) sowie die Artenzusammensetzung im Boden. Dies kann zu einem reduzierten Pflanzenwachstum sowie zu einer Reduzierung der Puffer- und Filterfunktion und damit wertvoller Ökosystemleistungen führen (SUTTON et al. 2011b; BLUME et al. 2010).

Die Folgen von Stickstoffeinträgen in den Boden sind insbesondere Eutrophierung (vgl. Tz. 146) und Versauerung (vgl. Tz. 153), wobei die Auswirkungen der Eutrophierung heutzutage für den Schutz der Biodiversität bedeutsamer sind als die der Versauerung (LAI 2012). Beide Prozesse beeinflussen die Artenzusammensetzung im Boden (z. B. Regenwürmer, Pilze, Mikroorganismengemeinschaften), was wiederum zu Veränderungen des Stickstoffkreislaufs führt. Ein niedriger pH-Wert beispielsweise erhöht die Entstehung von

Lachgas während der Nitrifikation und Denitrifikation (GRANLI und BØCKMAN 1994; GARDI et al. 2013).

Stickstoffoxide (NO_x), die in den Boden eingetragen werden, führen – vor allem auf Waldstandorten – zu Versauerung und irreversibler Degradierung der Böden, indem Tonminerale und andere Silicate gelöst werden (BLUME et al. 2010). Eingetragene reduzierte Stickstoffverbindungen (NH_x) können ebenfalls zur Bodenversauerung führen. Die Säurewirksamkeit ist unter anderem abhängig von weiteren Reaktionen im Ökosystem, (MOHR et al. 2005), zum Beispiel von der spezifischen Säureneutralisationskapazität des Bodens.

Kommt es in einem Ökosystem zur Eutrophierung, verändert sich auch das Gleichgewicht zwischen Stickstoff und anderen Nährstoffen wie Magnesium, Phosphor und Kalium im Boden. Dies kann die Ernährungssituation der Pflanzen beeinträchtigen: Trotz des Mangels an verschiedenen Nährstoffen wirkt der Stickstoff anregend auf das Triebwachstum, was zu einer geringeren Toleranz des gesamten Ökosystems gegenüber Störungen wie Trockenheit oder Schädlingsbefall führen kann. Darüber hinaus steigt die Gefahr von Nitratauswaschungen (BLUME et al. 2010; BALLA et al. 2012; MOHR et al. 2005; vgl. Abschn. 3.4.1.3).

Die erhöhten atmosphärischen Einträge von Stickstoff und Schwefeldioxid der letzten vier Jahrzehnte haben zu einer starken Versauerung der obersten Bodenhorizonte geführt. In vielen Regionen Deutschlands sind in dieser Zeit pH-Abnahmen um mehr als eine pH-Einheit – zum Beispiel von pH (CaCl_2) 4,5 auf 3,3 – in den Oberböden von Waldstandorten festgestellt worden. Besonders in wenig puffernden Böden aus basenarmen, sandigen Ausgangsgesteinen ist die Versauerung stark fortgeschritten (BLUME et al. 2010). In Niedersachsen wurde beispielsweise die für ein vitales Wachstum und eine ausreichende Verjüngungsfähigkeit der wichtigsten Baumarten erforderliche Basensättigung an der überwiegenden Anzahl der Stichprobenpunkte im Rahmen der Bodenzustandserhebung (BZE II) im Hauptwurzelaum bis 60 cm Bodentiefe unterschritten. Die Basensättigung charakterisiert als Summengröße die Säureneutralisationskapazität der Böden. Dabei ist nicht nur die Auswaschung von Nährstoffen, sondern auch die starke Zunahme von Aluminium in der Bodenlösung für die Wurzeln der Bäume als kritisch anzusehen (Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz 2011).

Die atmosphärischen Gesamtdepositionen und Stickstoff-Flächenbilanzüberschüsse aus der Landwirtschaft (vgl. Abb. 3-5 und Abb. 3-7) deuten darauf hin, dass es regionalspezifisch in Abhängigkeit von natürlichen Standortfaktoren und dem bereits vorhandenen Grad der Stickstoffsättigung zur Überschreitung der Puffer- und Speicherkapazität des Bodens gegenüber reaktiven Stickstoffverbindungen kommen kann. Dies findet zum Beispiel auf Standorten im Nordwesten Deutschlands (Sandböden) und in einigen Gebieten des Alpenvorlandes (hohe Abflüsse) statt, wo es gleichzeitig zu hohen Stickstoffeinträgen kommt (zur Überschreitung der Critical Loads für Eutrophierung s. Abb. 3-18 und Tz. 150).

Unabhängig vom Niveau verändert eine gewisse Stickstoffzufuhr die Zusammensetzung der Biozöosen. Ein großes Angebot an Stickstoff benachteiligt den Teil der Mikroorganismengemeinschaft, der sich mit Nährstoff aus schwer verdaulichen holzigen Pflanzenabfällen versorgt (JANSSENS et al. 2010).

Während Pflanzen und Bodenmikroorganismen direkt auf verfügbaren Stickstoff reagieren, sind die Effekte auf die Bodenfauna größtenteils indirekt über Pflanzenwachstum und mikrobielle Aktivität (BARDGETT 2009). Eine wenig artenreiche Pflanzendecke beeinflusst auch die Dichte und die Diversität der unterirdischen Biozöosen. Dabei reagieren die Bodenorganismen stärker auf die Veränderungen der Pflanzenvielfalt als auf die steigenden Kohlendioxid- und Stickstoffkonzentrationen (EISENHAUER et al. 2013).

Im Bereich niedriger pH-Werte steigt die Mobilität toxischer Metalle. Durch Versauerung kann es zu einer Freisetzung von Aluminium aus dem Boden ins Wasser kommen, mit toxischen Effekten auf Flora und Fauna. Außerdem nimmt mit sinkendem pH-Wert die Verfügbarkeit von Nährstoffen wie Calcium und Magnesium ab und die Aktivität von Mikroorganismen verringert sich. Der Mangel an basischen Nährelementen wirkt sich auch negativ auf das Pflanzenwachstum aus (BLUME et al. 2010; BALLA et al. 2012).

3.4.1.2 Zusammenhang zwischen Einträgen reaktiver Stickstoffverbindungen und Artenvorkommen

Flechten und Moose

145. Eine direkte Empfindlichkeit gegenüber reaktiven Stickstoffverbindungen aus Luft einträgen weisen epiphytische (borkenbewohnende) Flechten und Moose auf, die ihre Nährstoffe nicht über Wurzeln, sondern aus der Luft aufnehmen und die deshalb auch zur Bioindikation von atmosphärischen Stickstoffeinträgen genutzt werden (STAPPER et al. 2013; FRANZARING und FANGMEIER 2006; FRANZEN-REUTER 2004). In einer Untersuchung über Critical Loads (vgl. Tz. 150) auf Flächen des ICP Forests (International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests) erwies sich die vorhandene Anzahl von Großflechten als der beste Indikator für Schadstoffdepositionen, insbesondere für Stickstoffeinträge (GIORDANI et al. 2014).

Durch Flechtenkartierungen konnte zum Beispiel in den Städten Wetzlar und Gießen im Zeitraum zwischen 1970 und 2005 ein deutlicher Anstieg des Anteils Eutrophierung anzeigender Flechtenarten nachgewiesen werden (KIRSCHBAUM et al. 2006). In einer vergleichenden Kartierung epiphytischer Flechten der Jahre 1989 und 2007 in einem landwirtschaftlich intensiv genutzten Raum Nordwestdeutschlands wurde eine sehr starke Abnahme säuretoleranter Arten und eine deutliche Zunahme basen- und nährstofffordernder Flechtenarten festgestellt (de BRUYN et al. 2009). Diese Änderung der Artenzusammensetzung wird im Wesentlichen auf die veränderte Immissionssituation zurückgeführt, gekennzeichnet durch

eine Abnahme der atmosphärischen SO₂-Belastung und Zunahme der Ammoniakbelastung aus der Landwirtschaft.

Gefäßpflanzen

146. Das Vorkommen der meisten höheren Pflanzenarten wird durch komplexe Wechselwirkungen mit anderen Arten, den abiotischen Faktoren der Biotope und dem lokalen und regionalen Klima bestimmt. Eutrophierung beeinflusst die Konkurrenz zwischen Pflanzenarten im ober- und unterirdischen Bereich durch veränderte Wachstumsraten. Dies wirkt sich auf die Artenzusammensetzung von höheren Pflanzen und Moosen aus. Beispielsweise werden an nährstoffarme Bedingungen angepasste Pflanzen von nitrophilen (Stickstoff liebenden) Arten verdrängt, was über vielfältige Wechselwirkungen Einfluss auf das gesamte Ökosystem hat. Langfristig kommt es zu Verschiebungen in der Artenzusammensetzung von Ökosystemen (van DOBBEN et al. 1999; SOCHER et al. 2013; WESCHE et al. 2012; FRIEDRICH et al. 2012; 2011; SEIDLING 2005). Durch Stickstoffdepositionen gehen vor allem krautige Pflanzenarten in Anzahl und Häufigkeit zurück, Grasarten werden gefördert (PAYNE et al. 2013; STEVENS et al. 2006). In Deutschland gehören mehr als 70 % der Rote-Liste-Arten zu den Stickstoffmangelzeigern (LAI 2012).

Nitrophile Arten können Nährstoffe besser in Biomasse umsetzen. In einem Gewächshausexperiment zur Konkurrenz zwischen der Besenheide (*Calluna vulgaris*) und dem Blauen Pfeifengras (*Molinia caerulea*) unter Stickstoffdüngung (48 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr verteilt über zwölf Applikationstermine) konnte das Pfeifengras den verfügbaren Stickstoff besser in Biomasse umsetzen als die Besenheide. In Monokulturen unter Stickstoffdüngung nahm die Gesamtbiomasse der Besenheide um den Faktor 1,2 und die des Pfeifengrases um Faktor 4,8 zu. In Mischpflanzungen beider Arten steigerte sich die Biomasse des Pfeifengrases sogar auf den Faktor 8,6 (im Vergleich zur ungedüngten Mischpflanzung; HÄRDITTE et al. 2013). In einem Langzeitversuch in Schweden, der die Wirkungen von Stickstoff, Phosphor, Kalium, Kalk und Schwefelsäure auf die Bodenvegetation eines Kiefernforstes über einen Zeitraum von 15 Jahren untersuchte, konnte gezeigt werden, dass Stickstoff als Faktor die stärkste verändernde Wirkung hat. Die Bodenvegetation veränderte sich von einer mosaikartigen Struktur, dominiert von Heidekraut, akrokarpem (gipfelfruchtigen) Moosen und Flechten zu einer dichten Matte überwiegend einer Grasart (Drahtschmiele – *Deschampsia flexuosa*) und pleurokarpem (seitenfruchtige) Moosen, die auf der Grasstreu wuchsen, mit einzelnen ruderalen Arten wie dem Schmalblättrigen Weidenröschen (*Chamerion angustifolium*) und der Brombeere (*Rubus idaeus*). Die experimentelle Stickstoffgabe von 60 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr änderte zudem die Häufigkeit fast aller Arten (van DOBBEN et al. 1999).

Aber auch geringere „chronische“ Einträge von 10 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr führen in Langzeitversuchen (über zwanzig Jahre) zu einem nachweisbaren Verlust von Arten. In nordamerikanischen Prärien führte diese Eintragsrate zu einem Verlust von 17 % der Arten,

insbesondere der seltenen Arten (relative Häufigkeit weniger als 1 % in der Kontrolle) (CLARK und TILMAN 2008). 13 Jahre nach Ende des Experiments konnten die seltenen Arten zahlenmäßig wieder nachgewiesen werden, jedoch nicht zu denselben Anteilen wie ursprünglich.

Besorgniserregend sind die Arten- und damit die Qualitätsverluste des Grünlands, das gleichzeitig auch anteilmäßig in der landwirtschaftlichen Fläche zurückgeht (ESSL 2013). SCHLUP et al. (2013) konnten anhand der Daten des Biodiversitäts-Monitoring Schweiz (BDM) für Dauergrünland der Schweiz zeigen, dass spezialisierte Grünlandarten besonders in Glatthaferwiesen und Halbtrockenrasen zunehmend von „Generalisten“ verdrängt werden. Dies führt zu einer Vereinheitlichung von Wiesen und Weiden und letztendlich der Landschaft. Als Hauptfaktor dafür konnte das Nährstoffangebot und damit indirekt die Bewirtschaftungsmethode identifiziert werden (ebd.). Eine Untersuchung auf über 1.500 Grünlandstandorten in Nordost-, Zentral- und Südwestdeutschland zum Einfluss von Bewirtschaftungsformen auf die Artenzusammensetzung konnte zeigen, dass gedüngte Grünlandflächen eine klar reduzierte Artendiversität von – 15 % (auf 16 m² Flächen) und eine veränderte Artenzusammensetzung gekennzeichnet durch – 3 % Anteil an Kräutern an der Gesamtartenzahl hatten (SOCHER et al. 2013). Der Anteil der Grasarten an der Gesamtartenzahl erhöhte sich dagegen um durchschnittlich 6 %. Demgegenüber waren die Effekte der Beweidung am zweitgrößten und die der Mahd am kleinsten.

Auswertungen des flächendeckenden Biodiversitäts-Monitoring Schweiz (Koordinationsstelle Biodiversitäts-Monitoring Schweiz 2009) konnten zeigen, dass die (modellerte) Menge an Stickstoff, die aus der Luft eingetragen wird, auffällig gut mit der mittleren Nährstoffzahl der Vegetation nach Ellenberg übereinstimmt (KOHLI 2012). Dabei wird jeder Pflanzenart ein Stickstoffzeigerwert zwischen eins (stickstoffarm) und neun (übermäßiger Stickstoffzeiger) zugeordnet. Die Stickstoffzeigerwerte stehen in Relation sowohl zur Produktivität (relative Wachstumsrate in Milligramm pro Gramm und Tag) als auch zum Blattstickstoffgehalt (in Prozent der Trockenmasse) und spiegeln die Nährstoffverfügbarkeit wider (FRANZARING und FANGMEIER 2006). Es konnte auch gezeigt werden, dass mit hoher Stickstoffdeposition aus der Luft der Artenreichtum bei Gefäßpflanzen und Schnecken im Grünland und im Gebirge oft geringer ist. In Wäldern tieferer Lagen der Schweiz sind umso weniger Moosarten zu finden je mehr Stickstoff über die Luft eingetragen wird (KOHLI 2012).

Allgemein sinkt mit zunehmendem Stickstoffeintrag die Artenzahl von Pflanzen (BOBBINK und HETTELINGH 2011). Im Rahmen der Datenauswertung für die UNECE-Luftreinhaltekonvention konnte zum Beispiel europaweit für Grünland und Hochstaudengesellschaften (nach Klassifikation des European Nature Information System (EUNIS) für natürliche und halbnatürliche Ökosysteme) eine statistisch signifikante negative Beziehung zwischen Artenreichtum und Überschreitung der Critical Loads festgestellt werden (ebd.).

Blütenpracht in der Kulturlandschaft?

Artenreiches Grünland der mittelintensiv bewirtschafteten Standorte – sogenannte „blumenreiche Wiesen und Weiden“ – war noch bis in die zweite Hälfte des vorigen Jahrhunderts optisch wiedererkennbarer Bestandteil der Kulturlandschaften (RIECKEN et al. 2006, Kap. 5.5). „Durch die großen Meliorationen (Bodenverbesserungsmaßnahmen), den flächendeckenden Einsatz von Handelsdünger auch im Grünland, das umfangreiche Ausbringen von Gülle oder aber durch Umbruch und Neueinsaat sind diese einstmaligen typischen Grünlandbiotope vor allem im Flachland vollständig verloren gegangen“ (BfN 2007). Aber auch im Alpenvorland sind heute kaum noch blütenreiche Wiesen anzutreffen (RIECKEN et al. 2006), sondern es dominieren arten- und strukturarme Wiesen unter einem intensiven Schnittregime, denen die Tierstimmen (von Insekten und Vögeln) verloren gegangen sind (von SURY 2014). Dadurch riskiert beispielweise Bayern den Wert der Landschaft in ihrer biologischen, ästhetischen und geschichtlichen Einmaligkeit als Identität und Heimat zu verlieren (ebd.).

Kennarten für artenreiches Grünland in Bayern, aber auch für eine Reihe anderer Bundesländer wären zum Beispiel die gelbe Sumpfdotterblume (*Caltha palustris*), blaue Witwenblumen (*Knautia* spp.), weiße Margeriten (*Leucanthemum vulgare* agg.) oder rosa Nelken (*Dianthus* spp., *Silene* spp.) (Abb. 3-15). Artenreiches Grünland sollte definitionsgemäß mehr als 25 Arten pro 25 m² aufweisen bzw. mindestens 5 Kennarten pro Fläche (HEINZ et al. 2013).

Abbildung 3-15

**Beispiele für Kennarten artenreichen Grünlands in Bayern:
Sumpf-Dotterblume (*Caltha palustris*), Raue Nelke (*Dianthus armeria*)
und Acker-Witwenblume (*Knautia arvensis*)**



Fotos: Robert Flogaus-Faust

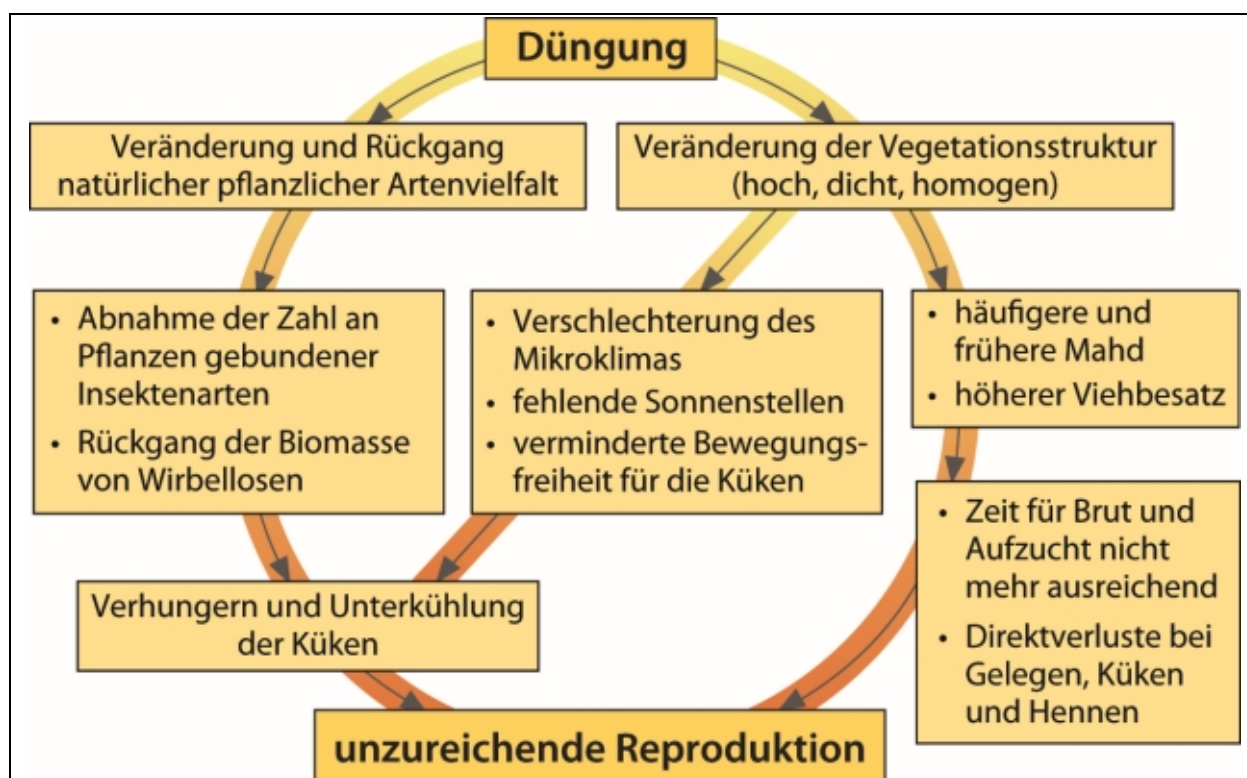
Tiergruppen

147. Stickstoffdepositionen wirken auf Tierarten indirekt (z. B. über das Vorhandensein oder Fehlen von Futterpflanzen oder Habitatstrukturen) und ihre Wirkungen sind damit kom-

plexer und schwieriger zu erfassen. So wirkt die Eutrophierung durch landwirtschaftliche Düngung indirekt auf die Großtrappe, die eine gefährdete Vogelart ist (SUDFELDT et al. 2010, S. 23). Veränderungen der Struktur und des Artenreichtums der Vegetation haben über vielschichtige Wechselwirkungen zur Einschränkung der Reproduktion dieser Art geführt (Abb. 3-16). Durch Düngungseinschränkungen und langjährige Aushagerung, also die Verminderung des Stickstoffgehalts im Boden durch Abernte des Bewuchses, konnten die Prozesse abgemildert werden (ebd.).

Abbildung 3-16

Zusammenhang zwischen landwirtschaftlicher Düngung und Reproduktionserfolg der Großtrappe in Brandenburg



Quelle: SUDFELDT et al. 2010, S. 23

148. Der Rückgang der Artenanzahl von Zikaden auf Trockenrasen in Ostdeutschland, die die letzten fünfzig Jahre als Naturschutzgebiete ausgewiesen waren, wird vor allem auf Stickstoffdepositionen, die Intensivierung der Landwirtschaft und die damit verbundenen Änderungen der Vegetationszusammensetzung zurückgeführt (SCHUCH et al. 2012). Sowohl die Häufigkeit der Arten als auch ihre Anzahl verringerte sich. Lediglich 27 % der Artenanzahl, die zwischen 1964 und 1966 auf den Flächen gefunden wurde, konnten zwischen 2008 und 2010 wieder nachgewiesen werden.

Der substantielle Rückgang Nektar produzierender Kräuter im Grünland im Norden Deutschlands zwischen 1950/1960 und 2008 wird höchstwahrscheinlich zum Rückgang bestäubender Insektenarten führen mit Konsequenzen für die darauf angewiesene Fauna (WESCHE et al. 2012; vgl. Tz. 176).

3.4.1.3 Einfluss der reaktiven Stickstoffeinträge auf terrestrische Ökosysteme

149. In natürlichen und halbnatürlichen terrestrischen Ökosystemen wie Wäldern, Mooren und Heiden wird der Stickstoffkreislauf beeinflusst durch das lokale Klima, die Geomorphologie und die Landschaft sowie die Summe der Stickstoffdeposition durch atmosphärische Einträge und die biologische Stickstofffixierung aus der Luft durch Knöllchenbakterien in Pflanzen, beispielsweise in Leguminosen (BUTTERBACH-BAHL et al. 2011a).

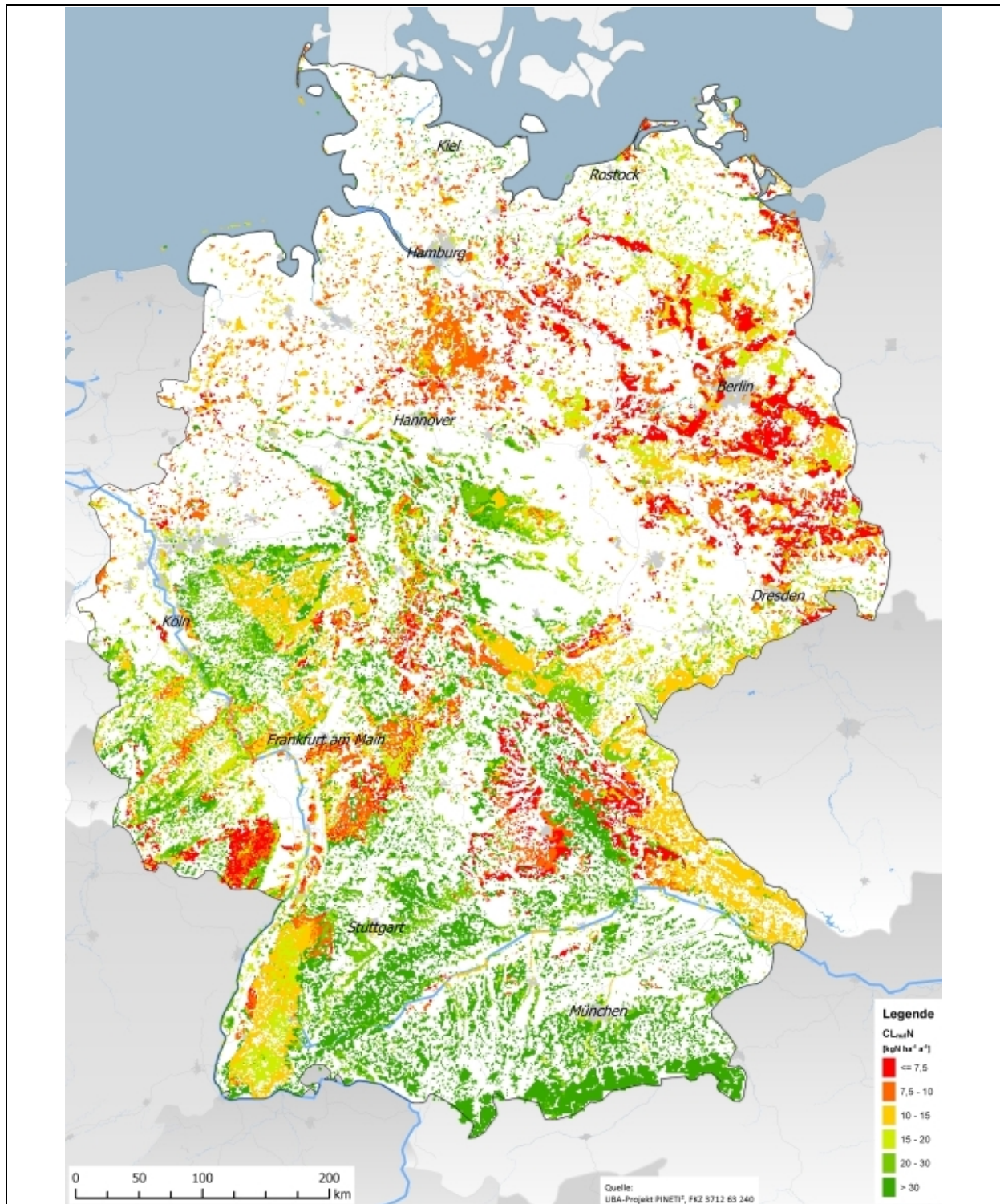
Der Critical-Loads-Ansatz

150. Die Empfindlichkeiten von natürlichen und naturnahen Ökosystemen gegenüber den Einträgen von Luftschadstoffen werden durch Critical Loads charakterisiert. Diese sind definiert als „Quantitative Schätzung der Exposition gegenüber einem oder mehreren Schadstoffen, unterhalb der nach Stand des Wissens signifikante Schädwirkungen auf definierte empfindliche Umweltbestandteile nicht vorkommen“ (UBA 2014c; SPRANGER et al. 2004, Kap. 5.1). „Das Ziel des Critical-Load-Ansatzes ist ein räumlich differenzierter Vergleich von effekt-, ökosystem- und elementspezifischen Critical Loads mit den aktuellen Depositionen als einer wissenschaftlich begründeten Basis für internationale Luftreinhaltemaßnahmen“ (NAGEL und BECKER 2002; vgl. Tz. 27 – 32, 173).

Die nationale Critical-Loads-Berechnung beruht auf dem 1 x 1 km² Rasternetz von CORINE (Coordination of Information on the Environment) (KEIL et al. 2011). In die Berechnung für eutrophierende Stickstoffeinträge gehen der Stickstoffentzug durch Ernte, die Stickstoffimmobilisierungsrate, die tolerierbare Austragsrate von Stickstoff mit dem Sickerwasser und die Denitrifikationsrate ein (GAUGER et al. 2008, Kap. 3.4). Die Berechnung der Critical Loads für Säureeinträge (Schwefel- und Stickstoffverbindungen) berücksichtigt verschiedene Senken und Quellen für Protonen in Anwendung der Massenbilanzmethode (ebd., Kap. 3.3). Auf etwa 30 % der Fläche Deutschlands konnten für Wälder und naturnahe waldfreie Ökosysteme die Critical Loads dargestellt werden. Die regionale Verteilung dieser Belastungsgrenzen für die angegebenen terrestrischen Ökosysteme gegenüber eutrophierendem Stickstoff ist in Abbildung 3-17 dargestellt.

Abbildung 3-17

Regionale Verteilung der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge



Quelle: SCHAAP et al. 2014

Empfindlichkeiten naturnaher terrestrischer Ökosysteme gegenüber Eutrophierung

151. Für waldfreie naturnahe Rezeptorflächen lassen sich gegenüber eutrophierendem Stickstoff folgende Empfindlichkeiten ableiten (BUILTJES et al. 2011; GAUGER et al. 2008, Kap. 3.4.3, Landnutzungstypen nach Legendeneinheiten der CORINE-Karte):

- Natürliches Grünland (extensiv genutztes Dauergrünland spontaner Entstehung):

Die Erntemasse von Grasbeständen hat grundsätzlich einen höheren Stickstoffgehalt in der Trockenmasse als Holz. Daraus resultiert bei annähernd gleichen Erträgen an Phytomasse-Trockensubstanz ein fast doppelt so hoher Stickstoffzug. Gleichzeitig schwanken die Grünmasseerträge auf Grünland stärker als die Holzerträge (jeweils in Trockenmasse) auf gleichem Standort.

Die Critical Loads liegen zwischen 5 und 10 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr auf grundwasserfernen armen Sand- und Eisenpodsolböden und nährstoffarmen, aber grundwasserbeeinflussten Sand-Grundgleyen. Die Grünlandstandorte in den Gebirgen mit basenreichen Böden weisen Critical Loads zwischen 15 und 20 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr auf. Die höchsten Critical Loads (> 20 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr) wurden für Auen berechnet.

- Heiden und Moorheiden (extensiv genutzte niedrige Strauch-/Gras-/Krautvegetation):

Diese Vegetationsgesellschaften kommen nur auf sauren bis subneutralen und nährstoffarm bis mäßig nährstoffversorgten Böden vor. Sie sind deshalb alle empfindlich gegenüber Stickstoffeinträgen.

Die Critical Loads für Heiden und Moorheiden sind also generell auf allen Böden relativ niedrig mit Werten zwischen 5 und 10 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr.

- Sümpfe (extensiv genutzte Seggenwiesen, zeitweilig überflutet):

Sümpfe werden nur relativ selten abgeerntet (z. B. maximal alle drei Jahre zu Streuzwecken und zur Reetgewinnung) und weisen damit einen geringen Stickstoffentzug auf. Sie haben aber eine höhere Denitrifikationsrate in den nassen Sümpfen als auf Böden ohne Grundwassereinfluss.

Die regionale Differenzierung der Critical Loads kommt der für Grünlandökosysteme gleich, ist aber generell etwa um 5 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr tiefer anzusetzen.

- Torfmoore (nass-feuchte Böden mit Torfauflage, überwiegend mit Torfmoosen bewachsen):

Torfmoore sind immer die empfindlichsten Ökosystemtypen gegenüber Stickstoffeinträgen, denn sie entstehen nur in sehr saurem, sehr nährstoffarmem Milieu. In der Regel findet Biomasseentzug fast nicht oder nur sehr selten statt.

Critical Loads liegen bei maximal 3 bis 5 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr.

Wälder haben einen Flächenanteil von über 96 % der Rezeptorflächen der Critical Loads (BUILTJES et al. 2011, S. 63). Für sie sind der Entzug von Stickstoffverbindungen aus dem Boden bei der Holzernte, die Lage (z. B. verringerte Empfindlichkeit auf den Kammlagen aufgrund der klimabedingten hohen Immobilisierungsrate oder das Pflanzenwachstum begünstigende maritime Klimaeinflüsse) und der Bodentyp für die Belastbarkeitsgrenzen entscheidend. Die Empfindlichkeiten gegenüber Einträgen reaktiven Stickstoffs unterscheiden sich außerdem sehr stark zwischen den verschiedenen Waldgesellschaften/Lebensraumtypen (vgl. Tab. 3-7). Moor- und Auenwälder, die auch natürlicherweise regelmäßig überschwemmt und mit Nährstoffen versorgt werden, weisen die weitesten Spannen von Critical Loads auf mit maximalen Werten um fast 30 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr. Die meisten Buchenwaldtypen vertragen dagegen maximal circa 20 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr.

Ursprünglich waren stickstoffliebende Arten in Wäldern auf wenige Habitats mit natürlicher Stickstoffzufuhr beschränkt (z. B. Auen, Wildläger oder kurzlebige Entwicklungsstadien nach Vegetationszerstörung etwa durch Feuer, Windwurf oder Kahlhieb). Auch waren Waldstandorte durch traditionelle Wirtschaftsweisen wie Brennholzentnahme im Kurzumtrieb, Waldweide und Streunutzung weithin verarmt (BERNHARDT-RÖMERMANN und EWALD 2006). Aufgrund der Filtereffekte von Baumkronen, insbesondere von Nadelbäumen, nehmen Wälder größere Stickstoffmengen aus der Atmosphäre auf als das umgebende Offenland (ebd.). Wälder können je nach Nutzungsgeschichte und Bodentyp über hohe Stickstoffspeicherkapazitäten in der Biomasse und der organischen Bodenaufgabe verfügen. Nach dauerhaftem Eintrag von Überschüssen ist aber eine „Sättigung“ erreicht und Nitrat wird ins Grundwasser ausgewaschen (HÄRDTLE et al. 2013; BERNHARDT-RÖMERMANN und EWALD 2006; MELLERT und KÖLLING 2006).

Die Folgen der Stickstoffdepositionen in Wäldern sind vielfältig (vgl. Tz. 143). Gute Indikatoren für Stickstoffdepositionen sind die Stickstoff-Konzentrationen in den Nadeln bzw. Blättern (z. B. MOHR 2012). Es ist davon auszugehen, dass Stickstoffdepositionen zunächst durch düngende Wirkung ein stärkeres Wachstum verursachen (PREGITZER et al. 2008). In der Folge wirken sie auf die Vitalität der Bäume eher einschränkend (LAI 2012, S. 21). Diese Wirkungszusammenhänge sollten im Rahmen der Waldzustandserhebung berücksichtigt werden, was im aktuellen Bericht nicht der Fall ist (BMEL 2014).

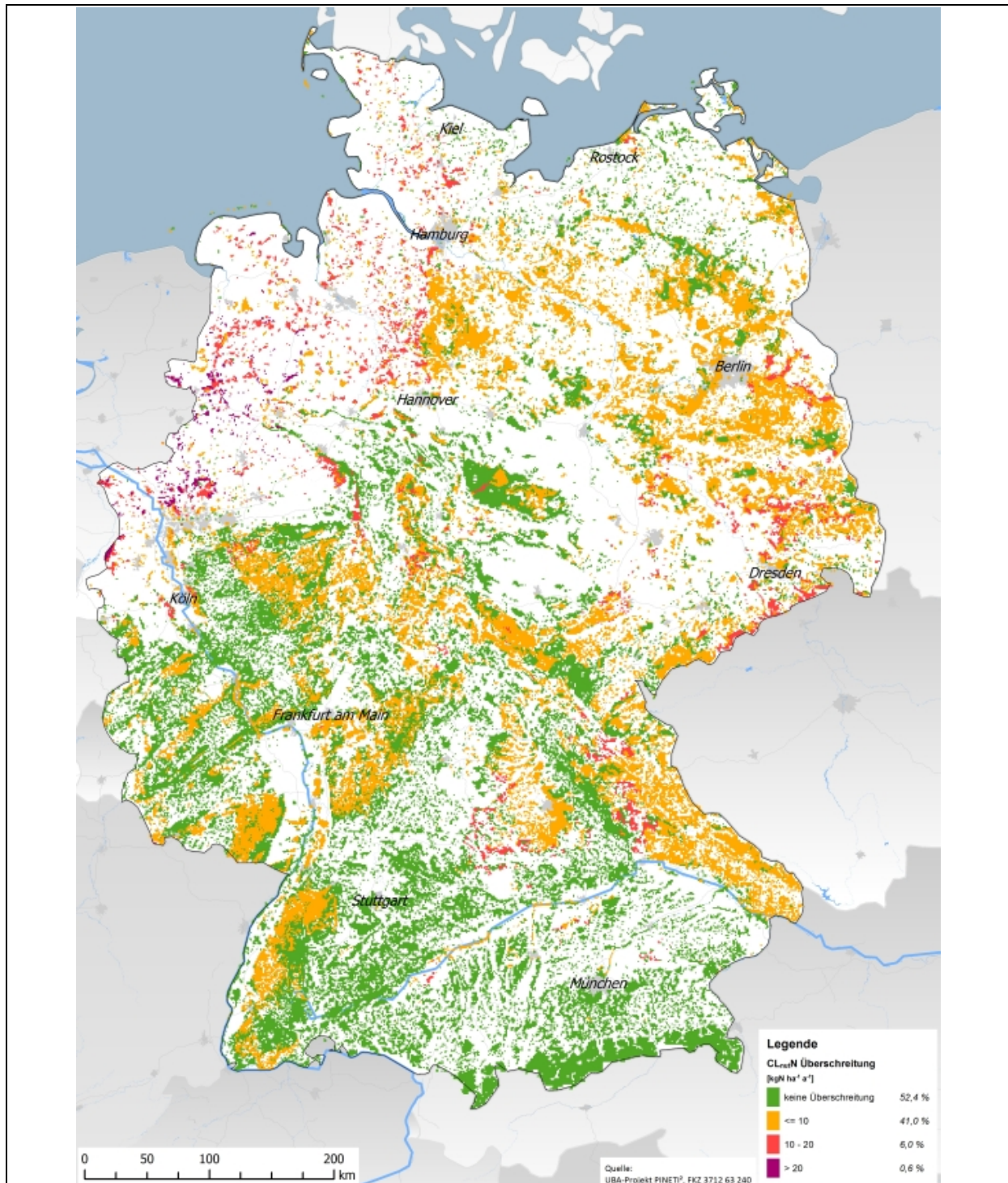
Die dargestellten berechneten Critical Loads können sich von den empirischen unterscheiden (vgl. Tz. 349). Unter dem Gesichtspunkt der naturschutzfachlichen Gefährdungspotenziale wird in Textziffer 174 auf die Critical Loads für die Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie eingegangen.

Überschreitungen der Critical Loads

152. Die Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff sind nur auf rund 52 % der Fläche empfindlicher Ökosysteme in Deutschland nicht überschritten. Auffallend sind die Überschreitungen in Teilen Nordwestdeutschlands in den Gebieten intensiver Tierhaltung (Abb. 3-18; vgl. auch Tz. 98).

Abbildung 3-18

Überschreitung der Critical Loads für Eutrophierung im Jahr 2009

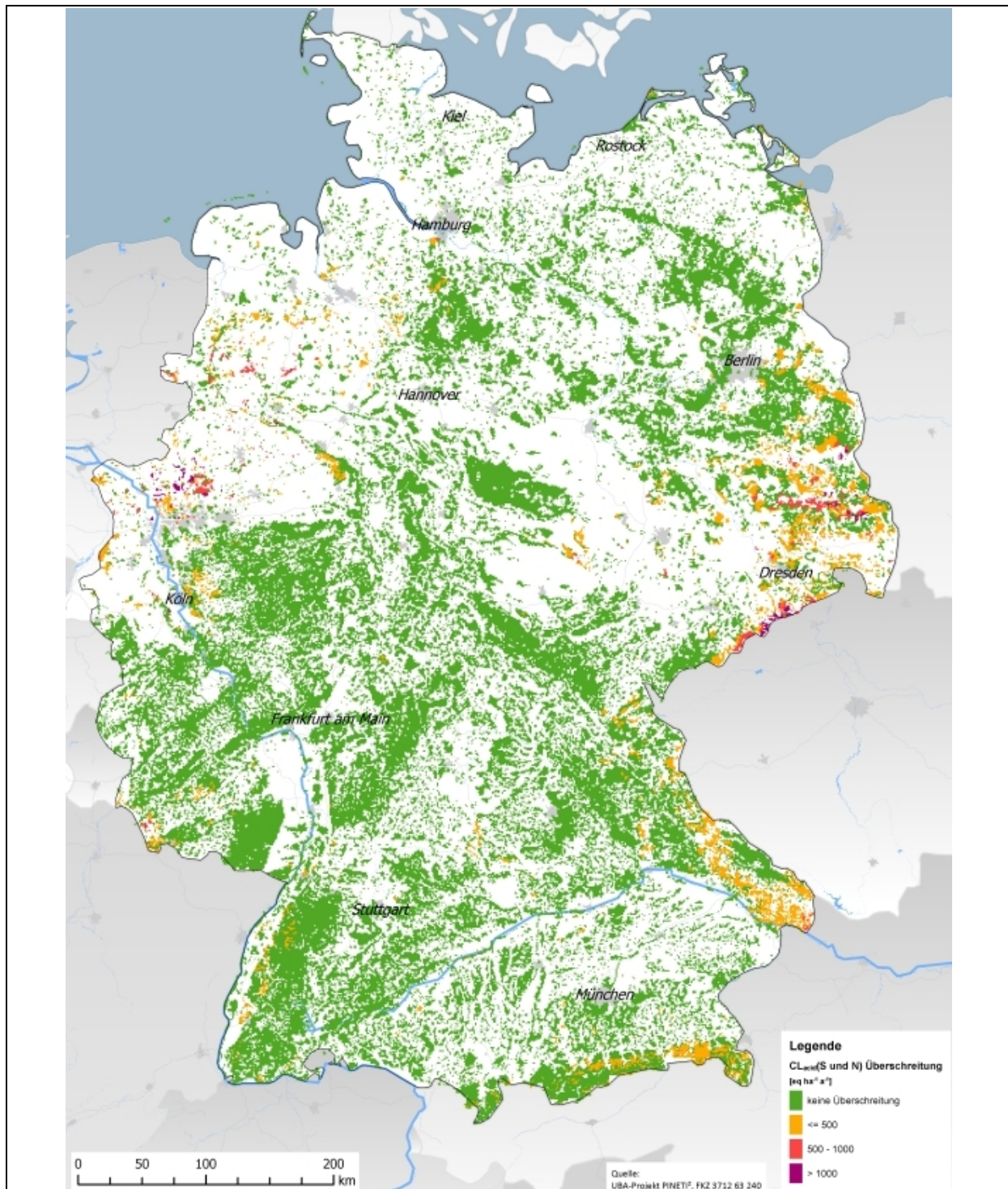


Quelle: SCHAAP et al. 2014

153. Die Überschreitung der Critical Loads für Säure (Versauerung) setzt sich zusammen aus versauernden Schwefelverbindungen, die seit 1990 deutlich abgenommen haben, und ebenso wirkenden Stickstoffeinträgen, deren Eintrag heute überwiegend für die Versauerung verantwortlich ist. Etwa 92 % der sensitiven Ökosysteme sind nicht von Versauerung betroffen (s. Abb. 3-19).

Abbildung 3-19

Überschreitung der Critical Loads durch Säureeinträge im Jahr 2009



Quelle: SCHAAP et al. 2014

Die Stickstoffemissionen in Deutschland sind von 1990 bis 2007 um circa 15 % (Ammoniak) bzw. 50 % (Stickstoffoxid) zurückgegangen (BUILTJES et al. 2011). Dennoch sind weiterhin 48 % der Fläche natürlicher und naturnaher Ökosysteme in Deutschland nicht vor der Überschreitung der Werte für Eutrophierung und 8 % der Fläche nicht vor der Überschreitung der Werte für Bodenversauerung geschützt (SCHAAP et al. 2014).

Wirkungen straßenverkehrsbedingter Nährstoffeinträge

154. Eine erhebliche lokale Quelle für Stickstoffemissionen ist auch der Straßenverkehr (BALLA et al. 2012). BALLA et al. (2013; 2012) geben an, dass juristisch relevante Stickstoffeinträge aus dem Straßenverkehr (> 0,3 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr) über trockene Depositionen bis maximal etwa 800 m Entfernung vom Straßenrand auftreten. Veränderungen von Boden und Vegetation werden in den meisten Untersuchungen bis zu einer Entfernung von 100 m zu stärker befahrenen Straßen festgestellt. An sehr stark befahrenen Autobahnen wurden Artenverschiebungen in natürlichen Vegetationsbeständen bis zu einer Entfernung von 200 bis 230 m nachgewiesen. Physiologische Veränderungen besonders empfindlicher Pflanzen können auch über 230 m hinaus auftreten. Eine Zusammenstellung relevanter Veröffentlichungen findet sich in BALLA et al. (2012, Kap. 5.4).

Abstandsklassen zur Abgrenzung des maximalen Betrachtungsraums und von Tabuzonen für empfindliche Gebiete im Bereich Straßenbau sind in BALLA et al. (ebd., S. 32 f.) dargestellt.

Wiedererholung der biologischen Diversität nach Belastungen mit reaktivem Stickstoff

155. Die biologischen Antworten von Ökosystemen auf Belastungen und Reduzierung der Belastungen mit reaktivem Stickstoff treten erst mit einer gewissen Reaktionszeit ein. Für das Ziel, den Schutz und die Erhaltung der biologischen Diversität zu erreichen, ist neben der notwendigen Reduktion der Deposition daher auch die unterschiedliche Reaktionszeit von Ökosystemen wichtig. Zum einen ist der Zeitabschnitt bis zum Eintreten der Stickstoffsättigung relevant. In Heideökosystemen zum Beispiel haben Podsole (saurer und an Nährstoffen armer bzw. verarmter Bodentyp) die Fähigkeit, luftbürtigen Stickstoff zu immobilisieren, bis eine Auswaschung mit dem Sickerwasser als Reaktion des Ökosystems gegenüber der Stickstoffsättigung eintritt. Dadurch können Heideökosysteme noch mehrere Jahrzehnte stickstofflimitiert sein, obwohl die Stickstoffeinträge oberhalb der Critical Loads liegen. Ein Teil der Einträge ist jedoch pflanzenverfügbar und führt zu einer Verschiebung der Artenspektren zugunsten von Gräsern in der Vegetationsschicht (HÄRDTLE et al. 2013).

Geht die luftgetragene Stickstoffbelastung zurück, stellt sich die Frage, ob und in welcher Zeit auch die Wirkungen der Deposition zurückgehen werden und eine Erholung eintritt. Darunter wird die Wiederherstellung der Artenzusammensetzung in den Zustand vor der Belastung durch reaktive Stickstoffeinträge verstanden (DISE et al. 2011, S. 478). Allerdings

ist die für die Erholung notwendige Zeitspanne auch vom gleichzeitigen Rückgang der Versauerung sowie davon abhängig, ob zusätzliche Belastungen bestehen (z. B. Pflanzenschutzmitteleintrag, Flächenzerschneidung usw.). Eine Rolle spielen auch das naturschutzfachliche oder landwirtschaftliche Management und auch der Bodentyp. Gleichzeitig wird die Regenerationsrate durch die Nähe artenreicher „Geberflächen“ positiv beeinflusst bzw. ist davon abhängig (CLARK und TILMAN 2008; MOUNTFORD et al. 1996). Die meisten Daten liegen für die Wiedererholung von Grünland vor (Tab. 3-6). Die benötigte Zeitspanne erhöht sich auch naturgemäß mit dem durchschnittlichen Lebensalter der bestandsbildenden Arten, etwa Sträuchern in Heidebeständen oder Bäumen in Wäldern.

Zusammenfassend dargestellt, ist insgesamt mit mehreren Jahrzehnten für die Wiederherstellung von Grünland und zwischen fünfzig bis einhundert Jahren (wenn überhaupt) für die Wiederherstellung von Heidebeständen und Wäldern zu rechnen. Besonders für Grünland kann dieser Prozess durch entsprechende Managementmaßnahmen unterstützt werden (Abschn. 6.2.4).

Tabelle 3-6

**Beispiel für die Dauer der Wiedererholung
(gemessen an der Artenanzahl) nach Belastungen mit reaktivem
Stickstoff für verschiedene Ökosystemtypen**

Belastung und Dauer [kg N pro Hektar und Jahr]	Benötigte Zeitspanne	Literaturzitat
Grünland		
150 – 250	> 14 Jahre	OLFF und BAKKER 1991
10 – 95 23 Jahre lang	> 13 Jahre	CLARK und TILMAN 2008
40	> 40 Jahre (alpines Grünland)	HEGG et al. 1992
25, 50, 100, 200 jeweils 5 Jahre lang	3, 5, 7, 9 Jahre (Versuch eingebettet in nie gedüngtes Grünland)	MOUNTFORD et al. 1996
115 – 170 8 Jahre lang	10 bis 25 Jahre (Grünland auf kalkhaltigem Boden) > 25 Jahre, wenn mit Phosphor-Düngung kombiniert	SMITS et al. 2008
Heide		
15,4 7 Jahre lang	> mehrere Dekaden	POWER et al. 2006
Wald		
34 – 108 18 Jahre lang	> 47 Jahre (Borealer Wald)	STRENGBOM et al. 2001
Aufforstung auf ehemaliger Ackerfläche	> 110 Jahre (Eichenwälder; Bezug: Artenanzahl der Mikroorganismen)	FICHTNER et al. 2014
SRU/SG 2015/Tab. 3-6; Datenquelle: zusammengestellt und ergänzt nach DISE et al. 2011, Kap. 20.3.8		

3.4.2 Aquatische Ökosysteme

156. Stickstoff ist neben Kohlenstoff, Phosphat und Silizium einer der wichtigsten Nährstoffe in den Gewässern und damit essenziell für das Wachstum von Algen und höheren Wasserpflanzen. Darüber hinaus haben der verfügbare Stickstoff und sein Verhältnis zu den anderen Nährstoffen wie Phosphat und Kohlenstoff einen Einfluss auf die Produktivität der Ökosysteme sowie die Struktur und Balance des aquatischen Nahrungsnetzes.

Die Phytoplanktonproduktion im Süßwasser wird in der Regel durch Phosphat limitiert, im Meer dagegen eher durch Stickstoff, wobei die Bedeutung von Stickstoff in den Systemen nicht für alle Arten gleich ist (GRIZZETTI et al. 2011). Makrophyten beziehen teilweise Nährstoffe aus dem Sediment und Stickstoff wird in einem höheren Verhältnis zu Phosphat benötigt. Somit stellt Stickstoff für höhere Wasserpflanzen eher den limitierenden Nährstoff dar (DURAND et al. 2011). Die Bedeutung als limitierender Nährstoff kann zwischen Stickstoff und Phosphat nicht nur in Bezug auf die Arten, sondern auch auf den Jahresverlauf und Lebensraum variieren. In einigen küstenfernen Gebieten der Ozeane wiederum gilt Eisen als der limitierende Nährstoff (SMETACEK et al. 2012).

Neben der Eutrophierung trägt der Stickstoffeintrag in die Gewässer und Grundwasserkörper zu deren Versauerung bei. Dabei gelangt Stickstoff primär durch feuchte Deposition bzw. in Form von Salpetersäure (saurer Regen) in die Oberflächengewässer. Insbesondere mit dem Rückgang der Schwefeldioxidemissionen hat die Bedeutung der Stickstoffoxidemissionen für den pH-Wert und die Pufferkapazität der Gewässer zugenommen (DURAND et al. 2011). Besonders betroffen sind hiervon Gewässer, die durch sehr basenhaltige bzw. kalkhaltige Gesteine und sie umgebende Wälder charakterisiert sind. Die Säureeinträge in das Grundwasser erfolgen über die Böden und betreffen insbesondere Aquifere, die dicht unter der Oberfläche liegen und bei denen basenarme Substrate vorherrschen. Die Versauerung führt unter anderem auch zur Mobilisierung von Aluminium und Schwermetallen sowie zur Auswaschung von Nährstoffen (Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz 2011). Nicht nur die gelösten Schwermetalle sondern auch Aluminium ist ab bestimmten Konzentrationen toxisch für aquatische Organismen.

Im Folgenden werden die ökologischen Probleme der deutschen Grundwasserkörper, Fließgewässer, Seen, Küstengewässer und Meeresgebiete durch die Stickstoffeinträge zusammengefasst.

3.4.2.1 Grundwasserkörper

157. Die Belastung des Grundwassers mit Stickstoff hat zum einen Einfluss auf seine Nutzung als Trinkwasserressource sowie die Qualität des Trinkwassers und somit die menschliche Gesundheit (s. Tz. 132 ff.), zum anderen aber auch auf die Lebensgemeinschaft des Grundwasserkörpers.

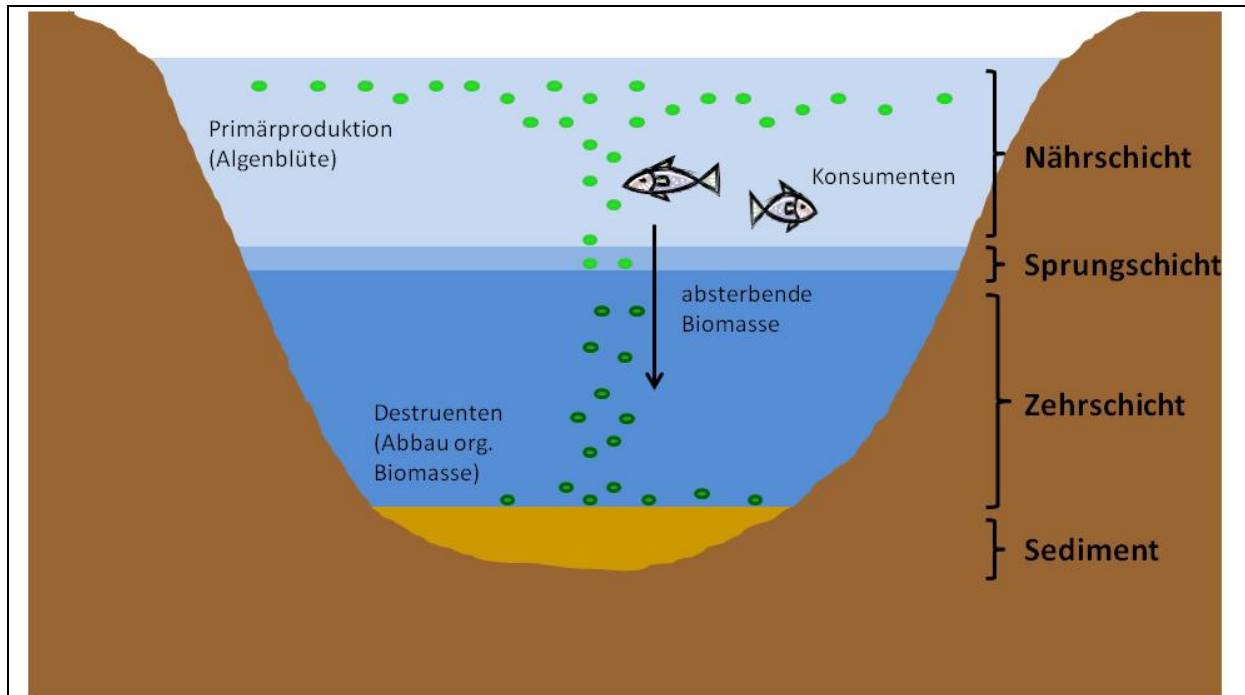
Wie bereits erwähnt, verfehlen 27 % der Grundwasserkörper in Deutschland aufgrund zu hoher Nitratkonzentrationen den guten chemischen Zustand nach Wasserrahmenrichtlinie (Tz. 109). Die Lebensgemeinschaft im Grundwasser gilt als artenarm und beschränkt sich insbesondere auf Mikroorganismen (Bakterien, Pilze und Protozoen) und kleine faunistische Vertreter (z. B. Krebstiere, Weichtiere und Würmer). Es handelt sich zum Teil um endemische (nur dort vorkommende) Arten, die an diesen sehr speziellen Lebensraum angepasst sind. Gerade über die Veränderung der Ökologie von Grundwasserkörpern aufgrund von anthropogenen Belastungen gibt es bisher noch sehr wenige Untersuchungen. Auch sind anthropogene Einflüsse viel weniger offensichtlich als bei Oberflächengewässern. Erhöhte Nitratkonzentrationen im Grundwasser sind positiv korreliert mit der Anzahl nicht endemischer bzw. nicht-stygobiontischer (stygobiotische Arten = Organismen, die mit ihrem gesamten Lebenszyklus nur im Grundwasser vorkommen) sowie der Bakterienabundanz und -biomasse. Letzteres hängt aber vermutlich primär mit einer größeren Verfügbarkeit an organischen Kohlenstoffen zusammen, die wiederum mit höheren Nährstoffkonzentrationen einhergehen (STEIN et al. 2010). Andere Autoren wiederum wiesen eine Verschiebung der relativen Häufigkeit von makroskopischen Krebsarten in den Aquiferen aufgrund von Einflüssen aus der Landwirtschaft nach (DUMAS et al. 2001). Insgesamt ist das Wissen über Veränderungen der Grundwasserökosysteme aufgrund von Stickstoffeinträgen noch sehr gering.

3.4.2.2 Binnenoberflächengewässer

158. Das Hauptproblem der Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer stellt die Eutrophierung dar. Die Anreicherung von Stickstoff in den Gewässern fördert das Wachstum von Algen und Wasserpflanzen, welches unter eutrophierten Bedingungen zu einem Ungleichgewicht zwischen Algenwachstum und Algenverzehr führt. Folge davon ist die Sedimentation von Biomasse, intensivierter mikrobieller Abbau und vermehrter Sauerstoffverbrauch in bodennahen Wasserschichten (Tz. 156). Wesentliche Effekte der Eutrophierung sind zum Beispiel: Zunahme der Phytoplankton-, Epiphyten- und Makrophytenbiomasse (Makrophyten = mit bloßem Auge erkennbare Wasserpflanzen), Zunahme der Konsumentenbiomasse, häufigeres Auftreten von (toxischen) Algenblüten, Veränderungen in der Artenzusammensetzung und Makrophytenvegetation, Abnahme der Artenvielfalt, Zunahme der Wassertrübung und Zunahme der Fischsterblichkeit (GRIZZETTI et al. 2011; s. a. Abb. 3-20).

Abbildung 3-20

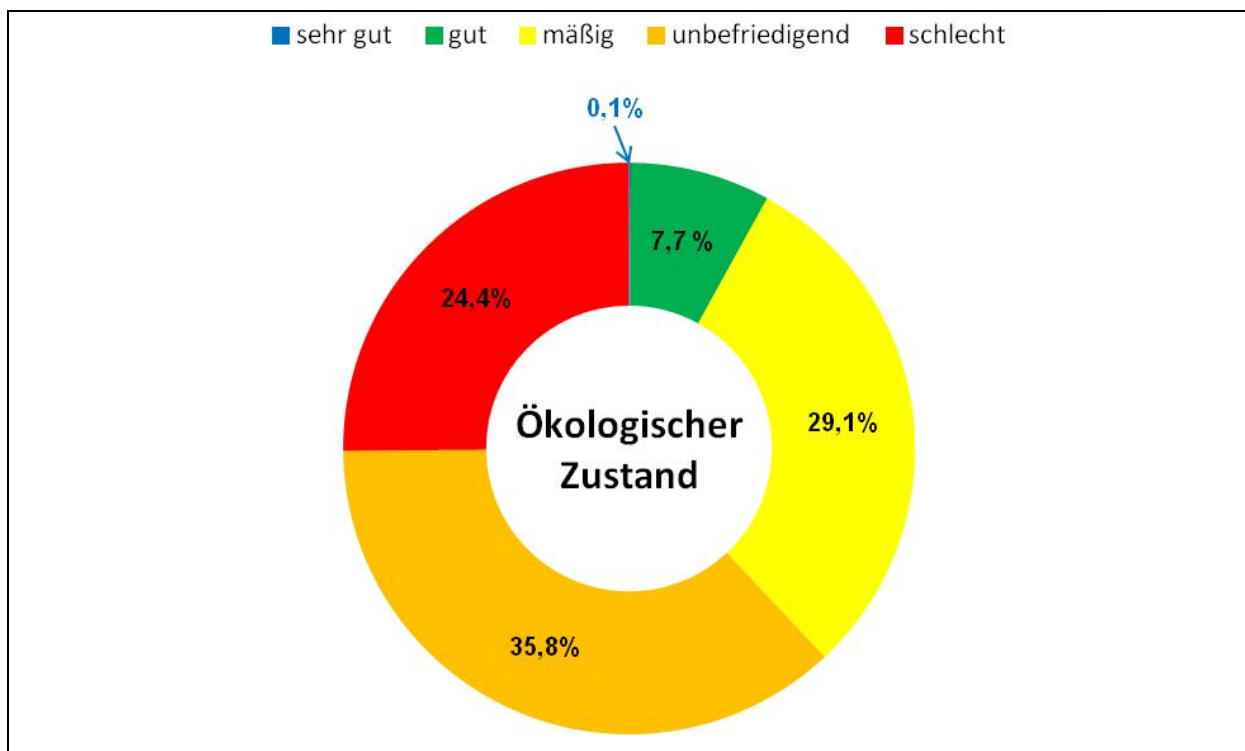
Schematische Darstellung der Eutrophierung in einem stehenden Gewässer



SRU/SG 2015/Abb. 3-20

Abbildung 3-21

Prozentuale Verteilung der Einstufung der Oberflächengewässer in Deutschland im Jahr 2009 nach den fünf ökologischen Zustandsklassen



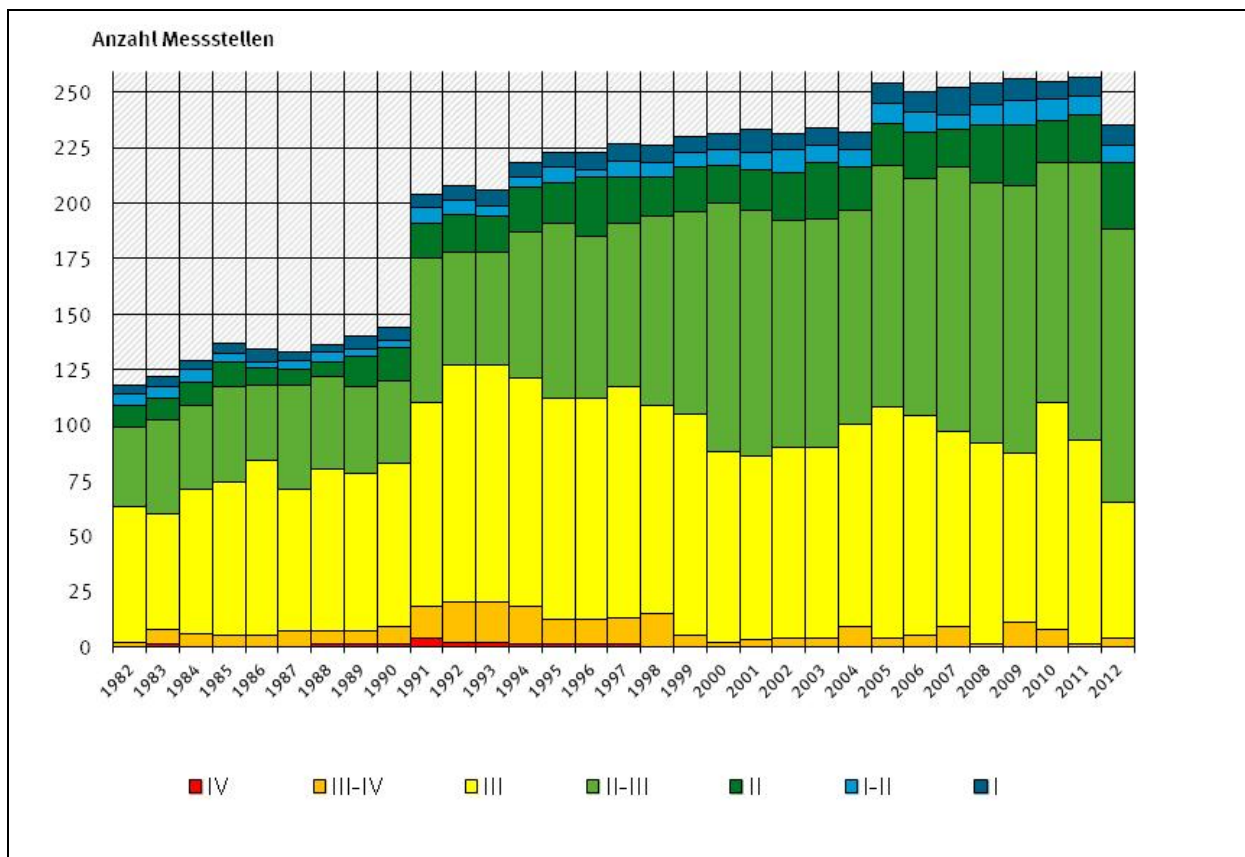
SRU/SG 2015/Abb. 3-21; Datenquelle: BMU und UBA 2010

159. Von den Fließgewässern in Deutschland erreichen derzeit nur knapp 8 % gemäß Einstufung nach Wasserrahmenrichtlinie einen guten oder sehr guten ökologischen Zustand (s. Abb. 3-21). Verantwortlich hierfür ist an erster Stelle die veränderte Morphologie der Gewässer, an zweiter Stelle die Eutrophierung (BMU und UBA 2010).

Wie man anhand der Abbildung 3-22 sehen kann, werden die Fließgewässer nicht selten aufgrund eines hohen Nitratgehalts als mäßig bis schlecht eingestuft. Im Jahr 2011 lagen nur an 15 % der LAWA-Messstellen die Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen unter dem Zielwert von 2,5 mg/l (ARLE et al. 2013; Abb. 3-22).

Abbildung 3-22

Güteklassifikation Nitrat-Stickstoff 1982 bis 2012 des LAWA-Messnetzes



Quelle: persönliche Mitteilung des UBA vom 26. September 2014

160. Für das Algenwachstum in den Flüssen ist das Element Phosphor häufiger der limitierende Nährstoff als das Element Stickstoff. Allerdings reagieren einige Organismen sehr empfindlich auf hohe Stickstoffeinträge wie beispielsweise die Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) und die Bachmuschel (*Unio crassus*) (UBA 2009b), deren sehr deutlicher Rückgang in Deutschland unter anderem auf den Eintrag von Nährstoffen zurückgeführt wird (BfN 2011).

Die Folgen hoher Nährstoffgehalte zeigen sich in besonderer Weise am Zustand der Makrophyten und des Phytobenthos (Pflanzenbewuchs der Gewässerböden). So sind auf der

Basis dieser beiden Qualitätskriterien 71 % der natürlichen Fließgewässer in Deutschland als eutrophiert eingestuft (BMU und UBA 2010).

161. Für Seen stellen hohe Nährstoffeinträge ein besonderes Problem dar, da in diesen im Gegensatz zu fließenden Gewässern der Wasseraustausch deutlich langsamer erfolgt. Dabei gilt bei Seen in der Regel ebenfalls Phosphor und nicht Stickstoff als der limitierende Nährstoff für das Algenwachstum (BMU und UBA 2010). Dies trifft aber nicht für die Binnenseen des norddeutschen Tieflands zu, die temporär oder ganzjährig stickstofflimitiert sind (ARLE et al. 2013; UBA 2009b). Bei diesen Seen handelt es sich um seltene und schützenswerte Ökosysteme. Zwar werden Nährstoffe im Sediment abgelagert, können aber unter bestimmten Bedingungen auch wieder remobilisiert werden. Eine Reduzierung der Nährstoffeinträge zeigt sich somit erst sehr verzögert in einer Minderung des Algenwachstums bzw. der Eutrophierung (ARLE et al. 2013). Dies trifft insbesondere für flache Gewässer zu (NIXDORF et al. 2009).

61 % der natürlichen Seen in Deutschland erreichen nicht den guten oder sehr guten ökologischen Zustand nach Wasserrahmenrichtlinie. Hierfür sind hauptsächlich die zu hohen Nährstoffeinträge verantwortlich (BMU und UBA 2010). Bei 35 ausgewählten Seen in Deutschland wurde in regelmäßigen Abständen eine Trophiebewertung vorgenommen. Dabei wiesen 21 der Seen eine höhere Trophieebene auf als die Referenzeinstufung bzw. waren im stärkeren Maße eutrophiert als natürlicherweise zu erwarten wäre. Auch zeigte sich von 1995 bis 2010 in den meisten Fällen keine Verbesserung im Grad der Eutrophierung (UBA 2013f).

162. Nitrit ist ein Zwischenprodukt bei der Umwandlung von Ammonium in Nitrat. Es gilt als toxisch für einige aquatische Organismen, insbesondere für Fische (LEWIS und MORRIS 1986; KROUPOVA et al. 2005). Normalerweise tritt Nitrit nur in geringen Konzentrationen in den Gewässern auf. Eine Ausnahme davon sind hohe Ammoniumbelastungen bei gleichzeitiger Störung des Denitrifizierungsprozesses. In Deutschland wird der Zielwert für Nitrit von 100 µg/l nur noch an wenigen Messstellen überschritten (GRIMM et al. 2013). Ammonium steht in einem Gleichgewicht mit Ammoniak. Bei steigendem pH-Wert, beispielsweise in Folge der Versauerung, nimmt die Ammoniakkonzentration im Wasser zu. Ammoniak wirkt ebenfalls toxisch auf Fische und andere Organismen.

163. Von der Versauerung sind insbesondere die Oberflächengewässer der Mittelgebirge betroffen (POTTGIESSER und SOMMERHÄUSER 2008). Eine Trennung zwischen der Versauerung durch Schwefeleinträge oder Stickstoffeinträge ist hierbei allerdings nicht möglich. Das im Rahmen der UNECE durchgeführte Monitoringprogramm zur Versauerung sensibler Gewässer in Deutschland kommt zu dem Ergebnis, dass in den letzten Jahren in den meisten Fällen positive Entwicklungen wie eine Zunahme im pH-Wert und in der Pufferkapazität zu verzeichnen sind, was oftmals auch in einer Artenzunahme sichtbar war. In einigen Fällen werden Versauerungseffekte durch Eutrophierungseffekte überlagert. Die posi-

tiven Entwicklungen werden aber insbesondere mit dem Rückgang der Schwefelemissionen in Verbindung gebracht. Eine Entwarnung kann für die untersuchten Gewässer aber nicht gegeben werden, da Veränderungen im pH-Wert und ein damit verbundener Rückgang der Biodiversität im Vergleich zu natürlichen Bedingungen immer noch dokumentierbar sind. Von den zehn überwachten Regionen werden am ehesten für den Schwarzwald und für Teile des ostbayerischen Grundgebirges die Chance auf die Erreichung naturnaher Verhältnisse prognostiziert (Bayerisches Landesamt für Umwelt o. J.-b). Im Harz dagegen hat sich der Versauerungszustand des überwachten Gewässers trotz eines deutlichen Rückgangs der Säureeinträge kaum verbessert, was aber primär mit Schwefel auswaschungen aus dem Boden in Zusammenhang gebracht wird (Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz 2011).

3.4.2.3 Küstengewässer und Meere

164. Die Anreicherung von Nährstoffen in den küstennahen Lebensräumen ist für eine Vielzahl von Effekten verantwortlich. Hohe Stickstoffkonzentrationen führen zu einer gesteigerten Primärproduktion von Phytoplankton und Wachstum von kurzlebigen Makroalgen sowie einer Störung des Gleichgewichts zwischen den Organismen. Insbesondere das Algenwachstum nimmt überproportional im Verhältnis zum Algenverzehr zu. Folge davon ist eine Zunahme der Sedimentation von Algenbiomasse und deren mikrobiellem Abbau. Dies führt wiederum zu Sauerstoffzehrung in den grundnahen Wasserschichten und zur Beeinträchtigung der Wasserqualität. Sauerstoffzehrung in tiefen Wasserschichten kann unter Bedingungen geringen Wasseraustausches zu hypoxischen (sauerstoffarmen) bzw. anoxischen (sauerstofffreien) Bedingungen führen, die mit einem erheblichen Verlust an Arten und Habitaten einhergehen (GRIZZETTI et al. 2011; HELCOM 2009; OSPAR Commission 2010). Die Ausbildung von sauerstofffreien Zonen nahe dem Meeresgrund kann als Überschreitung eines Umkipppunktes bezeichnet werden, die zu weitreichenden, irreversiblen Veränderungen mariner Ökosysteme führt (vgl. Tz. 17; SRU 2012, Tz. 55).

Aber nicht nur am Grund, sondern in der gesamten Wassersäule kommt es zu einer Verschiebung der Artenzusammensetzung. Beispielsweise kann der Anteil schnell wachsender Phytoplanktonarten, die nicht auf Silikat angewiesen sind, an der Gesamtphytoplanktonbiomasse erheblich zunehmen (HELCOM 2009). Die Eutrophierung, insbesondere die Zunahme an Stickstoff in den Meeren, wird auch mit einer Zunahme von Algenblüten in Zusammenhang gebracht (DAVIDSON et al. 2012). Ein Beispiel hierfür sind die immer wieder auftretenden Schaumalgenblüten (*Phaeocystis globosa*) im Wattenmeer (WOLFF et al. 2010). Die Häufigkeit dieser Phänomene ist im Wattenmeer trotz der beschriebenen Abnahme der Nährstoffkonzentration (Tz. 114) in den letzten Jahren nicht zurückgegangen, scheinbar aber die Dauer der Blüte.

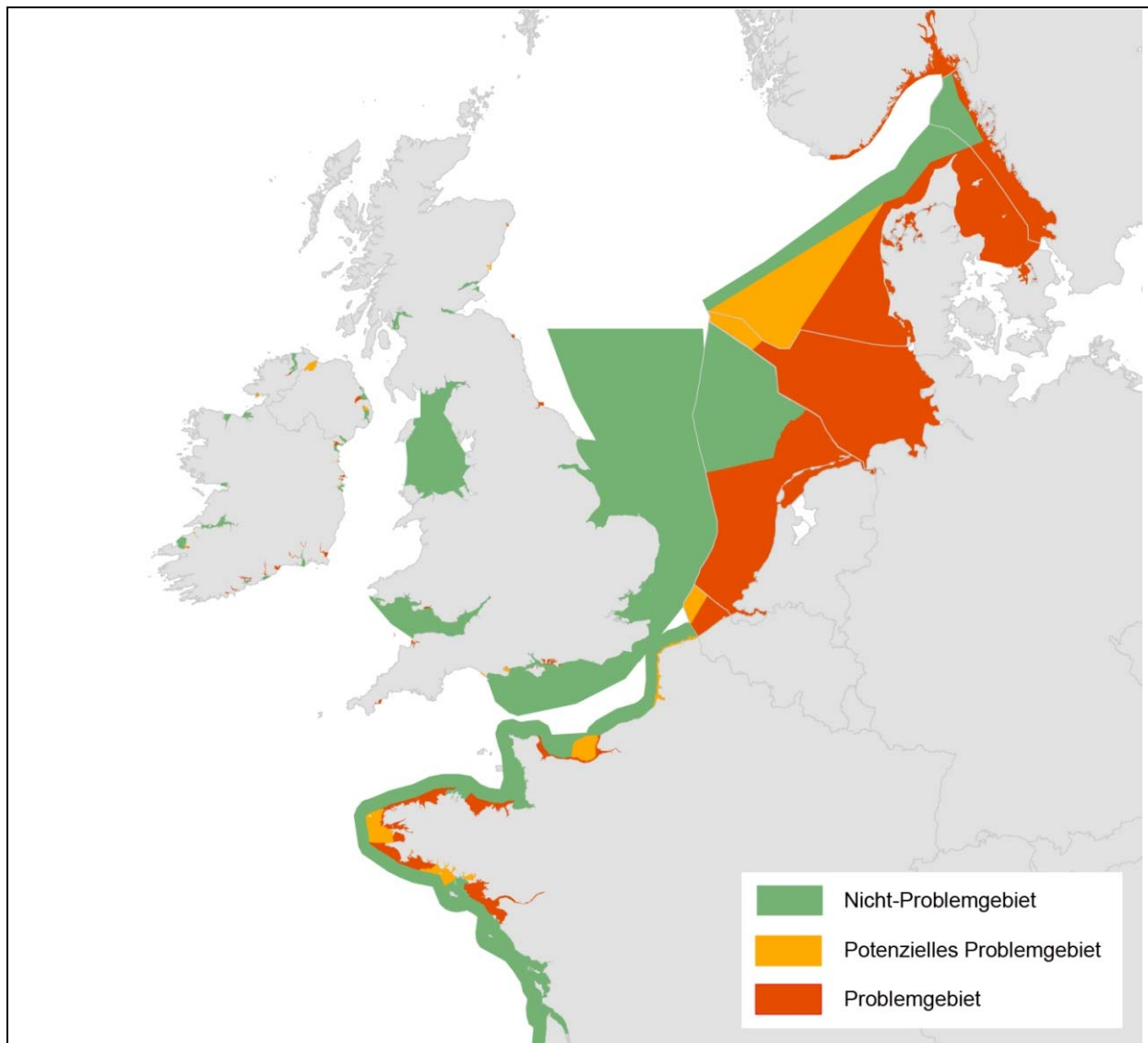
Eine hohe Dichte an Phytoplankton geht einher mit der Trübung des Wassers und damit der Einschränkung der Lichtpenetration, was wiederum die Tiefe der Besiedlung mit Makro-

phyten und Seegräsern herabsetzt (in Nord- und Ostsee *Zostera marina* und *Nanozostera noltii*). Der Rückgang von Seegraswiesen in Nord- und Ostsee wird im hohen Maße auf die Eutrophierung zurückgeführt (WOLFF et al. 2010; NARBERHAUS et al. 2012). Allerdings konnte in der Nordsee in jüngeren Jahren mindestens partiell wieder eine Ausbreitung der Bestände beobachtet werden (ARLE et al. 2013). Die Beeinträchtigung der Seegrasbestände hängt neben den verschlechterten Lichtbedingungen auch mit direkten Schäden durch zu hohe Nährstoffkonzentrationen zusammen. Nitratanreicherungen im Wasser führen zum Absterben von Seegras-Sprossen. Bei den Makrophyten wirkt sich darüber hinaus ein übermäßiges Epiphytenwachstum, welches durch das hohe Nährstoffangebot stimuliert wird, negativ aus (NARBERHAUS et al. 2012).

165. Die im Rahmen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie im Jahr 2008 bewerteten Übergangs- und Küstengewässerkörper der deutschen Nordsee verfehlen alle aufgrund von Eutrophierungseffekten den guten ökologischen Zustand nach Wasserrahmenrichtlinie (BMU und BMELV 2012). Dies entspricht auch den Ergebnissen aus den Berichten, die im Rahmen der Umsetzung der regionalen Meeresschutzkonventionen erstellt wurden. Diese weisen die gesamte Deutsche Bucht und das Wattenmeer sowie den Kattegat als Eutrophierungsproblemgebiet aus (OSPAR Commission 2010; WOLFF et al. 2010; ARLE et al. 2013; s. Abb. 3-23).

Abbildung 3-23

**Eutrophierungsstatus der Nordsee einschließlich Kanal,
Skagerrak und Kattegat**



Quelle: OSPAR Commission 2009a

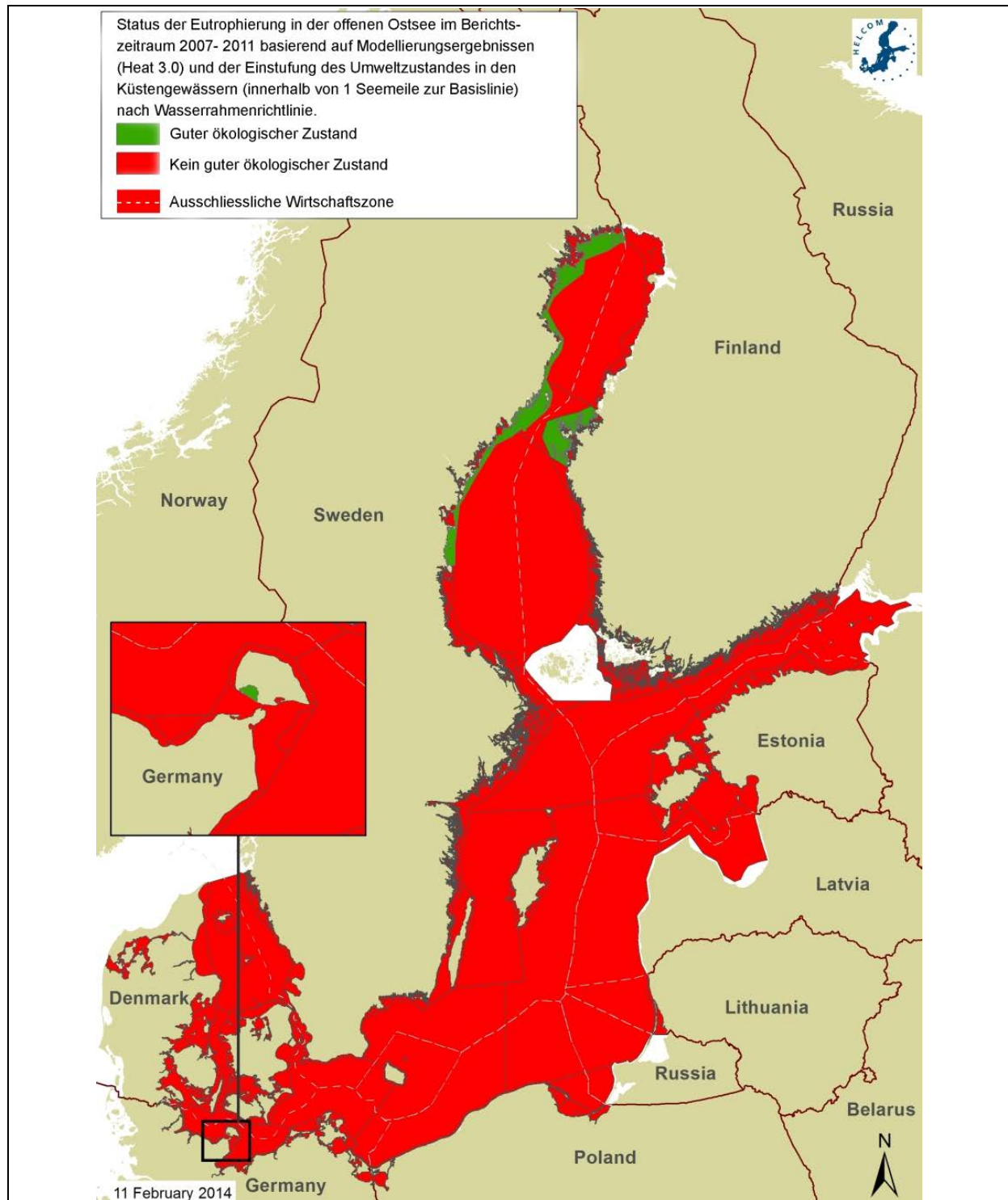
Die Bewertungen der Küstenwasserkörper der Ostsee fallen ähnlich aus. Nur einer erreicht den guten ökologischen Zustand nach Wasserrahmenrichtlinie (BMU und BMELV 2012). So sind von 44 Wasserkörpern der deutschen Ostseeküstengewässer 43 als mäßig bis schlecht eingestuft. Verantwortlich hierfür ist der Zustand der Qualitätskomponenten Phytoplankton und Makrophyten, welche, wie bereits erwähnt, im besonderen Maße sensibel auf hohe Nährstoffkonzentrationen reagieren (VOß et al. 2010).

Die Eutrophierung ist weiterhin für fast die gesamte Ostsee ein Problem (Abb. 3-24). Am deutlichsten sind die Effekte in den flachen, weitgehend von der offenen See abgetrennten Gebieten wie der Schlei, der Peene, dem kleinen Haff und im Bodden, wo die Effekte besonders ausgeprägt sind. Deshalb wurde der Zustand dieser Gebiete gemäß den Bewertungskriterien der Wasserrahmenrichtlinie als schlecht bewertet. Dies zeigt sich zum Beispiel an

deutlich erhöhten Chlorophyll-a-Konzentrationen (Photosynthesefarbstoff) im Wasser (WASMUND et al. 2011; NAUSCH et al. 2011).

Abbildung 3-24

Eutrophierungsstatus der Ostsee für die Jahre 2007 bis 2011



Quelle: HELCOM 2014

166. Einer der auffälligsten Effekte der Überdüngung ist die Ausbildung von hypoxischen bis anoxischen Zonen in tiefen Wasserschichten, die insbesondere in der zentralen Ostsee und im Gotlandbecken großflächig und permanent zu beobachten sind. Die Ausdehnung dieser Flächen in der Ostsee hat sich einer aktuellen Studie zufolge in den letzten 115 Jahren mehr als verzehnfacht (CARSTENSEN et al. 2014). In sauerstofffreien Gebieten gibt es in der Nähe des Grundes keine höheren Organismen, da diese bei fehlendem Sauerstoff und dem unter anoxischen Bedingungen gebildeten Schwefelwasserstoff nicht überleben können. Die zunehmende Sauerstoffzehrung führt in Grundnähe zu einer Verschiebung von großen, langsam wachsenden Arten hin zu kleinen, schnell wachsenden Arten. Bei Sauerstoffgehalten unterhalb von 4 mg/l kommt es zu Fluchtreaktionen bei Fischen. Konzentrationen geringer als 2 mg/l sind für die meisten am Grund lebenden höheren Organismen nicht tolerabel. Solch niedrige Sauerstoffkonzentrationen traten im Jahr 2009 an vielen Messstationen im westlichen Teil der deutschen Ostsee, insbesondere an Stellen mit großer Wassertiefe, auf (UBA 2013e; s. a. Tz. 186).

Die Ausbreitung sauerstofffreier Zonen ist neben den Nährstoffkonzentrationen noch von anderen Faktoren wie zum Beispiel der Temperatur, den Einstromverhältnissen und dem Jahresgang abhängig. Die größte Ausbreitung hypoxischer Bedingungen in der Ostsee wurde im Jahr 2002 beobachtet. Im deutschen Teil der Ostsee waren hiervon insbesondere die Mecklenburger und die Lübecker Bucht betroffen. In den letzten Jahren war wieder eine leichte Zunahme sauerstofffreier Zonen zu beobachten. Insgesamt deutet wenig auf eine grundlegende Verbesserung der Eutrophierungssituation in der Ostsee hin (HELCOM 2013; UBA 2013e; ARLE et al. 2013).

3.4.3 Wirkungsverstärkung und Wechselwirkungen innerhalb von Ökosystemen

167. Auch wenn die unterschiedlichen Einflussfaktoren auf die Biodiversität – wie zum Beispiel Habitatwandel und -verlust, Flächenzerschneidung, Stoffeinträge, invasive gebietsfremde Arten, Übernutzung oder der Klimawandel – oft in ihren Wirkungen einzeln betrachtet werden, hängen diese doch miteinander zusammen. Die theoretische Ökologie spricht deshalb auch davon, dass Ökosysteme nicht nur einen Kipppunkt haben, „sondern jeweils einen für eine Vielzahl systemrelevanter Eigenschaften“ (RABITSCH und ESSL 2013). Die Wirkung reaktiver Stickstoffverbindungen auf die Artenzusammensetzung und auf Ökosysteme kann durch den Eintrag weiterer Stoffe oder durch den Klimawandel bedingte Temperatur- oder Wasserhaushaltsänderungen in Synergie verstärkt werden.

Für alle Ökosysteme in Deutschland wurde im Jahr 2007 ein „sehr stark zunehmender Einfluss der Stoffeinträge von Phosphor und Stickstoff und des Klimawandels erwartet“, also eine Zunahme der einflussreichsten Faktoren für den Wandel der biologischen Diversität (vgl. u. a. BMU 2007, S. 108). Kälteliebende Arten alpiner Gebiete, die wahrscheinlich durch die Auswirkungen des Klimawandels überaus beeinflusst werden, sind meist auch Arten, die

in stickstoffarmer Umgebung vorkommen und deshalb gleichzeitig auch besonders empfindlich gegenüber Stickstoffeinträgen sind (z. B. Zackenmützenmoos (*Racomitrium*); PEARCE und VAN DER WAL 2008). Stickstoffgedüngte Pflanzen reagieren gegenüber Trockenereignissen zum Beispiel infolge des Klimawandels deutlich sensibler (FICHTNER et al. 2014; HÄRDTLE et al. 2013). Andererseits wird ein wärmeres Klima sowieso zu einer erhöhten Stickstoffmineralisation im Boden führen und so auch ohne zusätzliche Einträge zu einer höheren Stickstoffverfügbarkeit für diese Arten führen (NAGY et al. 2010).

Abschätzungen zur Entwicklung von Waldökosystemen für bestimmte Klimaszenarien im Zusammenwirken mit atmosphärischen Stickstoffeinträgen zeigen, dass manche Waldtypen sich zukünftig stark verändern werden (Zeitspanne 2011 – 2040 im Vergleich zu 2041 – 2070) (JENSSEN et al. 2013). Weitere Veränderungen können durch zusätzliche basische Einträge (Kalkung) verursacht werden. Betroffen ist bei mäßigen Stickstoffeinträgen vorrangig die Krautschicht. Bei weiterer Ausprägung der Nährstoffdisharmonien infolge massiver Stickstoffeinträge ist in der Baumschicht ein Vitalitätsverlust der Fichte zu erwarten (ebd., S. 95).

Ein weiteres Beispiel dafür, wie Stickstoffeinträge andere Einflüsse auf die Ökosysteme verstärken können, stellen die Invasionen durch gebietsfremde Arten in Gewässern dar. Invasionen werden durch eine degradierte Gewässerökologie erleichtert. Eine Untersuchung von fast 400 Flussgebieten in Deutschland zeigte, dass in Flüssen besonders die Variablen Minimumtemperatur, Sauerstoffgehalt, Orthophosphat und Ammonium zu einer Degradation beitragen. In invadierten Abschnitten von Fließgewässern war auch die Nitratkonzentration erhöht. Erfolgreiche invasive Arten in Gewässern sind durch die Art ihrer Verschleppung in Tanks, die zur Stabilisierung von Schiffen mit Wasser gefüllt werden, an diese extremen Umweltmilieus – zum Beispiel fehlende Sauerstoffsättigung und erhöhte Temperatur – bereits gewöhnt (FRÜH et al. 2012).

Die marine Lachgasproduktion könnte sich im Zusammenspiel von Eutrophierung, Versauerung und Erwärmung der Meere relevant steigern. Somit würde in einem Rückkoppelungseffekt die Klimaerwärmung wiederum durch die zusätzliche Lachgasproduktion verstärkt (CODISPOTI 2010).

3.4.4 Naturschutzfachliche Gefährdungspotenziale

168. Die vorhandenen Belastungen mit reaktiven Stickstoffverbindungen erschweren es die Ziele des Naturschutzes in terrestrischen und aquatischen Lebensräumen einzuhalten, denn die Verfügbarkeit von Stickstoff ist ein Schlüsselparameter für die Artenzusammensetzung in Ökosystemen (Abschn. 3.4.1.2 und 3.4.1.3). Die Empfindlichkeiten der verschiedenen Arten gegenüber reaktivem Stickstoff sind sehr unterschiedlich und gehen kontinuierlich ineinander über. Jeder zusätzliche Eintrag von reaktivem Stickstoff hat deshalb Wirkungen auf die Ausprägung der biologischen Diversität. Je mehr Stickstoff in der Umwelt

zirkuliert, desto weniger Arten sind nachweisbar (vgl. Abschn. 3.4.1.2). Besonders schutzbedürftige und durch Eutrophierung gefährdete Landnutzungstypen (Critical Loads unter 7,5 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr) befinden sich auf 28 % der Landesfläche, darunter sind etwa 3 % Fläche mit Belastbarkeitsgrenzen für Stickstoffeinträge unter 5 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr (z. B. trockene nährstoffarme Sande der Sanderflächen am Rande des Spreeurstromtals, des Baruther Urstromtals, der Dahmeseenkette und in der Prignitz mit Belastbarkeitsgrenzen von 2,5 bis 5 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr) (GAUGER et al. 2008, S. 42). Untersuchungen an 83 Dauerbeobachtungsflächen (Level II) des European ICP Forests konnten zeigen, dass für Großflechten in Wäldern sogar bereits Critical Loads von 2,4 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr wirksam werden (GIORDANI et al. 2014). Diese Großflechten sind also besonders durch Einträge reaktiver Stickstoffverbindungen gefährdet (vgl. Tz. 145). Schätzungen für die natürliche Hintergrundbelastung durch reaktive reduzierte und oxidierte Stickstoffverbindungen liegen für Waldökosysteme aufgrund des Filtereffekts von Baumkronen bei 2 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr (BERNHARDT-RÖMERMANN und EWALD 2006). Aktuell werden in Deutschland 6 bis 62 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr über Deposition eingetragen mit einem Durchschnitt von 22 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr bzw. 24 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr speziell für Waldökosysteme (BUILTJES et al. 2011, S. 89). Lokal kann es auch bei Einhaltung der Critical Loads zu Verlusten von Arten kommen (PAYNE et al. 2013; vgl. Tz. 349).

Die Vegetations- und Gewässertypen, die wir momentan vorfinden, sind diejenigen, die sich nach fast einhundert Jahren Stickstoffeintrag gebildet haben. Selbst Ökosysteme, die in der heutigen Zeit chronisch niedrige Stickstoffdepositionen (d. h. um 10 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr) aufnehmen – dennoch Werte, die über den vorindustriellen von 3 bis 5 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr (SCHÄRER 1990) liegen, erleben wahrscheinlich einen langsamen aber chronischen Verlust von Arten (am Beispiel Prärien in Minnesota dargestellt von CLARK und TILMAN 2008).

Gefährdung von Artenvorkommen

169. Als Gefährdungsursache „Standortveränderung“ gefährden Nährstoffe (hauptsächlich Stickstoff, aber auch Phosphor) fast die Hälfte der Flora von Farn- und Blütenpflanzen in Deutschland (404 Arten) (BfN 2004, S. 1113). Flechtenvorkommen sind besonders gefährdet. Die Bewertung von Arten der FFH-Richtlinie ergab, dass sich in Thüringen sämtliche Flechtenarten des Anhangs V in der kontinentalen Region Deutschlands in einem unzureichenden Erhaltungszustand befinden. „Ihr Bestandstrend ist meistens negativ und etliche von ihnen sind in Thüringen gefährdet. Ursachen für ihren Rückgang sind in erster Linie Nährstoffeinträge, unter anderem über die Niederschläge“ (FRITZLAR et al. 2009).

Der kontinuierliche Nährstoffeintrag in die Wasserläufe ist – neben Bau- und Unterhaltungsmaßnahmen – höchstwahrscheinlich die Ursache für den starken Rückgang der höheren Wasserpflanzen einschließlich der Armleuchteralgen in Flüssen Nordwestdeutschlands

(STEFFEN et al. 2013; 2014). Zwischen den 1950er-Jahren und 2010/2011 fiel die durchschnittliche Artenanzahl um 28 % von 51 auf 37 Arten (bezogen auf 676 Erhebungspunkte). Der mittlere Wert der sogenannten Stickstoffzahl der Ellenberg'schen Zeigerwerte (vgl. Tz. 146) nahm zwischen den 1950er- und 1980er-Jahren stark zu (von 6,1 auf 6,4) und fiel bis 2010/2011 wieder auf 6,3. Zum Beispiel gingen die Vorkommen der oligotrophen (an nährstoffarme Standorte angepassten) Arten Flutender Sellerie (*Helosciadium inundatum*), Zwiebel-Binse (*Juncus bulbosus*), Schwimmendes Froschkraut (*Luronium natans*), Faden-Laichkraut (*Potamogeton filiformis*), Knöterich-Laichkraut (*Potamogeton polygonifolius*), Zwerg-Igelkolben (*Sparganium natans*) und Südlicher Wasserschlauch (*Utricularia australis*) verloren. Das Schwimmende Froschkraut ist eine nach Anhang II der FFH-Richtlinie besonders geschützte Art.

In aquatischen Ökosystemen wird zum Beispiel auch eine Besiedelung mit dem Edelkrebs (*Astacus astacus*) „in stark eutrophierten und verschlammten Gewässern nahezu ausgeschlossen“ (TROSCHER 2006). Der Edelkrebs gehört zu den besonders geschützten Tier- und Pflanzenarten des Anhangs V der FFH-Richtlinie. Ihre Nutzung muss mit der Aufrechterhaltung eines günstigen Erhaltungszustandes vereinbar sein und ist daher gegebenenfalls nur im Rahmen von entsprechenden Managementmaßnahmen möglich.

Die Ergebnisse des FFH-Berichtes von 2013 zum Erhaltungszustand der Arten zeigen, dass insgesamt bei 25 % der Arten der von der EU geforderte günstige Erhaltungszustand erreicht wurde, 29 % zeigen aber einen schlechten und 31 % einen unzureichenden Erhaltungszustand (BfN 2014a). Die Ursachen für die Erhaltungszustände wurden analysiert und liegen hauptsächlich in tatsächlichen Veränderungen, daneben aber auch im Vorliegen verbesserter Kenntnisse bzw. genauerer Daten sowie auch in der Anwendung einer anderen Erhebungsmethode (BfN 2014b).

Gefährdung von Biototypen

170. Insbesondere für ursprünglich nährstoffarme Biotypen wie Sandtrockenrasen oder Niedermoore sind in überwiegend landwirtschaftlich genutzten Regionen Nährstoffeinträge eine wesentliche Belastung (RIECKEN et al. 2010). Aber auch in Gebieten ohne landwirtschaftliche Nutzung spielt die Eutrophierung durch meist angrenzende landwirtschaftlich genutzte Gebiete eine verändernde Rolle zum Beispiel für Hoch-, Zwischen- und Übergangsmoore sowie Säume des Offenlands oder Röhrichte. Sogar für alpine Lebensräume bildet die Eutrophierung außerhalb von Nutzflächen einen Gefährdungsfaktor (ebd.).

In die Gruppe der Binnengewässer werden von RIECKEN et al. (2010) unter- und oberirdische Süßgewässer zusammengefasst. Unterirdische Gewässer werden vor allem durch stoffliche Einträge, die in diese Biotope einsickern, gefährdet. Darunter fallen sowohl Schadstoffe unterschiedlicher Herkunft als auch Nährstoffe, die die ursprünglich oligotrophen Lebensgemeinschaften dieser Biotope gefährden (ebd.). Daneben spielt auch die Entnahme

von Grundwasser eine Rolle. Die gleichen Gefährdungsursachen gelten für die oberirdischen Gewässertypen. Hauptquellen sind die Landwirtschaft und Nährstoffeinträge aus der Luft. Insbesondere für Fließgewässer stellt aber auch die ordnungsgemäße Gewässerunterhaltung gemäß Wasserhaushaltsgesetz und den Landeswassergesetzen eine Gefährdungsursache dar (ebd.). Natürlicherweise nährstoffarme Biotoptypen wie Klarwasserseen oder Moore sind durch luftbürtige oder über oberflächlich abfließendes Wasser eingetragene Nährstoffe stark belastet und gehören zu den am stärksten gefährdeten Biotopen (BfN 2007).

Auch für Meere und Küsten sind die Schadstoffbelastungen und die Eutrophierung bedeutende Gefährdungen. Schad- und Stickstoffe werden vor allem über die großen Flüsse, aber auch durch Schifffahrt und Rohstoffgewinnung eingebracht (RIECKEN et al. 2010).

Gefährdung der Lebensraumtypen des terrestrischen Schutzgebietssystems Natura 2000

171. Um den Rückgang der biologischen Diversität aufzuhalten, wurde als eine Maßnahme in der EU unter anderem das Schutzgebietsnetzwerk Natura 2000 etabliert. Ziel dieses Netzwerkes ist es, dass alle Lebensraumtypen (Anhang I der FFH-Richtlinie) und Arten (Anhang II, IV und V der FFH-Richtlinie und Anhang I der Vogelschutz-Richtlinie 2009/147/EG) in einen günstigen Erhaltungszustand gelangen. Weiterhin gilt das Verschlechterungsverbot (Art. 6 Abs. 2 FFH-Richtlinie), nach dem die Mitgliedstaaten geeignete Maßnahmen treffen, „um in den besonderen Schutzgebieten die Verschlechterung der natürlichen Lebensräume“ zu vermeiden.

Critical Loads für eutrophierenden und versauernden Stickstoff wurden im Rahmen eines FuE-Vorhabens im Auftrag der Bundesanstalt für Straßenwesen als ein geeigneter Beurteilungsmaßstab für die FFH-Verträglichkeitsprüfung gemäß § 34 Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) bewertet (BALLA et al. 2013). Für die Ermittlung der Empfindlichkeiten der Lebensraumtypen (LRT) nach Anhang I der FFH-Richtlinie wurden im Nahbereich eines Vorhabens ausschließlich trockene Stickstoffdepositionen als relevant angesehen. Zur Ermittlung der Werte wurde eine Modellkombination aus dem weitgehend standardisierten SMB-Modell (Simple Mass Balance) gemäß Handbuch des ICP Modelling & Mapping (SPRANGER et al. 2004) und dem vegetationskundlichen BERN-Modell (BERN – Bioindikative Ermittlung von Regenerationspotenzialen Natürlicher Ökosysteme) der Firma ÖKODATA genommen und ein Abgleich der Modellergebnisse mit empirischen Critical Loads durchgeführt. Das Ergebnis zeigt Tabelle 3-7. Da die Critical Loads nur auf rund 52 % der Fläche empfindlicher Ökosysteme in Deutschland nicht überschritten sind (vgl. Tz. 150), sind auch für die Gefährdungen der Lebensraumtypen ähnliche Beeinträchtigungen anzunehmen, denn die FFH-Lebensraumtypen zeichnen sich durch eine ähnliche statistische Verteilung der Sensitivitätsstufen aus wie die Rezeptorflächen für die gesamte Fläche

Deutschlands (NAGEL et al. 2014). Diese Einschätzung stellt jedoch keine wissenschaftlich fundierte Bewertung dar und muss für jedes einzelne Gebiet überprüft werden.

Tabelle 3-7

Critical-Load-Spannen für FFH-Lebensraumtypen als Ergebnis einer standort-/vegetationstypspezifischen Modellierung mit SMB/BERN

LRT	LRT-Beschreibung	CL(N) von [kg N/ ha*a]	CL(N) bis [kg N/ ha*a]
2120	Weißdünen mit Strandhafer (<i>Ammophila arenaria</i>)	10	12
2130	Festliegende Küstendünen mit krautiger Vegetation (Graudünen)	7	12
2140	Entkalkte Dünen mit <i>Empetrum nigrum</i>	7	7
2150	Festliegende entkalkte Dünen der atlantischen Zone (Calluno-Ulicetea)	10	11
2160	Dünen mit <i>Hippophaë rhamnoides</i>	9	19
2170	Dünen mit <i>Salix repens ssp. argentea</i> (<i>Salicion arenariae</i>)	5	11
2180	Bewaldete Dünen der atlantischen, kontinentalen und borealen Region	4	19
2310	Trockene Sandheiden mit <i>Calluna</i> und <i>Genista</i>	8	26
2320	Trockene Sandheiden mit <i>Calluna</i> und <i>Empetrum nigrum</i>	12	13
2330	Dünen mit offenen Grasflächen mit <i>Corynephorus</i> und <i>Agrostis</i>	5	24
4010	Feuchte Heiden des nordatlantischen Raumes mit <i>Erica tetralix</i>	6	16
4030	Trockene europäische Heiden	8	21
4060	Alpine und boreale Heiden	7	19
4070	Buschvegetation mit <i>Pinus mugo</i> und <i>Rhododendron hirsutum</i> (Mugo-Rhododendretum hirsuti)	18	18
5110	Stabile xerothermophile Formationen von <i>Buxus sempervirens</i> an Felsabhängen (Berberidion p.p.)	11	14
5130	Formationen von <i>Juniperus communis</i> auf Kalkheiden und -rasen	8	30
6110	Lückige basophile oder Kalk-Pionierrasen (<i>Alyso-Sedion albi</i>)	7	33
6120	Trockene, kalkreiche Sandrasen	11	21
6212	Naturnahe Kalk-Trockenrasen und deren Verbuschungsstadien (Festuco-Brometalia) (* besondere Bestände mit bemerkenswerten Orchideen)	13	28
6213	Naturnahe Kalk-Trockenrasen und deren Verbuschungsstadien (Festuco-Brometalia) (* besondere Bestände mit bemerkenswerten Orchideen)	12	30
6214	Naturnahe Kalk-Trockenrasen und deren Verbuschungsstadien (Festuco-Brometalia) (* besondere Bestände mit bemerkenswerten Orchideen)	13	35
6230	Artenreiche montane Borstgrasrasen (und submontan auf dem europäischen Festland) auf Silikatböden	10	24
6240	Subpannonische Steppen-Trockenrasen	14	33
6410	Pfeifengraswiesen auf kalkreichem Boden, torfigen und tonig-schluffigen Böden (<i>Molinion caeruleae</i>)	12	36
6431	Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe; Subtyp: feucht, planar bis montan	15	77
6432	Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe; Subtyp: subalpin und alpin	11	28

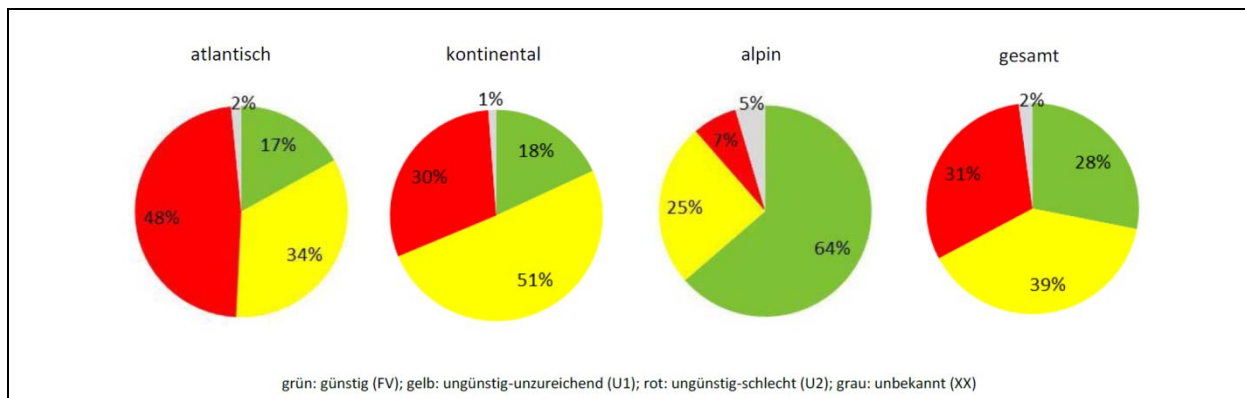
6440	Brenndolden-Auenwiesen (<i>Cnidion dubii</i>)	16	58
6510	Magere Flachland-Mähwiesen (<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i>)	12	43
6520	Berg-Mähwiesen	17	26
7110	Lebende Hochmoore	5	23
7120	Noch renaturierungsfähige degradierte Hochmoore	5	23
7140	Übergangs- und Schwingrasenmoore	6	26
7150	Torfmoor-Schlenken (<i>Rhynchosporion</i>)	7	17
8110	Silikatschutthalden der montanen bis nivalen Stufe (<i>Androsacetalia alpinae</i> und <i>Galeopsietalia ladani</i>)	11	23
8120	Kalk- und Kalkschieferschutthalden der montanen bis alpinen Stufe (<i>Thlaspietea rotundifolii</i>)	10	23
8150	Kieselhaltige Schutthalden der Berglagen Mitteleuropas	5	22
8160	Kalkhaltige Schutthalden der collinen bis montanen Stufe Mitteleuropas	5	15
8210	Kalkfelsen mit Felsspaltenvegetation	7	23
8220	Silikatfelsen mit Felsspaltenvegetation	4	25
8230	Silikatfelsen mit Pioniervegetation des Sedo-Scleranthion oder des Sedo albi-Veronicion dillenii	6	17
9110	Hainsimsen-Buchenwald (<i>Luzulo-Fagetum</i>)	10	21
9120	Atlantischer, saurer Buchenwald mit Unterholz aus Stechpalme und gelegentlich Eibe (<i>Quercion robori-petraeae</i> oder <i>Ilici-Fagenion</i>)	8	17
9130	Waldmeister-Buchenwald (<i>Asperulo-Fagetum</i>)	9	22
9140	Mitteleuropäischer subalpiner Buchenwald mit Ahorn und <i>Rumex arifolius</i>	15	27
9150	Mitteleuropäischer Orchideen-Kalk-Buchenwald (<i>Cephalanthero-Fagion</i>)	13	23
9160	Subatlantischer oder mitteleuropäischer Stieleichenwald oder Eichen- Hainbuchenwald (<i>Carpinion betuli</i>)	14	21
9170	Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald <i>Galio-Carpinetum</i>	11	23
9180	Schlucht- und Hangmischwälder <i>Tilio-Acerion</i>	8	30
9190	Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen mit <i>Quercus robur</i>	8	14
91D0	Moorwälder	7	28
91E0	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i> (<i>Alno-Padion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i>)	6	28
91F0	Hartholzauenwälder mit <i>Quercus robur</i> , <i>Ulmus laevis</i> , <i>Ulmus minor</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> oder <i>Fraxinus angustifolia</i> (<i>Ulmion minoris</i>)	11	31
91G0	Pannonische Wälder mit <i>Quercus petraea</i> und <i>Carpinus betulus</i>	15	24
91T0	Mitteleuropäische Flechten-Kiefernwälder	4	13
91U0	Kiefernwälder der sarmatischen Steppe	6	18
9410	Montane bis alpine bodensaure Fichtenwälder (<i>Vaccinio-Piceetea</i>)	11	27
9420	Alpiner Lärchen- und/oder Arvenwald	11	36
9430	Bergkiefern-(oder Spirken-)Wälder (*auf Gips- oder Kalksubstrat)	12	29
SMB = Simple Mass Balance-Modell; BERN = Bioindikative Ermittlung von Regenerationspotenzialen Natürlicher Ökosysteme-Modell Quelle: BALLA et al. 2013			

172. Der aktuelle Bericht zur FFH-Richtlinie von 2013 zeigt, dass 28 % der Lebensraumtypen in einem günstigen, 39 % in einen unzureichenden und 31 % in einem schlechten Zustand sind. „Dabei ist der Status in den Alpen überwiegend günstig, in Nordwestdeutschland mit seiner dichten Besiedlung und seinen landwirtschaftlich oft gut nutzbaren ebenen

Flächen (Börden) ist die Situation am ungünstigsten“ (BfN 2007; Abb. 3-25). Nordwestdeutschland (westliches Schleswig-Holstein, Hamburg, Bremen, der größte Teil Niedersachsens, nördliches Nordrhein-Westfalen) gehört nach der Einteilung der europäischen biogeografischen Regionen, die Grundlage für die Zuordnung der Lebensraumtypen ist, zur atlantischen Region. Eine Einschätzung einzelner LRT-Gruppen zeigt, dass Grünland (LRT-Gruppe 6xxx, inkl. 2330) in der ganzen atlantischen und in der kontinentalen biogeografischen Region keine günstigen Bewertungen erlangt. Dies gilt auch für die Binnengewässer (LRT-Gruppe 3xxx) in der atlantischen Region. Durchweg ungünstig ist auch der Erhaltungszustand für die Moore, Sümpfe und Quellen (LRT-Gruppe 7xxx inkl. 1340) in der atlantischen und der kontinentalen Region (Feuchtlebensräume des Offenlandes).

Abbildung 3-25

Bewertung des Erhaltungszustandes der Lebensraumtypen im deutschen FFH-Bericht 2013



Prozentualer Anteil der bewerteten Lebensräume in Deutschland und den biogeografischen Regionen: atlantische Region (Nordwestdeutsches Tiefland): 65, kontinentale Region (Ost- u. Süddeutschland): 83, alpine Region (Alpen): 44, insgesamt: 192 LRT.

Quelle: BfN 2014a, S. 3

Die Analyse für den schlechten Zustand der Lebensräume weist für die LRT-Gruppe Grünland auf Eutrophierung als eine der Ursachen hin: „Die Nährstoffanreicherung in Böden und Gewässern (Eutrophierung) verändert deren Artenzusammensetzung und ökologische Funktion. Eutrophierung (Eintrag reaktiver Stickstoffverbindungen über die Luft, Düngung), Nutzungsintensivierung und Nutzungsaufgabe sowie zunehmende Fragmentierung spielen eine wichtige Rolle bei extensivem Grünland, Heiden und Sandtrockenrasen“ (BfN 2014a, S. 11; vgl. auch HICKS et al. 2011). Besonders landwirtschaftlich genutzte Lebensräume der Agrarlandschaft befinden sich überwiegend in einem schlechten Erhaltungszustand und haben sich teilweise sogar in den letzten sechs Jahren (seit dem letzten Bericht zur FFH-Richtlinie) verschlechtert (BfN 2014a, S. 13).

Überschreitungen der Critical Loads für Eutrophierung für die deutschen Buchenwaldflächen des UNESCO-Weltnaturerbes

173. Die Critical Loads für die fünf Buchenwaldflächen, die auf Initiative Deutschlands in die Liste des UNESCO-Weltnaturerbes aufgenommen wurden, liegen zwar unterhalb der Belastbarkeitsgrenze für Säureeinträge, jedoch oberhalb der Belastbarkeitsgrenze für Eutrophierung. Eine Verminderung der Stickstoffbelastung für diese Gebiete wäre daher erforderlich, um sie keinem langfristigen Eutrophierungsrisiko auszusetzen und ihre biologische Diversität zu schützen (NAGEL et al. 2014). Für diese Buchenwälder trägt Deutschland eine besondere Verantwortung (BfN 2008), da ein hoher Anteil der weltweiten Bestände in Deutschland vorkommt (zur Ermittlung der Verantwortlichkeit für die Erhaltung mitteleuropäischer Arten siehe auch LEHMANN 2007; GRUTTKE 2004).

Ziele zum Schutz der biologischen Diversität nicht erreichbar

174. Wie gezeigt, können infolge der genannten Gefährdungen der biologischen Diversität auch die Ziele der Regelungen, die den Schutz von bestimmten Arten bzw. Habitaten zum Inhalt haben, nicht eingehalten werden (s. Tab. 3-8). Dies gilt auch und insbesondere für den Gebietsschutz nach nationalem und europäischem Recht. In allen Schutzgebietstypen sind erhebliche Störungen oder Verschlechterungen von Lebensräumen verboten (Art. 6 Abs. 2 FFH-Richtlinie, Art. 4 Vogelschutzrichtlinie bzw. § 33 Abs. 1 S. 1 BNatSchG). Zusätzlich sind im Einzelfall europäische und nationale Vorgaben zum Arten- und Biotopschutz zu beachten (u. a. Art. 12 FFH-Richtlinie, Kapitel 5 BNatSchG; relevante Landesregelungen).

Bereits heute werden auf 40 % der Agrarfläche Vertragsnaturschutzmaßnahmen bzw. Agrarumweltprogramme durch EU-Mittel oder Bundes- und Ländermittel finanziert (BfN 2014a, S. 13). Um den Wirkungen eutrophierender und versauernder Stickstoffeinträge entgegenzuwirken, sind jedoch die Möglichkeiten des Naturschutzes allein nicht ausreichend.

Tabelle 3-8

Wesentliche Regulierungen zum Schutz der biologischen Diversität

Schutzgut	Schutzziel	Regulierungsansatz	Rechtsakt
Biodiversität	Erhaltung der biologischen Vielfalt, die nachhaltige Nutzung ihrer Bestandteile und die ausgewogene und gerechte Aufteilung der sich aus der Nutzung der genetischen Ressourcen ergebenden Vorteile	europäische und nationale Biodiversitätsstrategie	Übereinkommen über die biologischen Vielfalt (Convention on Biological Diversity – CBD)
Sicherung der Artendiversität durch die Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wild lebenden Tiere und Pflanzen	günstiger Erhaltungszustand der natürlichen Lebensräume und wild lebenden Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse	kohärentes europäisches ökologisches Netz besonderer Schutzgebiete mit der Bezeichnung „Natura 2000“; Artenschutz	FFH-Richtlinie 92/43/EWG Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG Anhang IV
sämtliche wild lebende heimische Vogelarten	Schutz, Bewirtschaftung und Regulierung dieser Arten	Einrichtung von Schutzgebieten; Pflege und ökologisch richtige Gestaltung der Lebensräume in und außerhalb von Schutzgebieten; Wiederherstellung zerstörter Lebensstätten; Neuschaffung von Lebensstätten	Vogelschutz-Richtlinie 2009/147/EG
Natur und Landschaft	1. die biologische Vielfalt, 2. die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts einschließlich der Regenerationsfähigkeit und nachhaltigen Nutzungsfähigkeit der Naturgüter sowie 3. die Vielfalt, Eigenart und Schönheit sowie der Erholungswert von Natur und Landschaft auf Dauer sichern	Landschaftsplanung, allgemeiner Schutz von Natur und Landschaft, Schutz bestimmter Teile von Natur und Landschaft, Schutz der wild lebenden Tier- und Pflanzenarten, ihrer Lebensstätten und Biotope	Bundesnaturschutzgesetz und Landesnaturschutzgesetze

SRU/SG 2015/Tab. 3-8

Handlungsansätze zur Reduktion der Einträge von reaktiven Stickstoffverbindungen

175. Die Einträge von reaktiven Stickstoffverbindungen in die Umwelt müssen als ein systemisches Problem betrachtet werden. Eine ausschließlich medienorientierte und punktuelle Herangehensweise wird dem Problem nicht gerecht (vgl. Kap. 2). Stickstoffemissionen müssen einerseits flächendeckend reduziert werden, um die Hintergrundbelastung zu min-

dern. Damit können die Belastungen von terrestrischen und aquatischen Ökosystemen durch reaktive Stickstoffverbindungen reduziert werden. Andererseits fallen in bestimmten Regionen Deutschlands sehr hohe Stickstoffüberschüsse aus der Landwirtschaft an. Solche Belastungs-Hotspots und auch empfindliche Gebiete wie zum Beispiel Hochmoore müssen durch regional und lokal wirksame Instrumente entlastet werden. Regionalisierte Ansätze gibt es beispielsweise bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (Abschn. 6.3.1.2.4 und 6.3.1.2.3) und bei den Luftreinhalteplänen (Abschn. 6.1.2). Wo die Maßnahmen zum Schutz empfindlicher Gebiete nicht ausreichen, sollten ergänzend naturschutzfachliche Managementmaßnahmen ergriffen werden, um die Beeinträchtigungen zu begrenzen (Abschn. 6.2.4 bis 6.2.6). Beispielsweise kann im Rahmen des lokalen Schutzgebietsmanagements die landwirtschaftliche Düngung eingeschränkt oder Biomasse durch Ernte oder Nutzung entnommen werden. Um Wasser- und Naturschutzgebiete herum können Pufferzonen eingerichtet werden, in denen das Land nur unter bestimmten Auflagen bewirtschaftet werden kann. Auch Maßnahmen des Vertragsnaturschutzes und Agrarumweltmaßnahmen können Stickstoffeinträge in empfindliche Gebiete reduzieren und die Auswirkungen von nicht vermeidbaren Stickstoffeinträgen auf Ökosysteme mindern.

In bislang wenig belasteten Gebieten haben sich Arten und Ökosysteme erhalten, die durch eine zunehmende Belastung durch reaktive Stickstoffverbindungen gefährdet wären. Um diese zu schützen, müssen bislang wenig belastete Gebiete erhalten werden.

Es sollte also auf verschiedenen Handlungsebenen gleichzeitig vorgegangen werden (vgl. Kap. 2). So muss sowohl der Gesamteintrag von reaktiven Stickstoffverbindungen reduziert werden, als auch die lokalen und regionalen Umweltwirkungen berücksichtigt werden. Folgende sich ergänzende Handlungsansätze für eine medienübergreifende Stickstoffpolitik sind insgesamt notwendig (Abb. 3-26):

- flächendeckende Minderung der Emissionen von reaktiven Stickstoffverbindungen, insbesondere um die Hintergrundbelastung zu reduzieren,
- gezielte regionale und lokale Minderung der Stickstoffeinträge in Hotspots und empfindlichen Gebieten,
- Verstärkung des Schutzes von Ökosystemen durch naturschutzfachliche Maßnahmen,
- keine zusätzlichen Stickstoffeinträge in bislang wenig belastete Gebiete und Gewässer.

Die Handlungsansätze müssen durch Emissionsminderungs- und naturschutzfachliche Maßnahmen umgesetzt werden (vgl. Kap. 6). Diese Ansätze für eine Strategie sind zwar von den Zielen des Natur- und Umweltschutzes abgeleitet, ergeben sich aber auch aus dem Gesundheitsschutz, da die notwendigen Grenzwerte von Stickstoffeinträgen für Umweltkompartimente im Allgemeinen ambitionierter sind als diejenigen für die menschliche Gesundheit. Zudem tragen diese vier Handlungsansätze dazu bei, die klimarelevanten Lachgasemissionen zu reduzieren.

Abbildung 3-26

Vier sich ergänzende Handlungsansätze zur Reduktion der Schäden von reaktiven Stickstoffverbindungen



SRU/SG 2015/Abb. 3-26

Der Verlust einzelner Arten und deren Funktionen im Ökosystem vergrößert zudem die Unsicherheit darüber, wann ein Ökosystem seine Funktionen für den Menschen nicht mehr zur Verfügung stellt (Ökosystemleistungen, Abschn. 3.4.5).

3.4.5 Verlust von Ökosystemleistungen durch Stickstoffeinträge

176. Im Folgenden wird der Einfluss von Stickstoffeinträgen auf terrestrische und aquatische Ökosysteme und deren Ökosystemleistungen dargestellt. Diese werden verursacht durch Emissionen reaktiver Stickstoffverbindungen, insbesondere der Landwirtschaft, des Verkehrs, der Energieerzeugung und der Abwasserbehandlung aber auch der Fischerei (vgl. Kap. 4; Tab. 3-9). In mehreren Bereichen ist mit einem Verlust von Ökosystemleistungen zu rechnen, die, wie in Kapitel 2 dargestellt, einen essenziellen Beitrag für das menschliche Wohlergehen erbringen.

Der Rückgang der Artenvielfalt führt zu einer Verminderung der potenziellen Ressourcen für die Pflanzen- und Tierzucht. Auch die Ökosystemleistung Bestäubung wird gefährdet. Eine ausreichende Bestäubung ist Voraussetzung für ein Drittel der weltweiten Nahrungsmittelproduktion für den Menschen (TSCHARNTKE et al. 2012). Zum Beispiel sorgen Honig- und Wildbienen sowie andere Insektenarten für die Bestäubung der landwirtschaftlich angebauten Kulturpflanzen. Steht eine möglichst hohe Diversität an Bestäuberarten zur Verfügung, erhöht sich sowohl die Anzahl der Früchte pro Blüte als auch die Anzahl der Samen pro Frucht (Beispiel Garten-Rettich (*Raphanus sativus*): ALBRECHT et al. 2012). Auch die Qualität und damit der Marktwert konnte durch eine Bienenbestäubung mit Honig- und

Solitärbienen beträchtlich erhöht werden (Beispiel Erdbeerproduktion in Deutschland: KLATT et al. 2014). Ähnliches haben weltweite Untersuchungen gezeigt: Honigbienen allein können eine optimale Bestäubung von Kulturpflanzen nicht gewährleisten. Erst die zusätzliche Anwesenheit von wild lebenden Insekten erhöht den Fruchtansatz (KENNEDY et al. 2013; BRITTAİN et al. 2013). Gleichzeitig werden Fluktuationen in den Ernteerträgen abgemildert (GARIBALDI et al. 2011; 2013). Grund für diese zusätzlichen Ertragssteigerungen sind die unterschiedlichen Bestäubungszeiten der bestäubenden Arten und auch die unterschiedliche Pflanzhöhe, in der sie Blüten besuchen. Doch eine Vielfalt von Bestäubern setzt auch eine Vielfalt von Nist- und Futterpflanzenarten voraus, die über die gesamte Vegetationsperiode zur Verfügung stehen müssen. In der heutigen Agrarlandschaft hat jedoch der Anteil der entsprechenden Artenvielfalt in den Feldrainen stark abgenommen. Wie in Abschnitt 3.4.1.2 gezeigt wurde, sinkt mit einer Erhöhung des Stickstoffeintrags die Anzahl der Pflanzenarten. Somit wird gleichzeitig auch die Bestäuberdiversität reduziert, denn Insekten sind an die Habitatstrukturen der angrenzenden Ackerflächen gebunden (Nachwuchsgruppe Ökosystemleistungen 2013). Die Sicherung eines ausreichenden Bestandes von Bestäuberarten hängt daher vom Vorhandensein entsprechender Habitate in der Nähe landwirtschaftlicher Flächen ab (ROLLIN et al. 2013). Wildbienen und Hummeln sind zusätzlich durch Krankheitsübertragungen von den domestizierten Honigbienen (FURST et al. 2014) und durch Pestizideinsatz (DI PRISCO et al. 2013; HENRY et al. 2012; WHITEHORN et al. 2012) gefährdet.

Gleichzeitig sinkt mit abnehmender Insektenzahl und abnehmender Diversität der ackerbegleitenden Vegetation und ihrer Früchte auch die Anzahl der auf diese als Futter angewiesenen Vögel (WAHL et al. 2012, S. 61 f.). Dadurch wird wiederum die natürliche Bekämpfung von Pflanzenschädlingen abgeschwächt, die ebenfalls eine wertvolle Ökosystemleistung darstellt (DELBAERE et al. 2014; TSCHARNTKE et al. 2012).

Weiterhin führen Stickstoffdepositionen direkt zu Veränderungen der Bodenfunktionen (Abschn. 3.4.1.1). Die Bodenfunktionen können aber auch indirekt reduziert werden, indem Stickstoffeinträge zu einer Reduktion der Pflanzendiversität und deren Abnahme wiederum zu abnehmender Diversität der Bodenlebewesen führt (DELBAERE et al. 2014; EISENHAEUER et al. 2013). Dadurch werden die Regulierung der Nährstoffkreisläufe und des Wasserhaushaltes im Boden sowie der Erosionsschutz negativ beeinflusst. Die wichtige Funktion von Wäldern, das Grundwasser rein zu halten, geht mit der Stickstoffsättigung der Waldböden verloren und Nitrat wird mit dem Sickerwasser ausgetragen (MELLERT und KÖLLING 2006; MELLERT 2010; MEIWES 2012).

Die Eutrophierung von Süß- und Meeresgewässern mindert deren Qualität und führt auch zu einer veränderten Artenzusammensetzung der Flora und Fauna der Gewässer. Die Verschiebung im Artenspektrum hat auch Folgen für die Fischereiwirtschaft.

177. Kulturelle Ökosystemleistungen werden entscheidend durch menschliche Wahrnehmungs- und Bewertungsmuster bestimmt (Nachwuchsgruppe Ökosystemleistungen 2013). Bei den kulturellen Leistungen sind durch Stickstoffbelastungen insbesondere der Tourismus sowie die Erholungsfunktion von Natur betroffen. Eine Vielzahl von Studien belegt die positive psychologische Wirkung der Natur und ihrer Funktion als Raum für das Ausüben von Sport (MUES 2012; GEBHARD 2010). Die Landschaft kann durch Stickstoffbelastungen jedoch homogener werden. Das Pflücken von „bunten Sommerblumensträußen“ am Wegesrand von Äckern fällt als Folge der Überdüngung der Wegränder durch unpräzise Ausbringung weg. Auch die Qualität der Badegewässer sinkt durch Veralgung infolge von Eutrophierung. Das Baderlebnis in natürlichen Gewässern und die Naturerfahrung vielfältiger Lebensräume und Arten als wichtiger Teil der menschlichen Gesundheit können dadurch seltener werden (MUES 2012; MARTENS und BAUER 2011). Für naturorientierte Menschen, die einen Urlaub in den Alpen planen, ist zum Beispiel das Vorhandensein eines Schutzgebietes wichtig, um ihre Ansprüche an einen Urlaub zu erfüllen (PRÖBSTL-HAIDER et al. 2014).

Tabelle 3-9

Reduzierung der Ökosystemleistungen durch Stickstoffeinträge

Sektoren	Indirekte Triebkräfte	Direkte Triebkräfte	Möglicher Verlust von Ökosystemleistungen
Landwirtschaft	Intensivierung der Landwirtschaft durch Gemeinsame Agrarpolitik (GAP), Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG), Biokraftstoffquotengesetz global steigende Nachfrage nach Proteinen	Nährstoffbelastung terrestrischer und aquatischer Ökosysteme	<p>Terrestrisch: Ressourcen für Pflanzen- und Tierzucht, Bestäubung, biologische Schädlingsbekämpfung, Aufrechterhaltung/Regulierung der Nährstoff-Kreisläufe im Boden, Aufrechterhaltung/Regulierung des Wasserhaushalts Wasserreinigung Erosionsschutz Ökotourismus (Artenvielfalt und -seltenheit, regionale Produkte, Landschaftsästhetik)</p> <p>Süßwasser: Trinkwasserqualität, Grundwasserqualität, Fischerei (Veränderung der Artenspektren), Tourismus (Qualität der Badegewässer, Angeltourismus, regionale Produkte, Landschaftsästhetik)</p> <p>Meere: Fischerei (Veränderung der Artenspektren), Tourismus (Qualität der Badegewässer, Angeltourismus, regionale Produkte)</p>
Fischerei	Intensivierung der Fischerei/Aquakultur durch EU-Fischereipolitik, global steigende Nachfrage nach Proteinen	Negative Auswirkungen der Aquakultur z. B. Eutrophierung durch Futtermittelüberschüsse	Fischerei (Veränderung der Artenspektren)
Mobilität	Ausweitung der Infrastruktur (Straßen, Schienen, Wasserwege) Bundesverkehrswegeplan, Transeuropäische Netze	Belastung durch Stickstoffoxide der Verbrennungsmotoren	Landschaftsästhetik weitere mögliche Verluste s. a. Sektor Landwirtschaft
Energie	Emissionen von Verbrennungen für Strom, Wärme, Mobilität Bioenergieanlagen	Nährstoffbelastung	weitere mögliche Verluste s. a. Sektor Landwirtschaft

3.4.6 Monitoring und Indikatoren

178. Das Zusammenspiel von abiotischen und biotischen Faktoren in einem Ökosystem sollte in einem medienübergreifenden und interdisziplinären Monitoring erfasst werden (SRU 2012, Kap. 10). Im Verbund mit der Biodiversitätsforschung können so die Zusammenhänge und Wechselwirkungen innerhalb ökologischer Systeme sowie zwischen anthropogenen Faktoren und Umweltveränderungen verdeutlicht werden (MARQUARD et al. 2012). In Bezug auf die Einträge reaktiver Stickstoffverbindungen und deren Wirkungen erfolgt ein Monitoring jedoch – durch die im Zeitverlauf getrennte Entwicklung der rechtlichen Grundlagen (SRU 2012, Kap. 10) – überwiegend nach Kompartimenten getrennt. Dies gilt insbesondere für den terrestrischen und den aquatischen Naturschutz, der erst in den letzten Jahren Synergien im Monitoring im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie wahrnimmt.

Monitoring der Luft

179. Die Monitoringdaten für die Luftqualität stammen aus den Luftmessnetzen der Länder und des Bundes. Alle Daten der Messprogramme der derzeitigen und auch der historischen Stationen sind in der Datenbank der bundesweiten Luftmessstationen recherchierbar (UBA 2014g).

Die Luftmessnetze der Bundesländer mit ihren circa 640 Messcontainern erfüllen die Überwachungspflichten aus dem EU-Recht und ihre Umsetzung in deutsches Recht. Ziel dieser Luftmessnetze ist die lokale und regionale gesetzliche Überwachung der Luftqualität sowie anlagenbezogene Messungen (UBA 2013i). Die durch die Länder erhobenen Depositionsdaten für das ICP Forests (unter dem Dach des Genfer Luftreinhalteabkommens der UNECE) werden vom Thünen-Institut in einer Datenbank für Deutschland zusammengeführt (BMEL 2014).

Das Luftmessnetz des Umweltbundesamtes, das sieben Messstationen in Reinluftgebieten umfasst, erfüllt Messaufträge im Rahmen internationaler Protokolle und Abkommen. Dazu zählen das EMEP- und das Integrated-Monitoring-Messprogramm (vgl. Tz. 181) der Genfer Luftreinhaltekonvention, das Global Atmosphere Watch (GAW – Globale Überwachung der Atmosphäre) der UN-Weltmeteorologieorganisation und die Erfassung der Stoffeinträge in Nord- und Ostsee aus der Luft im Rahmen der Übereinkommen zum Schutz der Ostsee und zum Schutz des Nordostatlantiks. Dazu kommen die Hintergrundmessverpflichtungen aus der EU-Gesetzgebung und deren Umsetzung in deutsches Recht sowie die wissenschaftliche Unterstützung bei der Vorbereitung und Erfolgskontrolle von Luftreinhaltemaßnahmen (UBA 2013i).

Monitoring des Bodens

180. Zur Datenerhebung des allgemeinen Bodenzustands und des Stickstoffhaushalts im Boden bestehen in Deutschland dauerhaft eingerichtete Monitoringprogramme mit repräsentativ ausgewählten Standorten (s. Tab. 3-10). Daneben werden in unregelmäßigen

Abständen rasterbasierte Erhebungen des Bodenzustands durchgeführt. Die Programme arbeiten jedoch nach in unterschiedlichem Maß zwischen den Beteiligten abgestimmten Grundsätzen (Ressorts Umwelt, Forst, Landwirtschaft und Wirtschaft sowie Forschungseinrichtungen und Universitäten). Informationen über Bodendaten und zum Bodenzustand sind daher uneinheitlich und liegen verteilt an vielen Stellen vor. Darüber hinaus werden in den Programmen jeweils unterschiedliche nutzungs- und umweltbezogene Ziele verfolgt. Sie orientieren sich überwiegend an den Zielen der Luftreinhaltung, der Waldbewirtschaftung oder des Bodenschutzes.

Für den Betrieb der Messflächen der Boden-Dauerbeobachtung und der forstlichen Monitoring- und Erhebungsprogramme inklusive ICP Forests sind die Länder zuständig. Die landwirtschaftlichen Dauerfeldversuche sind an landwirtschaftlichen Forschungseinrichtungen des Bundes und der Länder sowie an Universitäten angesiedelt (KAUFMANN-BOLL et al. 2011).

Tabelle 3-10

**Monitoring und laufende bodenbezogene Messaktivitäten
in Deutschland**

		Anzahl der Standorte in Deutschland
International	ICP Forests, Large Scale-Untersuchungen (Level I)	ca. 420
	ICP Forests, Intensiv-Untersuchungen (Level II)	88
Bund/ Länder	Bodenzustandserhebung Wald (BZE Wald)	1.950
	Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (BZE Landwirtschaft)	ca. 4.000
	Basis-Boden-Dauerbeobachtung (Basis-BDF)	699
	Intensiv-Boden-Dauerbeobachtung (Intensiv-BDF)	92
	Agrarmeteorologische Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD)	ca. 500
	Umweltprobenbank des Bundes – Probenart Boden	11
Forschung	Landwirtschaftliche Dauerfeldversuche	ca. 30
	Feldlysimeter	45
Grau hinterlegt = Intensiv-Erhebung; alle übrigen = Basis-Erhebungen SRU/SG 2015/Tab. 3-10; Datenquelle: KAUFMANN-BOLL et al. 2011		

Neben den in Tabelle 3-10 aufgeführten Programmen werden in den Bundesländern weitere Erhebungen des Bodenzustands durchgeführt, zum Beispiel zur Ermittlung landesweiter Hintergrundwerte für Schadstoffe in Böden. Zusätzlich werden zum Teil auf europäischer Ebene sowie in einzelnen Bundesländern in unterschiedlichen Projekten Daten zum Zustand des Bodens erhoben (z. B. Humusmonitoring NRW: KAUFMANN-BOLL et al. 2011).

Zur Erfassung und Bewertung des stofflichen Bodenzustandes sowie um Trendaussagen treffen und eine Erfolgskontrolle von Boden- und Umweltschutzmaßnahmen leisten zu können, werden in Deutschland das Bodendauerbeobachtungsprogramm der Bundesländer

sowie die Bodenzustandserhebungen Wald und Landwirtschaft (BZE Wald und BZE Landwirtschaft) betrieben. Damit die beobachtete Belastung von der natürlichen Stoffbelastung unterschieden werden kann, gibt es die sogenannten Hintergrundwerte, auf deren Basis der Stoffzustand von Böden bewertet werden kann (LABO 2003)

Aufgrund der unterschiedlichen Erhebungsmethoden und der zum Teil unzureichenden Datenmengen sind die vorhandenen Daten zu Boden und Bodenbiodiversität unzureichend und die Wissensbasis sollte verbreitert werden (vgl. SRU 2008, Tz. 534; RÖMBKE et al. 2013). Darüber hinaus sollten die Daten zentral koordiniert werden (vgl. KAUFMANN-BOLL et al. 2011).

Daten zur Beurteilung des Einflusses von stofflichen und nicht-stofflichen Belastungen auf Bodenorganismen und zur Festlegung von Schwellenwerten für die Beurteilung solcher Zustände fehlen. RÖMBKE et al. (2012) empfehlen die Weiterentwicklung eines bundesweiten nachhaltigen Monitorings für Bodenorganismen, das auch biologische Zielstellungen wie den Stickstoffgehalt, das Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis und die maximale Wasserhaltekapazität enthält. Dabei sollte die Erhebung einer repräsentativen Datengrundlage zur Referenzwertentwicklung für die relevanten Biotoptypen weiterverfolgt werden. Die Autoren kommen zu dem Schluss, dass die Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) dazu ein geeignetes Grundraster darstellen.

Monitoring der terrestrischen biologischen Diversität

181. Es gibt in Deutschland derzeit kein umfassendes Biodiversitätsmonitoring, welches den Zustand der Biodiversität in ihren wichtigsten Kompartimenten abbildet (SRU 2012), obwohl die Biodiversität als „existenzielle Grundlage für das menschliche Leben“ anerkannt wird (BMU 2007, S. 9). Die unzureichende Datenlage erlaubt es der Politik nicht, die Entwicklung der Vorkommen und Populationen von stickstoffliebenden und stickstoffmeidenden Arten fundiert zu bewerten. Die vorhandenen Monitoringprogramme sind bisher für eine angemessene Politikberatung und eine wissenschaftlich fundierte Darstellung des Zustandes der Biodiversität nicht ausreichend.

Besonders relevant für die Beurteilung der Belastungen mit reaktiven Stickstoffverbindungen ist das medienübergreifende Monitoring, wie es im Rahmen des ICP Integrated Monitoring (International Cooperative Programme on Integrated Monitoring of Air Pollution Effects on Ecosystems) der UNECE zum Beispiel im Bayerischen Wald und der Messstelle Neuglobsow-Stechlinsee stattfindet (BEUDERT et al. 2007; BEUDERT und BREIT 2014; 2013; 2012; 2011; 2010; SCHULTE-BISPING und BEESE 2014; 2013; 2012; 2011). Im bestehenden FFH-Monitoring fehlen bislang die stofflichen Aspekte, die eine dezidierte Ursachenanalyse der Trends in der Qualitätsentwicklung von Lebensraumtypen und von Populationsentwicklungen möglich machen würden (vgl. Abschn. 3.4.4).

In Zusammenarbeit zwischen dem Bundesamt für Naturschutz (BfN) und dem Umweltbundesamt (UBA) wurde durch Korrelationsanalyse geprüft, die Daten aus dem Monitoring zum HNV-Farmland-Indikator („High Nature Value“-Farmland-Indikator) mit den Daten zur Stickstoffdeposition des UBA zu verschneiden, um ein integrierendes Stickstoffmonitoring zu erreichen. Die Analyse gab Hinweise darauf, dass hohe Werte an deponiertem Stickstoff mit niedrigen Anteilen an HNV-Farmlandflächen korreliert sind. „Diese Hinweise sind aber weder in ihrer Stärke noch in ihrer räumlichen Verteilung so zwingend, dass ein einfacher kausaler Zusammenhang zwischen den beiden Eingangsgrößen damit postuliert werden kann“ (FUCHS 2012). Vegetationskundliche Untersuchungen für HNV-Grünlandflächen zeigen jedoch eindeutig eine Abnahme der Ellenberg'schen Zeigerwerte für Stickstoff (vgl. Tz. 146) auf höherwertigen Flächen (GOLDBERG 2013).

Die Datenbasis des öffentlichen Fachinformationssystems FloraWeb des BfN über die wild wachsenden Pflanzenarten wurde im Februar 2014 durch das Onlineportal VegetWeb mit Informationen über Pflanzengesellschaften und die natürliche Vegetation Deutschlands ergänzt und aktualisiert (www.floraweb.de). In einer übergreifenden Auswertung soll dann aus den Vegetationsdaten ein räumlicher Gradient auf der Grundlage der Stickstoffzahl der Ellenberg'schen Zeigerwerte mit der räumlichen Verteilung der Stickstoffdeposition korreliert werden. Die Korrelation könnte dann eventuell Hinweise auf den Einfluss der Stickstoffdeposition auf die Gefäßpflanzen bzw. die Vegetation geben (FROMMER et al. 2012).

Monitoring der aquatischen Lebensräume

182. Die beiden wichtigsten Monitoringprogramme, um die Belastungen der aquatischen Umwelt mit Stickstoff zu dokumentieren und die Wirksamkeit ergriffener Maßnahmen zur Belastungsminderung zu überwachen, sind die Monitoringprogramme zur Umsetzung der Nitratrichtlinie und zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Nach Artikel 5 Nitratrichtlinie müssen die Mitgliedstaaten, die wie Deutschland die Ziele der Richtlinie auf das gesamte Gebiet anwenden, den Nitratgehalt der Gewässer (Oberflächengewässer und Grundwasser) an ausgewählten Messstellen, an denen der Grad der Nitratverunreinigung der Gewässer aus landwirtschaftlichen Quellen festgestellt werden kann, überwachen (Art. 5 Abs. 6 Nitratrichtlinie). Dieses Messprogramm dient der Beurteilung der Wirksamkeit der in Artikel 5 vorgesehenen Aktionsprogramme. Außerdem müssen alle vier Jahre die Nitratkonzentrationen an Messstellen, die für die Oberflächengewässer und die Grundwasservorkommen der Mitgliedstaaten repräsentativ sind, gemessen werden (Art. 6 Nitratrichtlinie). Somit wird in Deutschland zwischen einem sogenannten Belastungsmessnetz und einem repräsentativen Messnetz, welches auch der Berichterstattung an die Europäische Umweltagentur (EUA-Messnetz) dient, unterschieden. Ersteres bildet primär die Hotspots der Nitratbelastungen durch die Landwirtschaft ab und dient der Überwachung der Wirksamkeit der Aktionsprogramme. Letzteres gibt einen Überblick über die Gesamtsituation der Oberflächengewässer und der oberflächennahen Grundwasserkörper in Deutschland (BANNICK et al.

2008). Alle vier Jahre sind die Mitgliedstaaten verpflichtet, neben anderen Informationen die Ergebnisse dieser Monitoringprogramme an die Europäische Kommission zu senden (Art. 10 Nitratrictlinie).

183. Die Wasserrahmenrichtlinie sieht die Erstellung von Überwachungsprogrammen vor, die das Ziel haben, einen umfassenden und zusammenhängenden Überblick über den Zustand der Oberflächengewässer, der Grundwasserkörper sowie der wasserabhängigen Ökosysteme zu erhalten (Art. 8 WRRL). Hierfür sind folgende Überwachungsarten vorgesehen:

- Überblicksüberwachung zur Bewertung des Gesamtzustands in jedem (Teil-)Einzugsgebiet; weitmaschig; alle Qualitätskomponenten werden gemessen,
- operative Überwachung zur Zustandsbewertung der Wasserkörper, die die Umweltziele möglicherweise nicht erreichen; engmaschig; nur Auswahl von Qualitätskomponenten werden gemessen und
- Überwachung zu Ermittlungszwecken; wenn Gründe für Belastung unbekannt sind oder zur Erfassung unbeabsichtigter Verschmutzungen.

In Deutschland wurden auf der Grundlage eines Konzepts, das von der LAWA entwickelt wurde, von den Bundesländern bzw. Flussgebietsgemeinschaften Überwachungsprogramme erarbeitet (BMU 2010b; LAWA 2003). Hierfür wurden bestehende Messprogramme an die Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie angepasst bzw. zusammengeführt und zum Teil neue Probenahme- und Bewertungsmethoden entwickelt (z. B. Bayerisches Landesamt für Umwelt o. J.-a; FGG Weser 2007). Besonderer Aufwand war unter anderem für die Standardisierung des ökologischen Monitorings beispielsweise zur Fischfauna erforderlich.

Wie man in Tabelle 3-11 sehen kann, liegt der Schwerpunkt bei den Oberflächengewässern in der operativen Überwachung, bei den Grundwasserkörpern in der mengenmäßigen Überwachung. Die operative Überwachung erfolgt einmal jährlich, die Überblicksüberwachung dagegen mindestens einmal pro Bewirtschaftungszyklus (sechs Jahre) (BMU 2010b). Die Überwachung der Grundwassermenge hat zum Ziel, sowohl lang- als auch kurzfristige Veränderungen abzubilden.

Tabelle 3-11

**Zahl der Monitoringmessstellen in Deutschland
zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie**

Überwachungsart	Flüsse	Seen	Übergangsgewässer	Küsten-gewässer	Grundwasser
Überblicksüberwachung	290	67	5	32	5.500
operative Überwachung	7.252	449	20	100	3.900
Überwachung zu Ermittlungszwecken ¹ / Ermittlung des mengenmäßigen Zustands ²	375	0	0	0	9.000
¹ = nur für Oberflächengewässer ² = nur für Grundwasserkörper Quelle: BMU 2010b, verändert					

Im Rahmen dieses Gutachtens wird auf die Ausgestaltung der genannten Monitoringprogramme nicht im Detail eingegangen und diese werden nicht bewertet. Exemplarisch soll nur auf die folgenden Aspekte hingewiesen werden, die bei den bestehenden Programmen überprüft werden sollten. Es gibt Anhaltspunkte dafür, dass mit den genannten Programmen zwar eine Gesamtschau möglich ist, diese aber für die Ermittlung und Kontrolle von Maßnahmen vor Ort nicht immer feinkalig genug sind. Ein Problem scheint auch zu sein, dass Kleinstgewässer oft nicht ausreichend mit überwacht werden (Tz. 365). Außerdem werden organische Stickstoffverbindungen in den meisten Fällen nicht routinemäßig überwacht. Darüber hinaus fehlt ein standardisiertes Monitoringprogramm für die Biologie von Grundwasserkörpern. Dafür wäre es erforderlich, geeignete Indikatoren für die Beurteilung des Zustands des Grundwasserökosystems zu identifizieren und Referenzwerte festzulegen (BANNICK et al. 2008; NWANKWOALA 2012).

Für die Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie 2008/56/EG wurde bereits ein Entwurf eines Rahmenkonzepts für ein Überwachungsprogramm der nationalen Meeresgewässer erarbeitet (Bund/Länder-Messprogramm Meeresumwelt 2013). Bestehende Monitoringverpflichtungen, die sich zum Beispiel auf den Entscheidungen und Empfehlungen der regionalen Meereschutz-Übereinkommen – dem OSPAR- und Helsinki-Übereinkommen – oder der FFH-Richtlinie ergeben, fließen in dieses Monitoringkonzept mit ein. Bestandteil dieses Monitoringprogramms ist auch die Überwachung der Eutrophierung anhand von Nährstoffkonzentrationen und Nährstoffeinträgen sowie Eutrophierungseffekten. Indikatoren bzw. Indikatorengruppen für letzteres stellen beispielweise die Entwicklung des Phytoplanktons oder der Sauerstoffgehalt im Wasser dar. Wichtig für die Realisierung dieses Monitoringprogramms ist die langfristige Bereitstellung der dafür erforderlichen Ressourcen.

Indikatoren

184. Um Veränderungen der biologischen Diversität durch reaktive Stickstoffeinträge erfassen zu können, gibt es verschiedene Indikatoren auf internationaler, europäischer und nationaler Ebene (Abschn. 7.4.3).

In Umsetzung und Konkretisierung des Übereinkommen über die biologische Vielfalt wurden unter der Federführung der Europäischen Umweltagentur (EEA) 26 spezifische Indikatoren im Rahmen des Programms SEBI 2010 (Streamlining European 2010 Biodiversity Indicators) entwickelt (EEA 2007). Status und Trends der Komponenten der biologischen Diversität werden in den ersten sechs Indikatoren abgedeckt (ohne die zwei Gebietsschutz betreffenden Indikatoren). Als Stickstoffindikator wird hier die Überschreitung der Critical Loads für Stickstoffdepositionen in semi-natürlichen Lebensräumen berichtet (Critical load exceedance for nitrogen (SEBI 009); EEA 2010b). Er zeigt, dass im Jahr 2004 für die EU-25 etwa 47 % der natürlichen und naturnahen Ökosysteme durch Stickstoffdeposition eutrophiert waren. Weiterhin sind die Indikatoren SEBI 015 „Nutrients in transitional, coastal and marine waters“ und SEBI 019 „Agriculture: nitrogen balance“ relevant für die Einschätzung der eingetragenen Mengen reaktiven Stickstoffs aus der Landwirtschaft in Europa (EEA 2012). Der Indikator SEBI 015 zeigt, dass 85 % der Messstationen keine Änderungen der Gehalte von oxidiertem Gesamtstickstoff zeigten. Bei Änderungen waren Abnahmen häufiger als Zunahmen, so auch in Deutschland (EEA 2010c). Der Indikator SEBI 019 zeigt zum Beispiel, dass zwischen 1995 und 2004 die Gesamtmenge Stickstoff, die auf die landwirtschaftliche Fläche Deutschlands aufgetragen wurde, von fünf auf vier Millionen Tonnen gesunken ist (EEA 2010a). Eine zusammenschauende Betrachtung zwischen Erhaltungszustand der biologischen Diversität in den verschiedenen Ökosystemen und Belastungen mit reaktiven Stickstoffverbindungen ist durch das Indikatorensystem nicht möglich.

Für die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt wurde ein Indikatorenset entwickelt (BMU 2010a). Im Bereich der Zustandsindikatoren sind fünf Indikatoren für die Komponenten der biologischen Diversität relevant. Der Indikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“, der auch im Rahmen der Nachhaltigkeitsstrategie berichtet wird, beschränkt sich auf die Zielerreichung im Bereich von Arten (bisher nur Brutvögel) in sechs Hauptlebensraumtypen. Der Indikator „Gefährdete Arten“ ist ein Index zur vorgenommenen Einstufung ausgewählter Arten in die Kategorien bundesweiter Roter Listen. Der Indikator „Erhaltungszustand der FFH-Lebensräume und FFH-Arten“ basiert auf den Daten des Monitorings nach der FFH-Richtlinie über den Erhaltungszustand der Schutzgüter. Die Indikatoren „Zustand der Flussauen“ (Index über die Bewertungen des Auenzustandes von 79 im Auenzustandsbericht erfassten Flussauen) und „Ökologischer Gewässerzustand“ (Anteil der Wasserkörper in einem guten oder sehr guten Zustand) decken den aquatischen Bereich ab (ACKERMANN et al. 2013; SUKOPP et al. 2010; BMU 2010a). Die ersten vier Indikatoren liegen im Zielerreichungsgrad von 50 % bis < 80 % und damit noch weit vom Zielbereich (100 %) entfernt.

Der Indikator „Zustand der Flussauen“ steht nicht in unmittelbarem Zusammenhang mit den Wirkungen von Einträgen reaktiver Stickstoffverbindungen. Der Indikator „Ökologischer Gewässerzustand“ zeigt einen Zielerreichungsgrad unter 50 % und liegt somit noch sehr weit vom Zielbereich (100 %) entfernt (ACKERMANN et al. 2013, Tab. 30)

Für den Aspekt der wirtschaftlichen Nutzungen gibt der Indikator „Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert“ Hinweise auf extensiv genutzte also nährstoffarme Landwirtschaftsflächen (Zielerreichung zwischen 50 % und < 80 %). Daneben umfasst das Set auch zwei direkte Stickstoffindikatoren: „Stickstoffüberschuss der Landwirtschaft“ (Zielerreichung zwischen 50 % und < 80 %) sowie „Eutrophierende Stickstoffeinträge“. Letzterer gibt Auskunft über den Anteil der bewerteten Flächen empfindlicher Ökosysteme ohne Überschreitungen der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge und liegt im Zielerreichungsgrad von 50 % bis < 80 % (ACKERMANN et al. 2013, Tab. 30). Die Indikatoren der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt mit Bezug zur Stickstoffproblematik, deren Zielwerte und die Kernaussagen sind in Tabelle 7-2 dargestellt.

Eine zusammenschauende Betrachtung des Erhaltungszustands der biologischen Diversität in den verschiedenen Ökosystemen und der Belastungen mit reaktiven Stickstoffverbindungen ist durch das nationale Indikatorenset nicht möglich.

3.5 Klimawandel

185. Der Stickstoffkreislauf ist eng mit dem globalen Klima verbunden. Durch biologische und chemische Prozesse in terrestrischen und aquatischen Ökosystemen sowie der Atmosphäre verändern reaktive Stickstoffverbindungen die Klimabilanz. Lachgas ist eines der Haupttreibhausgase und an der Zerstörung der Ozonschicht beteiligt. Darüber hinaus haben reaktive Stickstoffverbindungen indirekte Effekte auf die Treibhausgase Kohlendioxid, Methan und Ozon sowie auf die Bildung klimawirksamer Aerosole. Die Effekte können dabei sowohl erwärmend als auch abkühlend sein (BUTTERBACH-BAHL et al. 2011b; vgl. Abb. 3-27).

In Bewertungen zur Klimawirksamkeit von anthropogenen Stickstoffemissionen wird der Fokus auf Lachgas gelegt, das für 6,2 % des anthropogenen Treibhauseffekts verantwortlich ist. Die weiteren indirekten Effekte von reaktiven Stickstoffverbindungen sind bisher nur mit gewissen Unsicherheiten anzugeben (ZAEHLE et al. 2011; GALLOWAY et al. 2008; SHINDELL et al. 2009; BUTTERBACH-BAHL et al. 2011b; IPCC 2014). Sie sind zum Teil, insbesondere aufgrund des kurzfristigen und eher lokalen Einflusses auf das Klima, wissenschaftlich umstritten (IPCC 2014).

Abbildung 3-27

Wichtige Einflüsse reaktiver Stickstoffverbindungen auf die Klimabilanz



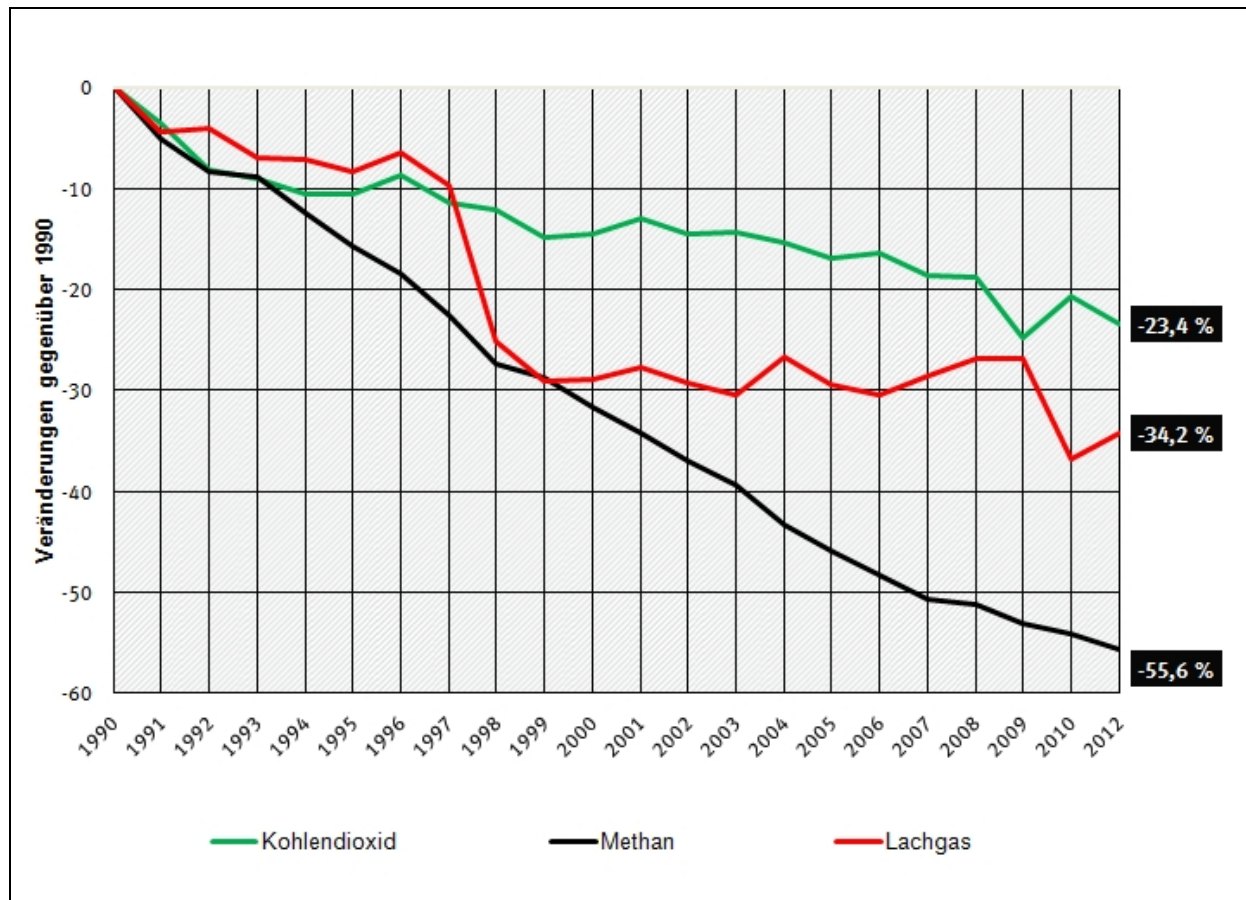
SRU/SG 2015/Abb. 3-27; Datenquelle: BUTTERBACH-BAHL et al. 2011b

Lachgas als Treibhausgas

186. Der anthropogene Klimawandel wird durch einen bisher ungebremsen Anstieg der Treibhausgasemissionen angetrieben. Gründe hierfür sind der anhaltende Ausbau fossiler Energiesysteme, Landnutzungen und Landnutzungsänderungen. Der Anteil der wesentlichen Treibhausgase an den Emissionen betrug in Deutschland im Jahr 2011 für Kohlendioxid 87,05 %, für Lachgas 6,23 %, für Methan 5,33 % und für Schwefelhexafluorid (SF_6) 0,38 % (UBA 2013l). Ein Abschwächen des Klimawandels setzt daher eine veränderte Energieversorgung und veränderte Landnutzungssysteme voraus, also auch eine aktive Gegensteuerung in Bezug auf die Stickstoffemissionen. Lachgas ist im Vergleich zu Kohlendioxid 265-mal klimawirksamer (UBA 2014f). Die Lachgaskonzentration in der Atmosphäre ist um 20 % von circa 270 ppb (parts per billion) in vorindustrieller Zeit auf 322 bis 323 ppb im Jahre 2010 gestiegen (Deutscher Wetterdienst 2013). Im Jahre 2005 waren etwa 10 % des anthropogenen Strahlungsantriebes (Maß für die Klimawirksamkeit) auf Lachgas zurückzuführen (IPCC 2007a). Nach erfolgreichen Minderungsmaßnahmen für ozonabbauende Stoffe, wie zum Beispiel Fluorkohlenwasserstoffe und Halone, ist Lachgas inzwischen die hauptverantwortliche Verbindung für die Zerstörung der Ozonschicht (BAFU 2014; vgl. Tz. 123).

Abbildung 3-28

Trend der Emissionen von Kohlendioxid, Methan und Lachgas in Deutschland (Veränderung gegenüber 1990)



Quelle: UBA 2013I

Der Trend der Emissionen von Lachgas ist leicht negativ (Abb. 3-28; vgl. Abschn. 3.2.2). Nach Angaben des Deutschen Wetterdienstes (2013) gehen etwa 40 % des in die Atmosphäre emittierten Lachgases auf anthropogene Quellen zurück, der Rest stammt aus natürlichen Quellen. Von diesen vom Menschen verursachten Emissionen entstehen rund 60 % in der Landwirtschaft (WOLF et al. 2010).

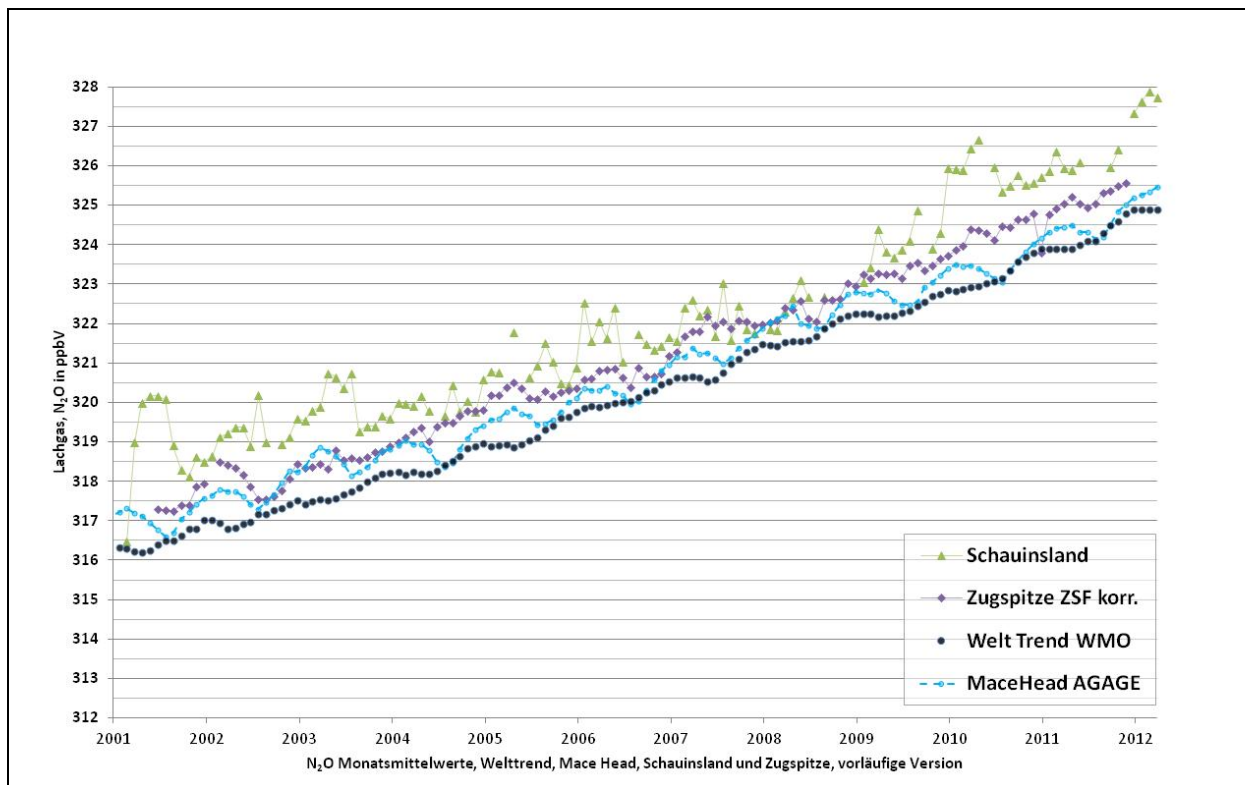
Durch den größeren Anteil von Landflächen auf der Nordhalbkugel und die Anwendung von Mineraldünger in den mittleren Breiten entsteht ein Nord-Süd-Gradient der Konzentrationen in der Atmosphäre (Deutscher Wetterdienst 2013). Trotz der bisher erreichten Emissionsminderungen (s. Abb. 3-28) ist aufgrund der langen Verweildauer von Lachgas in der Atmosphäre eine Umkehr des ansteigenden Konzentrationstrends bislang nicht erkennbar (Abb. 3-29).

Wahrscheinlich stammen mindestens 10 % der globalen Lachgasemissionen aus Flusssystemen. Diese Emissionen können direkt auf städtische Abwässer und die verstärkte Nutzung von Stickstoffdüngern zurückgeführt werden, die über den Boden in die Gewässer gelangen und dort zu Lachgas umgewandelt werden (BEAULIEU et al. 2011). Auch die so-

genannten Todeszonen der Ozeane spielen bei der Lachgasfreisetzung eine Rolle. Die Lachgasproduktion kann hier 10.000-mal mehr als normalerweise für Meerwasser betragen. Weltweit betrifft dies circa 10 % des Wasservolumens (s. Tz. 164). Sollte sich der Bereich der Todeszonen weiter ausdehnen, werden auch die Lachgasemissionen aus den Meeren ansteigen (CODISPOTI 2010). In der Ostsee wuchsen die Todeszonen beispielsweise in den letzten 110 Jahren von 5.000 auf 60.000 km² an (CARSTENSEN et al. 2014).

Abbildung 3-29

Lachgaskonzentrationen in situ für Deutschland, Irland und gemittelter globaler Trend



Daten für Deutschland: Schauinsland und Zugspitze (Messungen des UBA),
für Irland: Mace Head (Advanced Global Atmospheric Gases Experiment – AGAGE),
gemittelter globaler Trend: Weltdatazentrum für Treibhausgase (WDCGG) der World Meteorological
Organization (WMO), Tokyo)

Quelle: Mitteilung des UBA vom 17. November 2014

187. Weltweit trägt die Landwirtschaft nach Einschätzung der FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) circa 18 % zu den Treibhausgasemissionen bei, in Deutschland sind es circa 13 % (BMELV 2011, Tz. 139). Die Herstellung und Bereitstellung von Vorleistungen für die deutsche Landwirtschaft verursachten im Jahr 2005 Treibhausgasemissionen in Höhe von etwa 45 Mt CO₂-Äquivalenten. Hierzu zählen Dünge- und Futtermittel als wichtigste Einzelpositionen, inklusive Emissionen durch Vorleistungen wie Stickstoffmineraldünger und proteinreiche Futtermittel, die importiert werden (Tab. 3-12). Die eigentliche Landwirtschaft sowie die landwirtschaftliche Flächennutzung verursachten Treibhausgasemissionen in Höhe von rund 111 Mt CO₂-Äquivalenten, darunter etwa 37 Mt

CO₂-Äquivalente Lachgasemissionen aus der Düngung landwirtschaftlicher Böden und aus landwirtschaftlichen Stickstoffüberschüssen (BMELV 2008; Tab. 3-12; vgl. Abschn. 3.2.2).

2012 stammten 77 % der Lachgasemissionen in Deutschland aus der Landwirtschaft (Tab. 3-4). Lachgasemissionen entstehen hauptsächlich in der Bodenbewirtschaftung. Dabei spielt die Verfügbarkeit von Stickstoff, zum Beispiel von Nitrat oder Ammonium über die Stickstoffdüngung, eine entscheidende Rolle (GENSIOR et al. 2012). Circa 12 % des Lachgases entstehen bei der landwirtschaftlichen Nutzung von Moorböden (BLAG 2012). Die indirekten Lachgasemissionen, die durch Auswaschung und Oberflächenfluss infolge von Landnutzungsänderungen entstehen, werden erst ab 2015 mit der Einführung neuer Berichterstattungsregeln erfasst werden (GENSIOR et al. 2012).

Im Vergleich der Treibhausgasemissionen der konventionellen Landwirtschaft zu biologischem Anbau sind insbesondere die Lachgasemissionen in der biologischen Landwirtschaft geringer (Rodale Institute 2013; HÜLSBERGEN und SCHMID 2010).

Tabelle 3-12

**Treibhausgasemissionen in der deutschen Agrarwirtschaft
(in Mt CO₂-Äquivalenten; in 2005)**

Emissionsquellen	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	insgesamt
Vorleistungen aus der Landwirtschaft				45,3
Strom	3,0			3,0
Dünger	8,4		7,9	16,3
Futtermittel	-	-	-	13,0
Maschinen, Gebäude, andere Vorleistungen	13,0			13,0
Landwirtschaft				111,6
Direkter Energieverbrauch (Land- und Forstwirtschaft, Fischerei)	6,4	0,03	0,03	6,5
Verdauung		18,3		18,3
Wirtschaftsdüngermanagement		5,0	3,0	8,0
Landwirtschaftliche Böden		- 0,6	37,8	37,2
Landnutzung/Landnutzungswandel: Ackerland	25,0			25,0
Landnutzung/Landnutzungswandel: Grünland	16,6			16,6
CO ₂ =Kohlendioxid, CH ₄ =Methan, N ₂ O=Lachgas Quelle: BMELV 2008				

Weitere Effekte reaktiver Stickstoffverbindungen auf die Klimabilanz

188. Neben dem direkten Treibhauseffekt von Lachgas können reaktive Stickstoffverbindungen auch indirekt auf das Klima wirken (vgl. Abb. 3-27). Im Folgenden sollen die wichtigsten indirekten Effekte auf das Klima kurz dargestellt werden:

- Durch den intensivierten Stickstoffkreislauf werden große Mengen an Ammoniak- und Nitratemissionen aus der Landwirtschaft über die Luft und den Wasser-Bodenpfad verfrachtet und können so in terrestrischen Ökosystemen einen positiven Einfluss auf das Wachstum haben. Durch diesen Düngeeffekt wachsen beispielsweise europäische Wälder etwa 5 bis 10 % schneller als vor fünfzig Jahren. Dies führt zu einem höheren Einbau von Kohlendioxid in die Biomasse und damit zu einer verminderten Kohlendioxidkonzentration in der Atmosphäre (BUTTERBACH-BAHL et al. 2011b). So trägt der anthropogene Stickstoffeintrag nach ZAEHLE et al. (2011) zu etwa 20 % zur Netto-Kohlendioxidaufnahme zwischen 1996 und 2005 in Landökosystemen bei.
- Hohe Ammoniuminträge über die Luft (z. B. aus der Landwirtschaft) in terrestrische Ökosysteme reduzieren erheblich die Methanaufnahme in Waldböden und können somit sekundär zu einem stärkeren Konzentrationsanstieg dieses Klimagases in der Erdatmosphäre beitragen. STEUDLER et al. (1989) und BUTTERBACH-BAHL und KIESE (2005) gehen durch diesen Effekt von einer verminderten Methanaufnahme in Waldböden von etwa 33 bis 40 % aus. Das Treibhauspotenzial von Methan ist im Vergleich zu Kohlendioxid 21-mal größer (UBA 2011b).
- Stickstoffoxidemissionen (NO_x) aus Verbrennungsprozessen sind eine Vorläufersubstanz für troposphärisches Ozon (O_3) (vgl. Tz. 124) – eines der wichtigsten Treibhausgase – und wirken über diesen Pfad erwärmend auf das Klima (UBA 2009b; IPCC 2007b). Die Lebensdauer der Ozonmoleküle ist mit Tagen bis wenigen Wochen im Vergleich zu den anderen direkt emittierten Treibhausgasen relativ gering.
- Troposphärisches Ozon reagiert jedoch auch in der Atmosphäre mit dem Treibhausgas Methan, vermindert somit dessen Lebensdauer und hat damit auch abkühlende Effekte (BUTTERBACH-BAHL et al. 2011b).
- Ammoniak- und Stickstoffoxide sind Vorläuferstoffe für Feinstaub aerosole und haben, indem sie das Sonnenlicht in Richtung Weltraum reflektieren, einen kühlenden Effekt. Die Aerosole wirken außerdem durch ihre Beteiligung an der Entstehung von Wolken auch indirekt kühlend auf das Klima (sog. Albedo-Effekt) (EUA 2013; BUTTERBACH-BAHL et al. 2011b). Die Bildung von Feinstaub aerosolen ist stark von lokalen Stickstoffemissionen (vgl. Tz. 128) abhängig. Die Aerosole haben eine sehr geringe Lebenszeit von wenigen Stunden bis Tagen und der Transport erfolgt nicht so weiträumig wie bei den Treibhausgasen. Die Klimawirkung ist daher räumlich eng mit den Quellen der Emissionen verbunden. Neben Teilen der USA und China ist Europa einer der Belastungs-Hotspots. BUTTERBACH-BAHL et al. (2011b) haben gezeigt, dass die Feinstaub aerosolbildung über Europa direkt auf die europäischen Stickstoffemissionen zurückzuführen ist.

Beurteilung der Klimawirksamkeit reaktiver Stickstoffverbindungen

189. Die Autoren des „European Nitrogen Assessment“ haben erstmals eine umfassende Klimabilanz reaktiver Stickstoffverbindungen für Europa erstellt und kommen zu dem Schluss, dass die gesamten europäischen Stickstoffemissionen derzeit einen leicht kühlenden Effekt auf das Klima haben. Die Angaben sind allerdings mit einer großen Unsicherheit angegeben und schwanken von einem deutlich kühlenden bis zu einem leicht erwärmenden Einfluss. Den größten wärmenden Effekt haben demnach die Lachgasemissionen sowie die Bildung von troposphärischem Ozon aus Stickstoffvorläufersubstanzen, während der leichte Düngeeffekt und die Bildung von Feinstaub aerosolen durch Stickstoffverbindungen dem entgegen wirken (BUTTERBACH-BAHL et al. 2011b). Der Bericht sollte jedoch nur als ein erstes Zwischenergebnis angesehen und noch bestehende Unsicherheiten und Wissenslücken geklärt werden (Europäische Kommission – Generaldirektion Umwelt 2013, S. 17).

Insbesondere der exakte Beitrag der Feinstaub aerosole für die Klimabilanz ist noch mit großen Wissenslücken behaftet (IPCC 2014). Dies liegt zum einem daran, dass Feinstäube in Abhängigkeit von ihrer Zusammensetzung einen kühlenden oder wärmenden Effekt auf das lokale und globale Klima haben (IPCC 2013b). Schwarzer Kohlenstoff (Ruß, Carbon Black) aus der unvollständigen Verbrennung von fossilen Energieträgern absorbiert zum Beispiel die Sonnenstrahlung und hat damit einen wärmenden Einfluss. Andere Feinstäube wie Schwefel- oder Stickstoffverbindungen werfen jedoch das Sonnenlicht zurück und führen damit zu einer Temperaturabkühlung (EUA 2013; BUTTERBACH-BAHL et al. 2011b). Zum anderen ist die Lebensdauer von Feinstaub aerosolen, verglichen mit Kohlendioxid und Lachgas, gering. Die Vergleichbarkeit der jeweiligen Treibhauspotenziale (i. d. R. über einen Zeitraum von 100 Jahren) ist für solch kurzlebige Stoffe daher nicht sinnvoll (WBGU 2014).

Gerade langfristig könnte der intensivierter Stickstoffkreislauf zu einer Erwärmung beitragen, während die kühlenden Effekte im Vergleich dazu nur einen deutlich kürzeren Zeitraum betreffen (SUTTON et al. 2013).

190. Ein Entgegensteuern hinsichtlich der Klimaveränderungen erfordert einen integrierten Ansatz, der alle Stickstoffverbindungen einbezieht. Dabei ist es von Bedeutung, welche Treibhausgase oder klimawirksamen Stoffe reduziert werden. Während die kurzfristige Temperaturentwicklung entscheidend von kurzlebigen Stoffen wie Feinstaub aerosolen und troposphärischen Ozon bestimmt wird, ist die langfristige Temperaturentwicklung durch die Emissionen langlebiger Treibhausgase (z. B. Kohlendioxid und Lachgas) bestimmt (WBGU 2014). Die Reduktion von Lachgasemissionen hat einen direkten positiven Einfluss auf die Klimabilanz, der allerdings erst langfristig bemerkbar ist. Stickstoffoxide wirken hingegen auf mehreren Wegen auf die Klimabilanz. Eine Reduktion der Stickstoffoxidemissionen hätte beispielsweise durch die Verminderung der Konzentration troposphärischen Ozons auf der einen Seite kühlende Effekte, während auf der anderen Seite die Bedeutung der Stickstoff-

oxide für die Aerosolbildung und Lebensdauer von Methan den Klimaeffekt kurzfristig verstärken könnte (IPCC 2013a, S. 684).

191. Klimawirksame Stickstoffverbindungen und andere wichtige Treibhausgase haben oft dieselben Emissionsquellen, beispielsweise Ammoniak- und Methanemissionen aus der Tierhaltung sowie Stickstoffoxid- und Kohlendioxidemissionen aus der Verbrennung fossiler und biogener Energieträger (Tz. 269 f.). Eine Reduktion der anthropogenen Stickstoffemissionen würde daher auch gleichzeitig diese Klimagase betreffen und ebenfalls wirkungsvoll mindern.

192. Eine Minimierung der Belastung der Umwelt mit reaktiven Stickstoffverbindungen ist jedoch nicht nur aus Klimasicht geboten. Viele dieser Verbindungen, die das Klima verändern, haben auch als potente Luftschadstoffe Auswirkungen auf die Gesundheit und unsere Umwelt. In Kapitel 3.3 wurde gezeigt, dass in Deutschland Grenz- und Zielwerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit für Stickstoffdioxid, Ozon und Feinstaub-aerosole nicht flächendeckend eingehalten werden. Bemühungen zur Verbesserung der Luftqualität aus Klimaschutzgründen können damit auch einen Synergieeffekt zum Gesundheits- und Umweltschutz leisten (EUA 2013, S. 37). Bei Ozon und Feinstaub-aerosolen hätte eine Minimierung einen direkten Nutzen für die menschliche Gesundheit, während der Einfluss auf die Temperatur zumindest kurzfristig ambivalent sein kann (s. Tz. 190).

3.6 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

193. Mit Beginn der Ausbringung von industriell hergestellten, stickstoffhaltigen Düngern, zusätzlich zum gezielten Anbau von stickstoffbindenden Feldfrüchten, sowie durch die stark gestiegene Verbrennung fossiler Energieträger gelangten ab Anfang des 20. Jahrhunderts immer größere Mengen an reaktiven Stickstoffverbindungen in die Umwelt. Dadurch wurde und wird der natürliche Stickstoffkreislauf massiv beeinflusst. Charakteristisch für den Stickstoffkreislauf ist, dass die verschiedenen Stickstoffverbindungen sich sowohl ineinander umwandeln als auch zwischen den Kompartimenten Luft, Boden und Wasser migrieren können.

Emissionen: Landwirtschaft als größter Emittent

194. Die bedeutendste Quelle für die Stickstoffemissionen in Luft, Boden und Wasser ist die Landwirtschaft. 2012 verantwortete sie in Deutschland 57 % der Emissionen an reaktivem Stickstoff in die Luft. 37 % wurden durch Verbrennungsprozesse emittiert, dabei kamen 18 % der Emissionen aus dem Verkehr und 19 % aus stationären Feuerungsanlagen. Auch aus Klimasicht sind die Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft relevant, weil rund 77 % der Lachgasemissionen in Deutschland aus der Landwirtschaft emittiert werden.

Für die Stickstoffeinträge in die Gewässer ist die Landwirtschaft ebenfalls der Hauptverursacher. So werden die Nitratbelastungen des Grundwassers zum Großteil landwirtschaftlichen Aktivitäten zugeschrieben. Etwa 80 % der Stickstofffrachten in die deutschen Ober-

flächengewässer stammen aus diffusen Quellen bzw. der Landwirtschaft. Der Hauptanteil der Einträge erfolgt dabei über die Auswaschung aus den Böden und die Verfrachtung über das Grundwasser bzw. den Interflow in die Oberflächengewässer. Auffällig hohe Einträge sind zum Beispiel in Nordwestdeutschland zu verzeichnen. Das hängt zum einen mit der hohen Tierhaltungsdichte und der damit verbundenen Ausbringung von Wirtschaftsdünger, zum anderen mit der Bodenbeschaffenheit (z. B. Sandböden) und den daraus folgenden hohen Auswaschungen zusammen. Die Stickstoffeinträge in Nord- und Ostsee, die sowohl über den Luftpfad als auch über die Flüsse erfolgen, werden ebenfalls hauptsächlich durch die Landwirtschaft verursacht. Beispielsweise stammen 77 % der Stickstoffeinträge in die Fließgewässer des Nordseeinzugsgebiets von diesem Verursacher.

Die Emissionen aus Verbrennungsprozessen, sowohl aus dem Verkehrs- als auch aus dem Energiesektor, konnten in den letzten zehn Jahren deutlich reduziert werden. Dagegen gingen die Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft trotz Effizienzsteigerungen nur geringfügig zurück.

Wirkungen: Gesundheitsbelastungen, Biodiversitätsverlust und Klimawandel

195. Reaktive Stickstoffverbindungen belasten auf vielfältige und komplexe Weise die menschliche Gesundheit und die Ökosysteme. Sie sind eine der Hauptursachen für den Verlust an Biodiversität und sie wirken als Treibhausgase.

Die Gesundheit des Menschen wird durch erhöhte Konzentrationen an Stickstoffdioxid und bodennahem Ozon, für welches Stickstoffoxide Vorläufersubstanzen sind, gefährdet. Ammoniak ist gemeinsam mit Stickstoffdioxid eine Vorläufersubstanz für Feinstaub und trägt damit ebenfalls zur Gesundheitsbelastung bei. 2013 wurde noch an 70 % der innerstädtischen, stark vom Verkehr beeinflussten, Messstationen der Jahresmittelwert für Stickstoffdioxid zum Schutz der Gesundheit überschritten. Auch bei Feinstaub und Ozon treten weiterhin Überschreitungen der Ziel- und Grenzwerte auf.

Außerdem erschweren die immer noch zu hohen Nitratgehalte im Grundwasser die Trinkwassergewinnung und können die menschliche Gesundheit belasten. In einigen Regionen Deutschlands kann der Nitratgrenzwert im Trinkwasser von den Wasserbetreibern nur unter großem Aufwand eingehalten werden. Bei der Trinkwassergewinnung aus Hausbrunnen kann es zum Teil zu erheblichen Überschreitungen des Grenzwertes kommen.

196. In terrestrischen Ökosystemen führen die erhöhten Einträge von Stickstoffoxiden und Ammoniak zur Anreicherung von Nährstoffen (Eutrophierung) und zur Bodenversauerung. Durch die Nährstoffanreicherung werden die Artenspektren von höheren Pflanzen und Moosen verändert und die Artenanzahl reduziert, weil an geringe Stickstoffkonzentrationen angepasste Arten verdrängt werden. Dadurch wird indirekt auch die Artenzahl und -zusammensetzung der ober- und unterirdischen Fauna verändert. Diese Veränderungen führen zu einer geringeren Anpassungsfähigkeit des gesamten Ökosystems gegenüber

Störungen, wie zum Beispiel Trockenheit oder Schädlingsbefall. Die Versauerung des Bodens kann die Freisetzung von toxisch wirkenden Metallen zur Folge haben. 2009 waren in Deutschland rund 48 % der Fläche natürlicher und halbnatürlicher terrestrischer Ökosysteme von Eutrophierung betroffen, 8 % der Fläche waren durch Versauerung belastet.

197. Bei den aquatischen Lebensräumen stehen als Probleme die Eutrophierung und die Beeinträchtigung der Grundwasserqualität aufgrund hoher Nitratwerte im Vordergrund. Von der Eutrophierung sind in besonderem Maße die Binnenseen des norddeutschen Tieflands, küstennahe Bereiche der Nordsee sowie die gesamte Ostsee betroffen. Daher verfehlen fast alle Übergangs- und Küstengewässer der deutschen Nord- und Ostsee den guten ökologischen Zustand nach Wasserrahmenrichtlinie. Mit der zunehmenden Eutrophierung hat auch die Häufigkeit von toxischen Algenblüten im Wattenmeer zugenommen. Für die Ostsee gilt der hohe Eintrag von Nährstoffen als die gravierendste Belastung dieses Randmeeres. Besonders auffällig ist dabei die großflächige Ausbildung von sauerstofffreien Zonen in tiefen Wasserschichten, in denen keine höheren Lebewesen mehr existieren können.

Etwa 92 % der Oberflächengewässer in Deutschland verfehlen den guten oder sehr guten ökologischen Zustand nach der Wasserrahmenrichtlinie. Ursachen dafür sind an erster Stelle die morphologische Veränderung der Gewässer, an zweiter Stelle die Eutrophierung. In den Oberflächengewässern führt der übermäßige Stickstoffeintrag unter anderem zur Zunahme der Phytoplankton- und Wasserpflanzenbiomasse, zu häufigerem Auftreten von Algenblüten, Veränderungen in der Artenzusammensetzung sowie Abnahme der Artenvielfalt.

Von der Versauerung sind in besonderem Maße die Oberflächengewässer der Mittelgebirge betroffen. Trotz Rückgängen bei den versauernden Einträgen sind Veränderungen im pH-Wert und ein damit verbundener Rückgang der Biodiversität im Vergleich zu natürlichen Bedingungen immer noch offensichtlich.

Circa 27 % aller Grundwasserkörper in Deutschland verfehlen den guten chemischen Zustand nach Wasserrahmenrichtlinie aufgrund hoher Nitratgehalte. Dies hat Auswirkungen auf die Trinkwassergewinnung und auf die Lebensgemeinschaften in diesen bisher kaum untersuchten Ökosystemen.

198. Infolge der genannten Gefährdungen der biologischen Diversität in terrestrischen und aquatischen Ökosystemen können auch die Ziele der Regelungen, die den Schutz von bestimmten Arten bzw. Habitaten zum Inhalt haben, nicht eingehalten werden. Dies gilt auch und insbesondere für den Gebietsschutz. Dazu zählen in Deutschland FFH-Gebiete, europäische Vogelschutzgebiete bzw. Schutzgebiete nach Kapitel 4 BNatSchG (Schutz bestimmter Teile von Natur und Landschaft) sowie die entsprechenden, nach Landesrecht ausgewiesenen Schutzgebiete. Um den Rückgang der biologischen Diversität aufzuhalten, wurde auf der europäischen Ebene das Schutzgebietsnetzwerk der Natura 2000-Gebiete etabliert. Ziel dieses Netzwerkes ist es, dass alle genannten Lebensraumtypen und Arten der FFH-Richtlinie und der Vogelschutzrichtlinie in einen günstigen Erhaltungszustand gelangen.

Weiterhin gilt das Verschlechterungsverbot, nach dem die Mitgliedstaaten geeignete Maßnahmen treffen, „um in den besonderen Schutzgebieten die Verschlechterung der natürlichen Lebensräume“ zu vermeiden (Art. 6 Abs. 2 FFH-Richtlinie). Der aktuelle Bericht zur FFH-Richtlinie von 2013 zeigt, dass 28 % der Lebensraumtypen in einem günstigen, 39 % in einem unzureichenden und 31 % in einem schlechten Zustand sind. Die Analyse für den schlechten Zustand der Lebensraumtypen ist nicht vollständig, weist aber insbesondere für Grünland auf Eutrophierung als eine der Ursachen hin. Besonders landwirtschaftlich genutzte Lebensräume der Agrarlandschaft befinden sich überwiegend in einem schlechten Erhaltungszustand und haben sich teilweise sogar in den letzten sechs Jahren verschlechtert.

199. Die Wirkung reaktiver Stickstoffverbindungen auf die Artenzusammensetzung von Ökosystemen kann durch weitere Stoffe oder die Folgen des Klimawandels verstärkt werden. Die Auswirkungen der Stickstoffeinträge treten zum Teil erst mit erheblicher zeitlicher Verzögerung von bis zu mehreren Jahrzehnten ein, zum Beispiel bei Waldböden und Oberflächengewässern.

200. Darüber hinaus wird Stickstoff auch in Form von Lachgas freigesetzt, welches ein 265-mal wirksameres Klimagas ist als Kohlendioxid. Lachgas ist für 6,2 % des anthropogenen Treibhauseffekts verantwortlich. In Deutschland haben die Lachgasemissionen einen Anteil von 6 % an den gesamten klimarelevanten Emissionen.

Keine Entwarnung bei den Umweltbelastungen

201. Die Umweltbelastungen durch Stickstoffverbindungen konnten in den letzten Jahrzehnten gemindert werden. Dieser Trend setzt sich aber teilweise nur geschwächt fort, was angesichts der erheblichen Belastungen nicht ausreichend ist. So konnte zum Beispiel der Anteil der Flächen natürlicher und halbnatürlicher terrestrischer Ökosysteme, die von Eutrophierung oder Versauerung betroffenen sind, deutlich reduziert werden. Weitere Reduktionen sind aber erforderlich.

Auch die Entwicklung der Nitratbelastung des Grundwassers weist in den letzten zwei Jahrzehnten eine leicht positive Entwicklung auf. Dieser Trend hat sich aber in den letzten Jahren abgeschwächt. Hinzu kommt, dass regional, zum Beispiel in hochbelasteten Gebieten, die Nitratkonzentrationen zum Teil wieder angestiegen sind. Die Grundwasserkörper im Umfeld von Ackerflächen sind deutlich häufiger hoch belastet.

Die Immissionssituation der Oberflächengewässer hat sich in den letzten zwei Jahrzehnten ebenfalls stetig leicht verbessert. So ist insbesondere der Anteil der Messstellen mit besonders hohen Belastungen zurückgegangen. Insgesamt war an 89 % der Messstellen im Vergleich zu den Werten aus dem Jahr 1994 ein Rückgang der Nitratkonzentrationen feststell-

bar. Trotzdem sind die Konzentrationen in vielen Fällen zu hoch, sodass weiterhin erhebliche Eutrophierungseffekte insbesondere in den Küstengewässern zu beobachten sind.

Die Depositionen von Stickstoffverbindungen aus der Luft in Nord- und Ostsee haben in den letzten Jahren nur geringfügig abgenommen. Auch die Stickstoffkonzentrationen und die Eutrophierungssituationen in den deutschen Teilen von Nord- und Ostsee deuten insgesamt nicht auf eine grundlegende Verbesserung hin. Dazu trägt unter anderem der lange Transfer von Stickstoff über die Böden und das Grundwasser in die Oberflächengewässer bei. Daher schlagen sich positive Emissionsentwicklungen erst mit erheblichen zeitlichen Verzögerungen in den Belastungsminderungen nieder.

Bei den für den Gesundheitsschutz relevanten Stickstoffkonzentrationen in der Luft (Feinstaub und Stickstoffdioxid), kommt es insbesondere an stark vom Straßenverkehr geprägten Standorten weiterhin zu deutlichen Überschreitungen der Grenzwerte. Es ist nicht absehbar, dass in naher Zukunft an diesen Standorten der Stickstoffdioxidgrenzwert zum Schutz der menschlichen Gesundheit eingehalten wird.

Die Emissionen von Lachgas sind in den letzten Jahren leicht gesunken. Aufgrund der langen Verweildauer in der Atmosphäre hat dies jedoch noch nicht zu einer Umkehr der ansteigenden Konzentration von Lachgas geführt.

Regionale Unterschiede bei den Einträgen und Wirkungen

202. Die Stickstoffeinträge und ihre Wirkungen sind in Deutschland regional unterschiedlich. Das hat verschiedene Ursachen: zum einen ist die Höhe und die Art der Einträge regional verschieden, zum anderen sind die Ökosysteme unterschiedlich empfindlich.

Die regionalen Unterschiede bei den Einträgen von reaktiven Stickstoffverbindungen über den Luftpfad sind stark von den Entfernungen der Emissionsquellen zum Wirkungsort abhängig. Während Stickstoffoxide über weite Strecken transportiert und weiträumig verteilt werden, deponiert Ammoniak überwiegend in der Nähe der Emissionsquelle. Dies gilt allerdings nicht für den Teil des Ammoniaks, der in der Luft zu Ammoniumsalzen reagiert, die ebenfalls weit transportiert werden. Ammoniakemissionen entstehen vor allem bei der Tierhaltung und beim Management von Wirtschaftsdünger. Daher sind in Deutschland insbesondere dort hohe Ammoniakeinträge vorzufinden, wo es zu einer hohen Konzentration von Tierhaltungsanlagen kommt.

Deutliche regionale Unterschiede zeigen sich auch bei den Stickstoff-Flächenbilanzüberschüssen der Landwirtschaft. Diese sind ein wichtiger Indikator für die Nitrateinträge in die Böden und in die Gewässer. Die Überschüsse variieren in Deutschland zwischen < 50 und > 110 kg pro Hektar und Jahr (Stand: 2007). Die Flächen mit sehr hohen Einträgen (> 90 kg pro Hektar und Jahr) umfassen etwa 10 % der Fläche Deutschlands.

Die Nitrateinträge in das Grundwasser werden aber nicht nur durch die Aktivitäten der Landwirtschaft, sondern auch durch die Niederschläge und die Eigenschaften der Böden, die Vegetationsperiode und Unterböden (wasserungesättigte Zone unterhalb der durchwurzelten Zone) bestimmt. Wichtig dabei ist die Zeit, die das Sickerwasser und damit das darin gelöste Nitrat benötigt, um die Bodenschichten zu passieren und beim Grundwasserkörper anzu-kommen. Je schneller dies geschieht, desto weniger Nitrat wird in der Wurzelzone von den Pflanzen aufgenommen oder aber durch Denitrifikation abgebaut.

Handlungsbedarf: sich ergänzende Ansätze verfolgen

203. Die Belastungssituation zeigt, dass eine substanzielle Reduktion der Einträge von reaktiven Stickstoffverbindungen dringend notwendig ist. Aus Sicht des Umwelt- und Naturschutzes sowie des Gesundheitsschutzes muss eine Strategie zur Minderung der Einträge von Stickstoffverbindungen vier Handlungsansätze verfolgen. *Erstens* müssen die Stickstoffemissionen flächendeckend reduziert werden. Damit soll die Hintergrundbelastung gemindert werden, um so die Belastungen von terrestrischen und aquatischen Ökosystemen durch reaktive Stickstoffverbindungen zu reduzieren. Flächendeckende Minderungen sind auch wichtig, um die Meere, die Senken für die Nährstoffeinträge sind, zu schützen. Die Reduzierung der Emissionen reaktiver Stickstoffverbindungen dient zudem dem Schutz der menschlichen Gesundheit vor Feinstaub-, Ozon- und Stickstoffdioxidbelastungen, und es können die klimawirksamen Lachgasemissionen reduziert werden. *Zweitens* müssen Einträge in Hotspots und empfindliche Gebiete verringert werden. In bestimmten Regionen Deutschlands fallen sehr hohe Stickstoffüberschüsse aus der Landwirtschaft an. In verkehrsreichen Ballungsräumen ist die Luft teilweise stark durch Stickstoffdioxid belastet. Sowohl solche Hotspot-Regionen als auch empfindliche Gebiete wie zum Beispiel Hochmoore müssen durch regional und lokal wirksame Instrumente entlastet werden. Beispiele für regionale Ansätze gibt es bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie und bei den Luftreinhalteplänen. *Drittens* muss der Schutz von Ökosystemen durch naturschutzfachliche Maßnahmen verstärkt werden. Wo die vorhergehenden Maßnahmen zum Schutz empfindlicher Gebiete nicht ausreichen, sollten ergänzend naturschutzfachliche Managementmaßnahmen ergriffen werden, um die Beeinträchtigungen zu begrenzen. *Viertens* müssen bislang wenig belastete Gebiete als solche erhalten bleiben und vor eventuellen Belastungen geschützt werden.

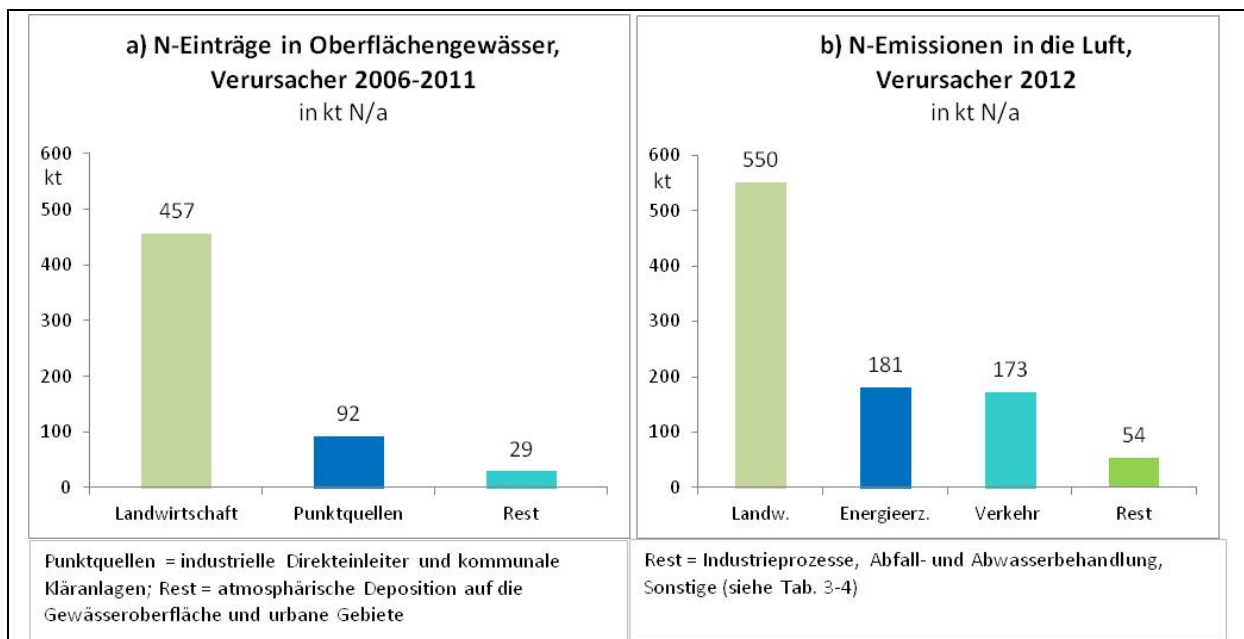
Um die durch reaktive Stickstoffverbindungen hervorgerufenen Umweltveränderungen sowie den Fluss der verschiedenen Stickstoffverbindungen in ihrem Wirkungszusammenhang aufzuzeigen, zu analysieren und zu bewerten, bedarf es nicht nur einer medienbezogenen Erfassung des Zustands der Kompartimente Boden, Wasser und Luft und der biologischen Diversität, sondern vor allem auch der medienübergreifenden Umweltbeobachtung.

4 Verursacher und sozioökonomische Treiber der Stickstoffbelastung

204. Auslöser für die in Kapitel 3 beschriebenen Stickstoffbelastungen sind die Einträge reaktiver Stickstoffverbindungen in Luft, Wasser und Boden. Die Einträge in Oberflächengewässer (Tz. 111) und die Emissionen in die Luft (Tab. 3-4) stammen zu einem Anteil von 79 bzw. 58 % aus der Landwirtschaft, die damit der wichtigste Verursacher ist. Für die Emissionen in die Luft sind darüber hinaus die Energiewirtschaft (19 %) und der Verkehr (18 %) von Bedeutung (Abb. 4-1). Bei den Stickstoffeinträgen in Oberflächengewässer sind die kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen mit 82 kt Stickstoff (14 %) die zweitgrößte Emissionsquelle. Abwasserbehandlungsanlagen haben aber bereits eine erhebliche Leistung zur Minderung der Stickstoffeinträge erbracht (s. Tz. 391), sodass der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) die größeren Minderungspotenziale in den anderen Verursacherebenen sieht.

Abbildung 4-1

Die wichtigsten Verursacher der Einträge reaktiven Stickstoffs in Oberflächengewässer und Luft in Deutschland



SRU/SG 2015/Abb. 4-1; Datenquelle: a) schriftliche Mitteilung des UBA vom 09. Oktober 2014, im Auftrag des UBA vom Karlsruher Institut für Technologie, Institut für Wasser und Gewässerentwicklung erstellt; b) UBA 2013a; 2013b

205. Im Folgenden werden die drei Verursacher Landwirtschaft, Verkehr und Energiewirtschaft (stationäre Feuerungsanlagen) näher beschrieben und in Bezug zu den sozioökonomischen Treibern gesetzt, die ihre Aktivitäten beeinflussen. Treiber – manchmal auch Triebkräfte genannt (vgl. Nachwuchsgruppe Ökosystemleistungen 2013) – können auf verschiedenen Ebenen wirken bzw. betrachtet werden. Im Rahmen der internationalen Biodiversitätskonvention sowie der nationalen Biodiversitätsstrategie (Abschn. 7.4.3) wird der

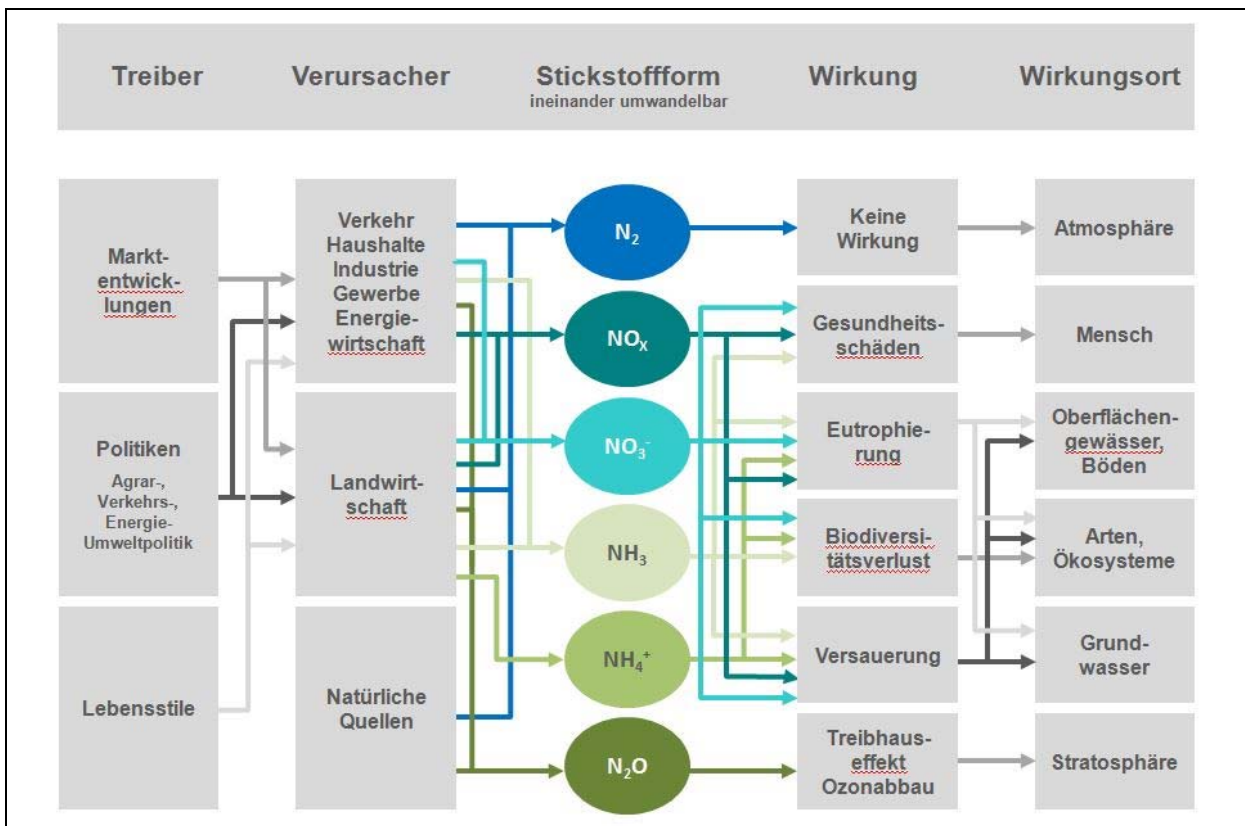
Begriff Treiber für direkte oder indirekte Verursachungsfaktoren verwendet, die zum Verlust von Biodiversität führen, etwa Stickstoffeinträge (TEEB 2010; BMU 2007; SCBD 2010).

Der SRU betrachtet im Folgenden jedoch die sozioökonomischen Treiber und orientiert sich damit an den „driving forces“ des DPSIR-Konzeptes der Europäischen Umweltagentur (EEA 1999). Sozioökonomische Treiber für die Emissionen reaktiver Stickstoffverbindungen können politische Entscheidungen, Marktentwicklungen und der Konsum sein (OENEMA et al. 2011). Beispielsweise hat die Entscheidung zur Förderung des Biomasseanbaus für die Energieerzeugung Einfluss auf die Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft. Der Strom- und Wärmeverbrauch der Haushalte wiederum steuert die Energieerzeugung. Neben Instrumenten und Maßnahmen, die die Verursacher unmittelbar adressieren, müssen für eine wirksame Stickstoffminderungsstrategie auch die sozioökonomischen Treiber in den Blick genommen werden. Dabei ist zu antizipieren, wie sich die Treiber voraussichtlich entwickeln.

206. Insgesamt ergibt sich das in Abbildung 4-2 skizzierte Bild für die Zusammenhänge zwischen den Treibern und Verursachern der Stickstoffbelastung und ihren Wirkungen.

Abbildung 4-2

Treiber und Verursacher der Stickstoffbelastung und ihre Wirkungen



Zur Erläuterung der einzelnen Stickstoffformen siehe Tab. 3-1.

Quelle: BLW 2004, S. 83, verändert

4.1 Landwirtschaft

207. Stickstoff ist ein wichtiger Pflanzennährstoff und häufig der begrenzende Faktor für das Pflanzenwachstum sowie insbesondere für den Ernteertrag auf landwirtschaftlich genutzten Böden. Für einen gleichbleibenden Ertrag muss der durch die Ernte entzogene sowie durch Ausgasung, Versickerung oder Auswaschung aus dem System ausgetragene biologisch verfügbare Stickstoff daher regelmäßig wieder zugeführt werden. Die Düngung erfolgt entweder über biologische Stickstofffixierung durch Leguminosen oder durch Ausbringung von Wirtschaftsdünger oder synthetisch hergestelltem Mineraldünger.

In den folgenden Abschnitten wird zunächst der Stickstoffeinsatz in der Landwirtschaft dargestellt (Abschn. 4.1.1). Anschließend werden die Einflüsse ökonomischer Faktoren (Abschn. 4.1.2) und der Agrarpolitik (Abschn. 4.1.3) auf die Stickstoffflüsse in der Landwirtschaft erörtert, bevor die Rolle der Bioenergiepolitik (Abschn. 4.1.4) sowie der Lebensmittelproduktion (Abschn. 4.1.5) aufgezeigt wird. Abschließend werden die erwarteten Entwicklungen im gesamten Landwirtschaftssektor dargestellt (Abschnitt 4.1.6).

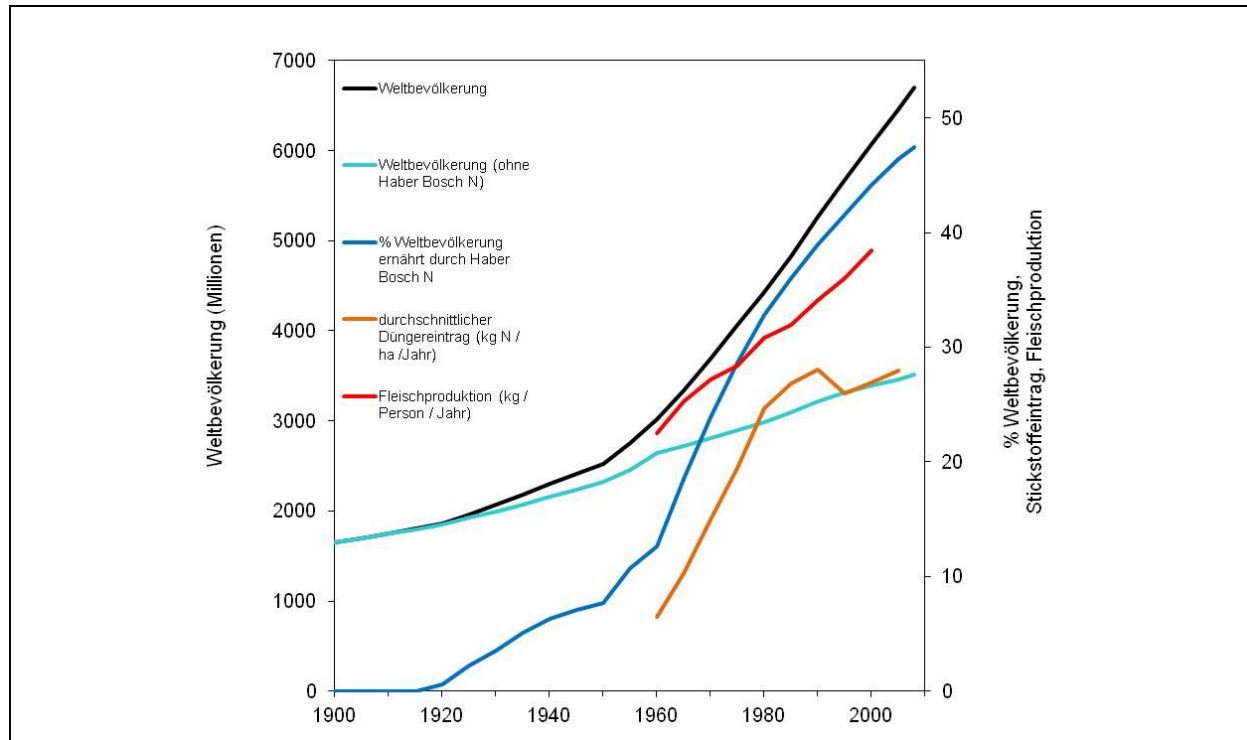
4.1.1 Stickstoffeinsatz in der Landwirtschaft

Steigerung der Produktivität

208. Seit Beginn des vergangenen Jahrhunderts kann durch synthetischen Stickstoffdünger (Tz. 75 ff.) ein entscheidender Pflanzennährstoff als Mineral in gewünschter Menge gezielt den Böden zugeführt werden. In Verbindung mit der Pflanzenzüchtung und dem Pflanzenschutz ist dadurch die landwirtschaftliche Produktion enorm gesteigert worden. Ohne diese Steigerung wäre das starke Wachstum der Weltbevölkerung seit 1900 nicht möglich gewesen. Während im globalen Durchschnitt die Erträge aus einem Hektar Ackerland 1908 noch etwa 1,9 Personen versorgt haben, waren es im Jahr 2008 durch die starke Produktionssteigerung in der Landwirtschaft bereits 4,3 Personen (ERISMAN et al. 2008, S. 637). Schätzungen zufolge basiert gegenwärtig die Ernährungsgrundlage etwa der Hälfte der Weltbevölkerung auf der industriellen Produktion von Stickstoffdüngern (ebd.; Abb. 4-3).

Abbildung 4-3

**Entwicklung der Weltbevölkerung und des Einsatzes von
synthetischem Stickstoffdünger sowie der Fleischproduktion
im 20. Jahrhundert**



Quelle: ERISMAN et al. 2008, S. 637, verändert

209. Wurden beispielsweise in Deutschland im Durchschnitt der Jahre 1935 bis 1938 im Mittel 24,6 dt pro Hektar Winterweizen geerntet, so waren es im Jahr 2013 durchschnittlich 80,1 dt pro Hektar (BMELV 2013, S. 99 und 101). Ähnliche Ertragssteigerungen lassen sich auch für die meisten anderen Nutzpflanzen beobachten. Stickstoff spielt auch als Inputfaktor für die Produktion von proteinhaltigen Futtermitteln, wie Getreide, sowie stärke- und ölhaltigen Pflanzen, wie Mais, Raps, Zuckerrüben und Sonnenblumen, eine wichtige Rolle. Letztere erlangten in den letzten Jahrzehnten eine zunehmende Bedeutung als Biomasse zur Energiegewinnung (Abschn. 4.1.4).

Düngereinsatz

210. Bis zum Beginn des 20. Jahrhunderts betrug die jährliche Stickstoffzufuhr durch Düngung mit Handelsdünger und Stalldung in Deutschland durchschnittlich weniger als 25 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr landwirtschaftlicher Nutzfläche (BMELF 1956, S. 46). Die Gesamtmenge der Stickstoffzufuhr ist bis Anfang der 1990er-Jahre auf mehr als 200 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr angestiegen (BMU und BMELV 2012, S. 42). Im Durchschnitt der Jahre 2008 bis 2010 wurden in Deutschland jährlich 1.640 kt Stickstoff in Form von Minereraldünger, 890 kt in Form von Wirtschaftsdünger und 60 kt in Form von organischen

Düngestoffen (Kompost und Klärschlamm) in der landwirtschaftlichen Produktion eingesetzt (UBA 2014b).

211. Pflanzen sind auf anorganische Verbindungen wie zum Beispiel Ammonium (NH_4^+) und Nitrat (NO_3^-) angewiesen, denn nur Stickstoff in ionisierter Form kann direkt von den Pflanzenwurzeln aus dem Boden aufgenommen werden (BLUME 2010, S. 404). Bei synthetischen Düngern ist die Pflanzenverfügbarkeit des Stickstoffs mit etwa 85 – 95 % bei optimalem Einsatz sehr hoch (GUTSER et al. 2010, S. 32). Sie können aufgrund ihrer klar definierten chemischen Zusammensetzung mit anderen Nährstoffen und Spurenelementen gezielt den lokalen Gegebenheiten (z. B. Art der Kulturpflanze, Bodenart, Vegetationsphase und Klima) angepasst und damit bedarfsgerecht auf die landwirtschaftliche Fläche ausgebracht werden (GUTSER et al. 2010).

212. Wirtschaftsdünger, zu denen der SRU auch Gärreste pflanzlicher und tierischer Herkunft zählt, unterscheiden sich vom synthetischen Dünger aber auch untereinander hinsichtlich Zusammensetzung, Verwertbarkeit und Wirkung des reaktiven Stickstoffs erheblich. Der im Wirtschaftsdünger enthaltene Stickstoff ist unter anderem abhängig von Tierart, Produktionsverfahren und Fütterung. Der Anteil des für die Pflanzen verfügbaren Stickstoffs liegt bei etwa 50 – 80 % (GUTSER et al. 2010, S. 32). Abhängig unter anderem von Ausbringungszeitpunkt und -technik kann es beim Einsatz von Wirtschaftsdünger zu höheren Stickstoffemissionen kommen als bei synthetischen Düngern (CHRISTENSEN 2004). Während beispielsweise bei Jauche bereits kurzfristig der enthaltene Stickstoff fast vollständig verfügbar ist und eine schnelle Düngewirkung hat, ist es bei Festmist nur ein geringer Teil (GUTSER und EBERTSEDER 2006). Der organisch gebundene Stickstoff aus diesen Quellen geht zu einem großen Teil zunächst in den Stickstoffpool des Bodens über und wird erst langfristig über mehrere Jahre durch Bodenorganismen oder chemische Reaktionen in pflanzenverfügbaren Stickstoff umgewandelt (GUTSER et al. 2010). Wirtschaftsdünger tragen mit der organischen Substanz auch zur Humusbildung bei und leisten einen wichtigen Beitrag zur Porenbildung und Regulierung des Luft- und Wärmehaushaltes im Boden.

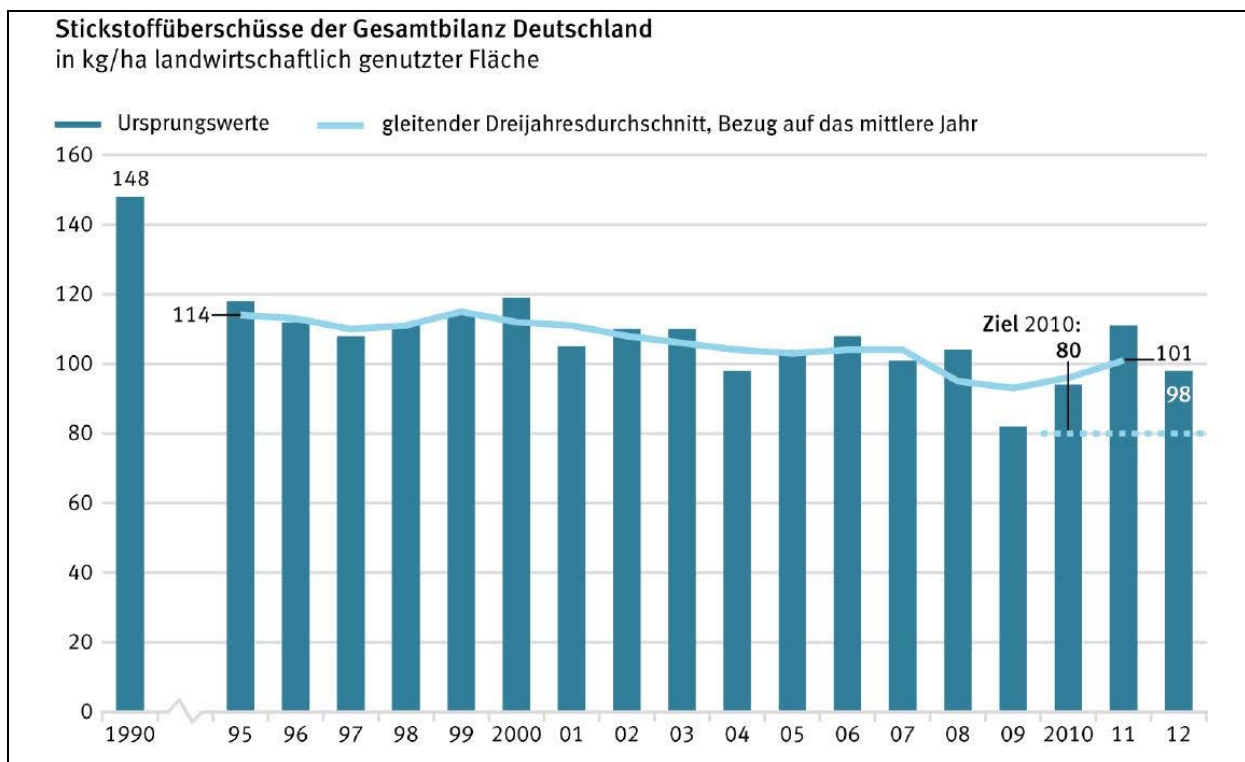
213. Wird neben der kurzfristigen Düngewirkung auch die langfristige Stickstoffnachlieferung aus der organischen Substanz des Bodens bei der Düngeplanung berücksichtigt, kann der Einsatz synthetischen Düngers weiter reduziert werden (NLWKN 2011). So kann knapp die Hälfte des Stickstoffdüngerbedarfs in Niedersachsen rechnerisch durch den düngetechnisch wirksamen Anteil des Stickstoffs aus Wirtschaftsdünger, Gärresten und Klärschlamm gedeckt werden (Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2013). Im Sinne der Kreislaufführung von Ressourcen und der Konsistenz (Kap. 2.4) sollte daher der im Wirtschaftsdünger enthaltene Stickstoff möglichst weitgehend im landwirtschaftlichen Kreislauf geführt werden und soweit wie möglich synthetisch hergestellten Dünger substituieren.

Stickstoffflüsse in der Landwirtschaft

214. Im Vergleich zur Stickstoffzufuhr ist seit den 1990er-Jahren durch Produktivitätssteigerung die Stickstoffabfuhr durch Ernte von der Fläche gestiegen, das heißt die Stickstoffeffizienz hat sich verbessert (BLAG 2012). In der Summe hat dies zu einem Rückgang des Gesamtbilanzüberschusses in Deutschland geführt, allerdings mit starken Schwankungen in einzelnen Jahre und in den letzten Jahren immer wieder auch mit Anstiegen (Statistisches Bundesamt 2014e; Abb. 4-4). Der Gesamtbilanzüberschuss erfasst als Indikator der Nachhaltigkeitsstrategie Stickstoffzu- und -abfuhr in der Landwirtschaft. Der Saldo für Deutschland wird nach dem Konzept der Hoftorbilanz ermittelt und gibt die Stickstoffüberschüsse in Kilogramm je Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche pro Jahr an. Das Ziel, den Stickstoffüberschuss pro Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche bis 2010 auf 80 kg pro Jahr zu reduzieren, wurde mit einem Überschuss von 96 kg Stickstoff pro Hektar (gleitendes Dreijahresmittel) verfehlt.

Abbildung 4-4

Stickstoffüberschüsse der Gesamtbilanz Deutschlands in Kilogramm pro Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche

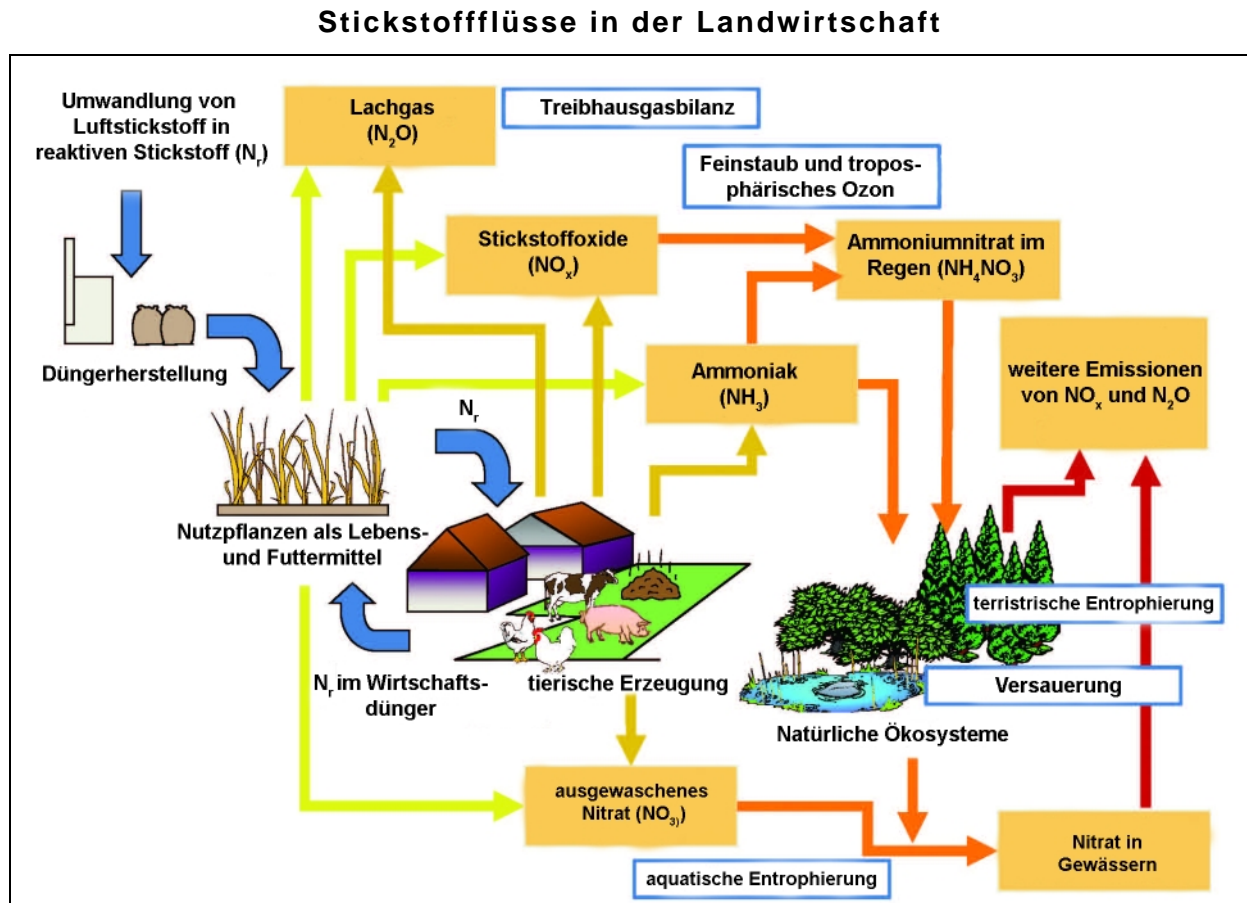


Quelle: Statistisches Bundesamt 2014e, S. 20; Datenquelle: Institut für Pflanzenbau und Bodenkunde des Julius Kühn Instituts (JKI) und Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement der Universität Gießen

215. In Abhängigkeit von verschiedenen Rahmenbedingungen, wie Standortfaktoren und Produktionsverfahren, kommt es entlang der landwirtschaftlichen Produktionskette zu Verlusten von reaktivem Stickstoff in die Umwelt und damit zu einer Belastung von Böden, Wasser und Luft mit vielfältigen Auswirkungen auf die verschiedenen Ökosysteme (Kap. 3). An verschiedenen Stellen der landwirtschaftlichen Produktionskette und auf unterschied-

lichen Wegen werden Ammoniak (NH_3) und Lachgas (N_2O) in die Atmosphäre freigesetzt oder als Nitrat (NO_3^-) in Gewässer ausgewaschen bzw. abgeschwemmt (Abb. 4-5).

Abbildung 4-5



Quelle: OENEMA et al. 2007, S. 11

216. Der Großteil der ungewollten Emissionen von reaktivem Stickstoff in die Umwelt hat seinen Ursprung in der Landwirtschaft (Abb. 4-1). Insgesamt stammten in Deutschland im Jahr 2012 94 % aller Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft. Von diesen wurden 85 % durch Wirtschaftsdünger verursacht (UBA 2014a). Davon wiederum wurde mehr als die Hälfte (62 %) durch die Rinderhaltung verursacht und knapp ein Viertel (24 %) durch die Schweinehaltung. Abhängig von der Tierart entsteht der Großteil der durch die Nutztierhaltung verursachten Ammoniakemissionen im Stall (2012: Milchkühe: 33 %; Mastschweine: 68 %) sowie bei der Ausbringung von Wirtschaftsdünger (2012: Milchkühe: 54 %; Mastschweine: 19 %). Eine weitere wichtige Quelle ist die Lagerung von Wirtschaftsdünger (2012: Milchkühe: 11 %; Mastschweine: 13 %) (HAENEL et al. 2014, S. 12).

Die Landwirtschaft ist außerdem die größte Quelle für Stickstoffeinträge in Oberflächengewässer. Etwa 80 % des Stickstoffs werden über Pfade eingetragen, die überwiegend durch die Landwirtschaft gespeist werden (ARLE et al. 2013). Dabei handelt es sich im Wesentlichen um Nitrat- und Ammoniumauswaschungen aus dem Boden.

Landwirtschaftlich genutzte Böden sind außerdem die wichtigste Emissionsquelle für Lachgas, das durch Bodenorganismen zum Beispiel aus Nitrat oder Ammonium aus Stickstoffdüngung gebildet wird (GENSIOR et al. 2012; vgl. Kap 3.1). In Deutschland entstehen etwa 77 % der anthropogen verursachten Lachgasemissionen in der Landwirtschaft (Tab. 3.4).

217. Für die Stickstoffemissionen in die Umwelt ist auch das jeweilige Bewirtschaftungssystem relevant. Im ökologischen Landbau sind die Stickstoffverluste sowie auch der Stickstoffinput pro Fläche tendenziell niedriger. Bezogen auf eine Produkteinheit sind die Stickstoffverluste allerdings tendenziell höher als in der konventionellen Produktion, weil in die Berechnung die geringeren Erträge pro Fläche und der höhere Flächenbedarf eingehen (TUOMISTO et al. 2012; FLESSA et al. 2012).

Stickstoffeffizienz

218. In der landwirtschaftlichen Produktion entweicht potenziell ein relativ hoher Anteil des eingesetzten Stickstoffs potenziell in die Umwelt. Die landwirtschaftliche Produktion ist daher insgesamt durch eine geringe Stickstoffeffizienz gekennzeichnet. Das heißt, der Anteil des in der Produktion, zum Beispiel in Form von Dünge- und Futtermitteln, eingesetzten Stickstoffs, der schließlich im Produkt enthalten ist, ist relativ niedrig. Er beträgt im Mittel aller Betriebe in Deutschland etwa 40 bis 50 % (SCHWEIGERT und van der PLOEG 2002, S. 97 ff.; UBA 2014b), womit etwa 50 bis 60 % des eingesetzten reaktiven Stickstoffs potenziell emittiert werden können. Es gibt aber erhebliche Unterschiede zwischen der Pflanzenproduktion, bei der circa 80 % des eingesetzten Stickstoffs in Ernteerzeugnisse umgesetzt werden, und der tierischen Produktion, bei der nur 20 % des Stickstoffs in tierische Erzeugnisse umgesetzt werden (SCHWEIGERT und van der PLOEG 2002, S. 97 ff.). Die hohen Verlusten summieren sich aus den Verlusten beim Anbau von Futtermitteln und bei der Umwandlung von pflanzlichem Protein in tierische Erzeugnisse. Zudem wird ein erheblicher Teil des in der landwirtschaftlichen Produktion eingesetzten Stickstoffs dem Nährstoffkreislauf kurzfristig nicht als tierisches Produkt oder Erntegut wieder entzogen, sondern verbleibt als Bestandteil tierischer Ausscheidungen oder Gärsubstrate aus der Biogasproduktion im Nährstoffkreislauf der Betriebe und wird in dieser Form als Wirtschaftsdünger bezeichnet. Hinzu kommt Stickstoff, der in Ernteresten auf dem Feld verbleibt.

Stickstoffeffizienz ist aber auch steuerbar durch das individuelle landwirtschaftliche Management. Darauf weisen die Analysen der Bund-Länder-Arbeitsgruppe zur Evaluierung der Düngeverordnung (BLAG 2012, S. 187) hin, die zeigen, dass auch zwischen Betrieben mit gleichem Betriebsschwerpunkt erhebliche Unterschiede in den Bilanzüberschüssen vorliegen. Bilanzüberschüsse geben wieder, wie viel mehr Stickstoff in Betrieben eingesetzt als verwertet wird und wie hoch damit die Stickstoffeffizienz ist (s. a. Tz. 52 ff.). Die Spannweite der Stickstoffsalden lag im Durchschnitt der Jahre 2006 bis 2010 in den fünf Bundesländern, für die Daten zur Auswertung zur Verfügung standen, bei allen Betriebsformen zwischen unter 20 und über 100 kg Stickstoff pro Hektar. Circa 15 % der Futterbaubetriebe, circa

45 % der Veredlungsbetriebe und circa 25 % der Marktfruchtbetriebe wiesen einen Stickstoff-Nettosaldo von mehr als den nach der Düngeverordnung seit 2011 zulässigen 60 kg Stickstoff pro Hektar im Dreijahresdurchschnitt auf. Das individuelle Dünge- und Fütterungsmanagement ist somit ein maßgeblicher Faktor für die Höhe der Überschüsse des eingesetzten Stickstoffs und damit ein weiterer wichtiger Ansatzpunkt zur Effizienzsteigerung in der Landwirtschaft (vgl. Kap. 2.4, Kap. 6.4). Unabhängig vom Bewirtschaftungssystem haben außerdem die jeweiligen Standorteigenschaften, insbesondere der Bodentyp und die Niederschlagsverhältnisse, einen erheblichen Einfluss auf die Stickstoffverluste (Kap. 3.2).

Einen Überblick über die Stickstoffeffizienz verschiedener Lebensmittel kann auch der virtuelle Stickstofffaktor (virtual N factor – VNF, nach LEACH et al. 2012) geben. Dieser gibt das Verhältnis des insgesamt während der Produktion in die Umwelt freigesetzten Stickstoffs zum im konsumierten Produkt noch enthaltenden Stickstoff an. Der VNF berücksichtigt beispielsweise alle Stickstoffemissionen, die aus Dünge- und Futtermitteln sowie Ernterückständen und tierischen Ausscheidungen in die Umwelt gelangen. Ein hoher VNF ist also gleichbedeutend mit einer geringen Stickstoffeffizienz. Der VNF kann allgemein nur mit gewissen Unsicherheiten angegeben werden und kann bei gleichen Lebensmitteln zum Beispiel je nach Produktionsart und Produktionsstandort variieren (STEVENS et al. 2014). Die in der Tabelle 4-1 angegebenen Werte für die USA verdeutlichen, dass die Stickstoffverluste in der tierischen Produktion am höchsten sind. Rindfleisch und Milch weisen mit 8,5 und 5,7 den größten VNF auf. Aber auch bei der pflanzlichen Produktion können die Stickstoffverluste pro Einheit Stickstoff im fertigen Produkt erheblich sein (z. B. Gemüse im konventionellen Anbau mit einem VNF von 10,6).

219. Neben der Steigerung der Effizienz ist die Konsistenz ein weiterer wichtiger Ansatzpunkt zur Minderung der Stickstoffbelastungen. Sie zielt auf eine naturverträgliche Anpassung der Produktion ab. Neben der Nutzung von naturverträglichen, an natürlichen Stoffumsätzen orientierten Technologien steht dabei das Konzept der Kreislaufwirtschaft im Vordergrund, das heißt Abfälle bilden die Ausgangsbasis für neue Produktionsprozesse (Kap. 2.4). Hier ist die Substituierbarkeit von synthetischen Düngern durch Wirtschaftsdünger von besonderer Bedeutung. Je nach Betrachtungsweise, das heißt nach betrieblicher Verwertbarkeit des Stickstoffs im Wirtschaftsdünger, wird dieser als Düngemittelressource im gesamtbetrieblichen Produktionsprozess sinnvoll wieder eingesetzt. Hat der Betrieb jedoch – zum Beispiel aufgrund einer geringen Flächenausstattung oder eingeschränkter Lagermöglichkeiten – keine Aufnahmekapazität für die im Wirtschaftsdünger enthaltenen Nährstoffe, dann steigt die Wahrscheinlichkeit, dass der Wirtschaftsdünger im Sinne der Düngung nicht so eingesetzt wird, dass er Mineraldünger ersetzt. Dies ist mit hohen Stickstoffverlusten in die Umwelt verbunden.

Fleischproduktion

220. Für die Produktion einer Kalorie bzw. eines Kilos tierischen Lebensmittels muss generell mehr Stickstoff eingesetzt werden als für die Erzeugung der gleichen Menge pflanzlicher Produkte (XUE und LANDIS 2010). Wird Mais als Nahrungsmittel direkt verzehrt, wird knapp die Hälfte des eingesetzten Stickstoffs vom Menschen konsumiert. Wird hingegen Rindfleisch konsumiert, kommt nur etwa ein Zehntel des entlang der Produktionskette eingesetzten Stickstoffs beim Menschen an (LEACH et al. 2012, S. 46). Mit einer Verschiebung unseres Lebensmittelkonsums von tierischen hin zu pflanzlichen Proteinen würde die Effizienz des Stickstoffeinsatzes erheblich gestärkt. Durch die damit mögliche Verschiebung der Agrarproduktion zu pflanzlichen Produkten würden die Verluste in die Umwelt gemindert werden. Die heutigen Lebensmittelkonsummuster werden in Abschnitt 4.1.5 dargestellt und Möglichkeiten zur Veränderung des Konsumverhaltens im Sinne der Suffizienz in Kapitel 6.6 diskutiert.

221. Für die Stickstoffbilanz der deutschen Landwirtschaft sind die hiesigen Tierhaltungszahlen von großer Relevanz. Die Entwicklungen der verschiedenen Tierarten unterscheiden sich deutlich (Abb. 4-6). Während die Rinderbestände seit Beginn der 1990er-Jahre abgenommen haben, sind die Geflügelbestände kontinuierlich angestiegen. Auch die Schweinebestände haben nach einer deutlichen Abnahme bis zum Ende der 1990er-Jahre langsam wieder zugenommen. Die Produktion von Rindfleisch ist mit deutlich höheren Stickstoffverlusten in die Umwelt verbunden als die von Schweinefleisch. Die geringsten Verluste treten bei der Produktion von Geflügelfleisch auf (Tab. 4.1).

Tabelle 4-1

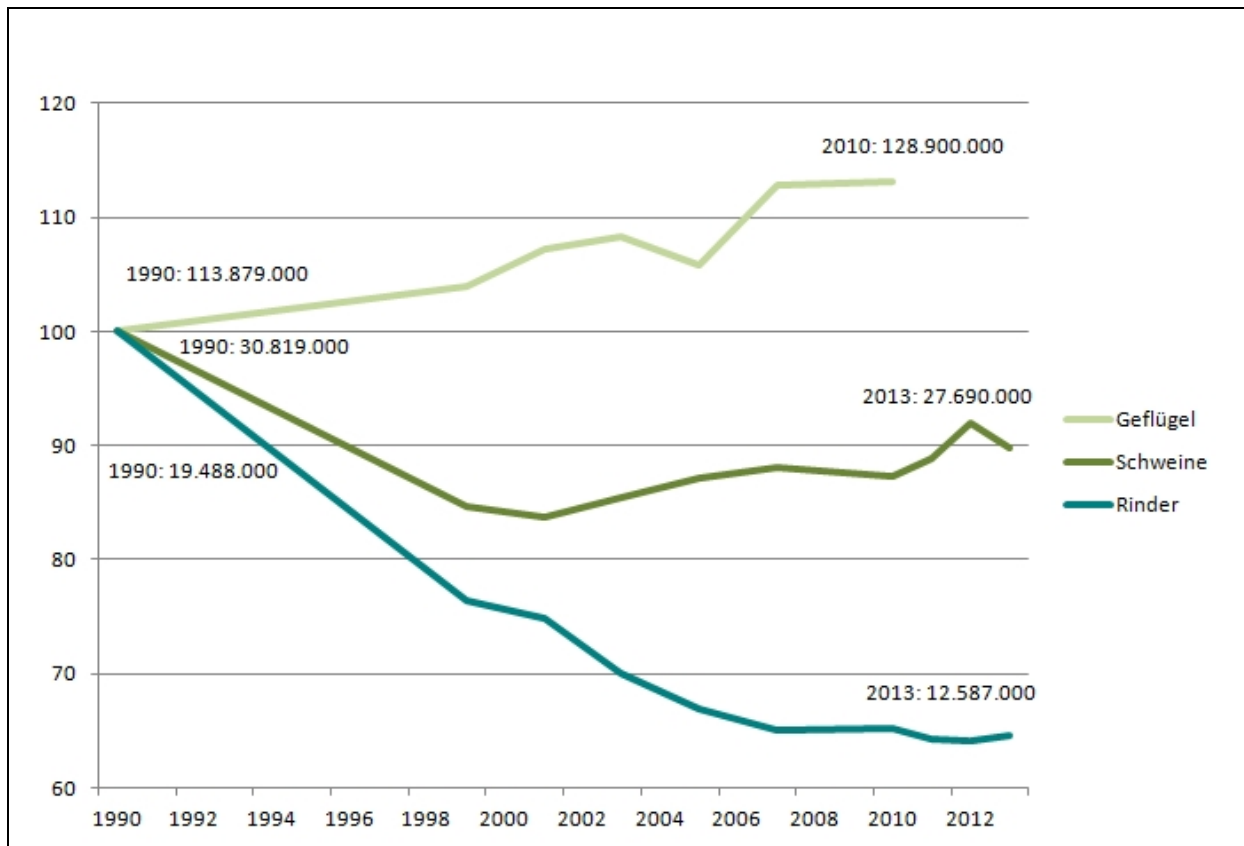
Virtueller Stickstofffaktor tierischer und pflanzlicher Produkte

Tierische Produkte	Pflanzliche Produkte
Rindfleisch (8,5)	Gemüse (10,6)
Milch (5,7)	Stärkehaltige Wurzeln (1,5)
Schweinefleisch (4,7)	Getreide (1,4)
Geflügelfleisch (3,4)	Leguminosen (0,7)
Fisch und Meeresfrüchte (3,0)	
Quelle: Daten für USA, abgeändert nach LEACH et al. 2012	

Innerhalb der EU zählt Deutschland mengenmäßig zu den wichtigsten Produzenten von Fleisch, insbesondere von Schweinefleisch. Der Selbstversorgungsgrad mit Fleisch ist von 94 % im Jahr 2001 auf 120 % im Jahr 2013 gestiegen. Damit ist Deutschland, wie die EU insgesamt, Nettoexporteur von Fleisch (Deutscher Bundestag 2012b; BMEL 2014a). Die Ausfuhr von Fleisch, Fleischwaren und Konserven betrug 2013 4,1 Mio. t, davon 3,2 Mio. t in andere EU-Staaten. Dem stehen Einfuhren von 2,4 Mio. t gegenüber (BMEL 2014a).

Abbildung 4-6

**Prozentuale Veränderung der Tierbestände (1990 = 100 %)
und absolute Zahlen für 1990 und 2010 bzw. 2013**



SRU/SG 2015/Abb. 4-6; Datenquelle: BMELV 2013, S. 127

222. Die Gründe für die Wettbewerbsfähigkeit der deutschen Fleischproduktion sind vielschichtig. Im internationalen Vergleich haben deutsche Produzenten von Schweinefleisch Nachteile durch geringere biologische Leistungen (z. B. Ferkelzahlen je Sau, Tageszunahmen in der Mast) und höhere Fixkosten (z. B. Gebäudekosten) (BMELV 2011, S. 46). Innerhalb der EU haben Dänemark und die Niederlande die niedrigsten Kosten. Dennoch sind die Erlöse je Kilogramm Schlachtgewicht in Deutschland größer. Hier leistet die hohe Wettbewerbsfähigkeit der deutschen Schlacht- und Fleischverarbeitungsindustrie mit niedrigen Lohnkosten einen wesentlichen Beitrag. Auch in der Mast bestehen Vorteile. So werden etwa 20 % der Ferkel werden aus Dänemark und den Niederlanden importiert.

Der Rindfleischmarkt in der EU genießt Außenschutz und ist nicht in vollem Umfang geöffnet. Die Produktionskosten sind im europäischen Vergleich eher gering, liegen aber global weit über den Kosten anderer Länder wie der Ukraine, Argentinien, Brasilien (BMELV 2011).

Räumliche Trennung von Ackerbau und Tierhaltung:

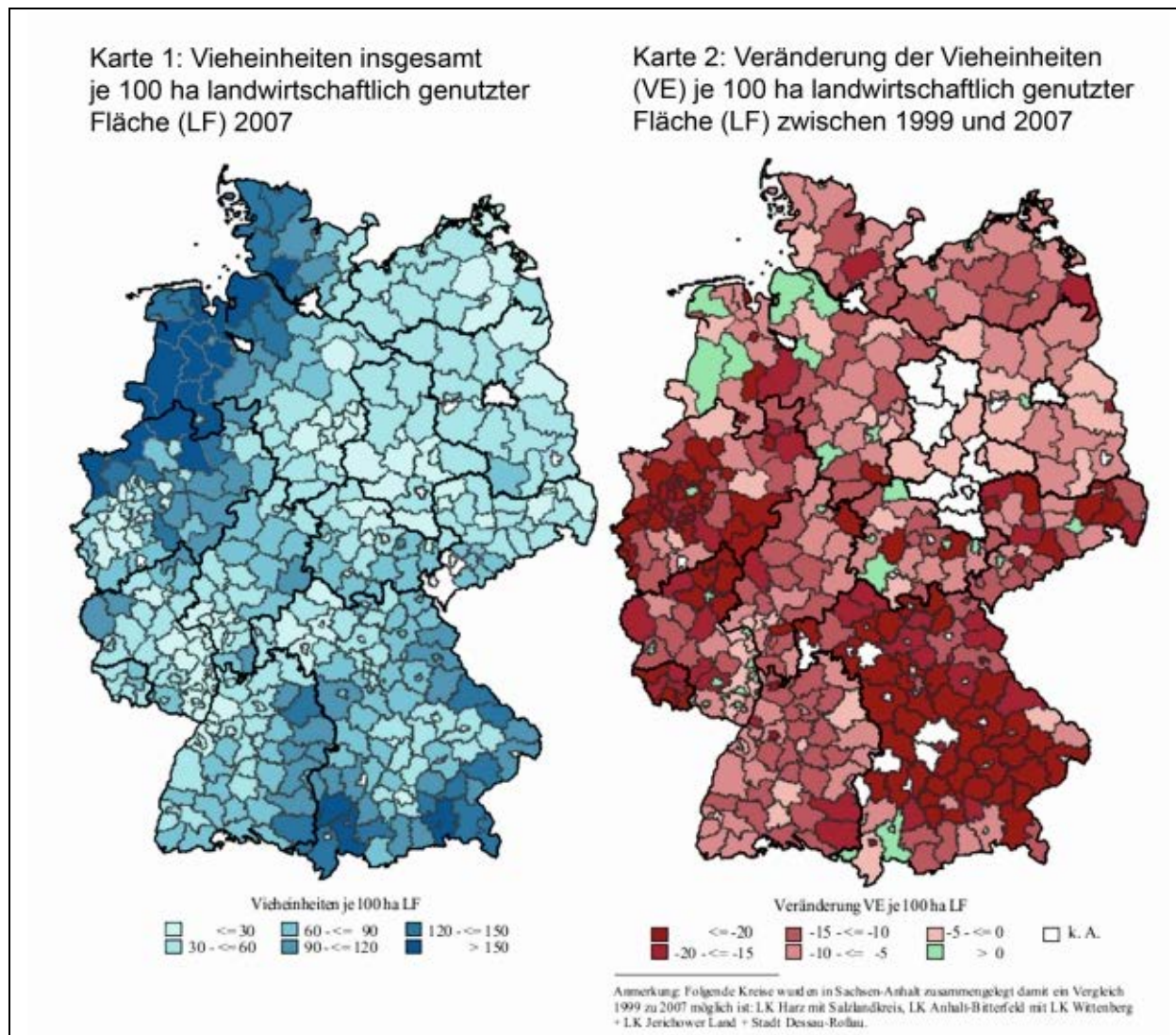
Konzentration der tierischen Produktion

223. Insgesamt haben preisliche und politische Entwicklungen (z. B. die Gemeinsame Agrarpolitik, das Erneuerbare-Energien-Gesetz) sowie das Konsumverhalten in den vergan-

genen Jahrzehnten zu einer Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion mit steigenden Tierleistungen und Bestandsgrößen (DAFA 2012) und einer räumlichen Konzentration der tierischen Produktion geführt. Dieser Prozess ging mit Landnutzungsänderungen, wie einer Abnahme des Grünlands, einher (Tz. 236). Insbesondere im Nordwesten und auch im Süden Deutschlands werden sehr hohe Viehdichten erreicht (Abb. 4-7, Karte 1). Zwischen 1999 und 2007 war in vielen dieser Regionen eine Zunahme der Vieheinheiten zu verzeichnen, wohingegen in vielen anderen Gebieten abnehmende Tierzahlen zu beobachten waren. Es ist zu erwarten, dass sich diese Konzentrationswirkung für Milchvieh mit der Deregulierung des Milchmarktes, namentlich dem Auslaufen der Milchquote im Jahr 2015, noch einmal verstärken wird (OFFERMANN et al. 2014, S. 27 f.).

Abbildung 4-7

Zunehmende Konzentration der Vieheinheiten je 100 Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche zwischen 1999 und 2007



Quelle: DAFA 2012, S. 16; Datenquelle: „Regionaldatenbank Deutschland“ der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder; Statistische Landesämter (Daten aus 2007)

224. Um die Leistungsfähigkeit von Nutztieren zu gewährleisten, ist eine bestimmte Menge an Rohprotein im Futter nötig (STOCKINGER und SCHÄTZL 2012). Die Versorgung mit importierten, eiweißreichen Futtermitteln ermöglicht auf der lokalen Ebene flächenunabhängig die Intensivierung der tierischen Produktion. Der höhere Eiweißgehalt dieser Futtermittel, beispielsweise gegenüber einer Weidehaltung, hat die Intensität und Produktivität in der Fleisch- und Milcherzeugung erheblich gesteigert.

Die in der Tierhaltung in Deutschland eingesetzten Futtermittel stammen nur zum Teil aus heimischer Produktion und ohne die Futtermittelimporte könnte Deutschland die hohe Produktion tierischer Lebensmittel nicht aufrechterhalten. Etwa ein Drittel des in Deutschland verbrauchten Futtermittels (gemessen in verdaulichem Eiweiß) wurde in den vergangenen Jahren importiert (BMELV 2013, S. 124). Im Jahr 2011 wurden etwa 3,2 Mio. t Sojabohnen und 3,4 Mio. t Sojaschrot für die Futtermittel- und Tierproduktion nach Deutschland eingeführt (Deutscher Bundestag 2012a). Über die Flächenerträge der Ursprungsländer lässt sich für die Importe von Sojabohnen und Sojaextraktionsschrot ein jährlicher Flächenbedarf von etwa 2,5 Mio. ha ermitteln, was rund 20 % der Ackerfläche Deutschlands entspricht (BMELV 2012). Mit den Futtermitteln werden jährlich aber auch etwa 365 kt Stickstoff importiert (UBA 2014b). Dieser wird dann in Deutschland zu einem erheblichen Teil als Nebenprodukt bei der Tiermast ausgeschieden und fällt als Wirtschaftsdünger an.

Durch die Fixierung von Luftstickstoff und den Einsatz von mineralischem Dünger wird beim Anbau von Futtermitteln dem Gesamtsystem Stickstoff neu zugefügt. Dem Nährstoffkreislauf in den Anbauländern wurde der Stickstoff hingegen als Erntegut den landwirtschaftlichen Flächen entzogen. Auch andernorts produzierte und nach Deutschland importierte tierische Erzeugnisse tragen zu den globalen Gesamtemissionen reaktiven Stickstoffs bei. Tiere, die nach Deutschland transportiert und hier geschlachtet und verarbeitet werden, haben in ihrem Ursprungsland die Stickstoffbilanz beeinflusst. Auch auf globaler Ebene sind daher die Kreisläufe zunehmend entkoppelt.

225. Durch die beschriebene Konzentration der Tierhaltung innerhalb Deutschlands kumulieren in bestimmten Regionen auch räumlich der kontinuierlich anfallende Wirtschaftsdünger und die Biogasproduktion, bei der neben Energiepflanzen auch Wirtschaftsdünger eingesetzt wird. In diesen Regionen ist die Tierhaltung von der pflanzlichen Erzeugung der Futtermittel weitgehend räumlich entkoppelt und es gibt keine ausreichende Verwendung für Wirtschaftsdünger.

Die Menge an Nährstoffen, die von den Pflanzen benötigt wird und aufgenommen werden kann, ist jedoch begrenzt und unterscheidet sich zudem im Jahresverlauf deutlich. Eine Düngung, die sich am Bedarf der Pflanzen orientiert, ist daher nur zu bestimmten Zeitpunkten der Vegetationsperiode möglich. Der Wirtschaftsdünger muss über längere Zeiträume möglichst verlustarm gelagert werden, um die Stickstoffverluste in die Umwelt gering zu halten.

Ein Transport des Wirtschaftsdüngers findet zwar heute bereits über kurze und mittlere Distanzen statt (Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2013), ist über weite Strecken aber bislang häufig unrentabel. Die Lagerung und der Transport des Wirtschaftsdüngers sind nicht unerhebliche Kostenfaktoren. Steigende Preise für synthetische Dünger (z. B. infolge steigender Energiepreise) und technische Entwicklungen zur Aufbereitung des Wirtschaftsdüngers sowie strengere Auflagen in der Düngeverordnung könnten die Transportwürdigkeit jedoch zukünftig verbessern, potenziell die kurzfristige Nährstoffwirkung erhöhen sowie die Verluste bei der Anwendung reduzieren (Abschn. 6.4.6).

Gemüsebau

226. Neben der tierischen Produktion ist insbesondere beim Anbau von Sonderkulturen wie Gemüse eine teilweise sehr geringe Stickstoffeffizienz bei den heute üblichen Produktionsverfahren festzustellen, die erhebliche Stickstoffemissionen in die Umwelt bedingen (ARMBRUSTER et al. 2013; Wissenschaftlicher Beirat für Düngungsfragen beim BMELV 2009). Ursachen dafür sind unter anderem eine nicht bedarfsgerechte Düngung (Tz. 248, Tz. 521), enge Fruchtfolgen und hohe Stickstoffgehalte in den Ernterückständen. Bei einigen Kulturen ist eine hohe Stickstoffversorgung zum Zeitpunkt der Ernte auch nötig, um bestimmte äußere Qualitätsmerkmale zu erreichen (z. B. grüne Farbe bei Brokkoli) (ARMBRUSTER et al. 2013). Viele Gemüsekulturen haben beispielsweise nur kurze Wachstumsphasen und können auch eine temporäre Unterversorgung nicht kompensieren, weshalb zur Risikominderung teilweise weit über den eigentlichen Bedarf gedüngt wird. Eine nicht ausreichende Stickstoffversorgung kann bei bestimmten Kulturen sogar einen kompletten Ernteausfall zur Folge haben. Da der Anteil der Düngerkosten an den variablen Kosten im Gemüsebau nur wenige Prozent beträgt, sind die Anreize Dünger einzusparen sehr gering.

4.1.2 Ökonomische Einflussfaktoren

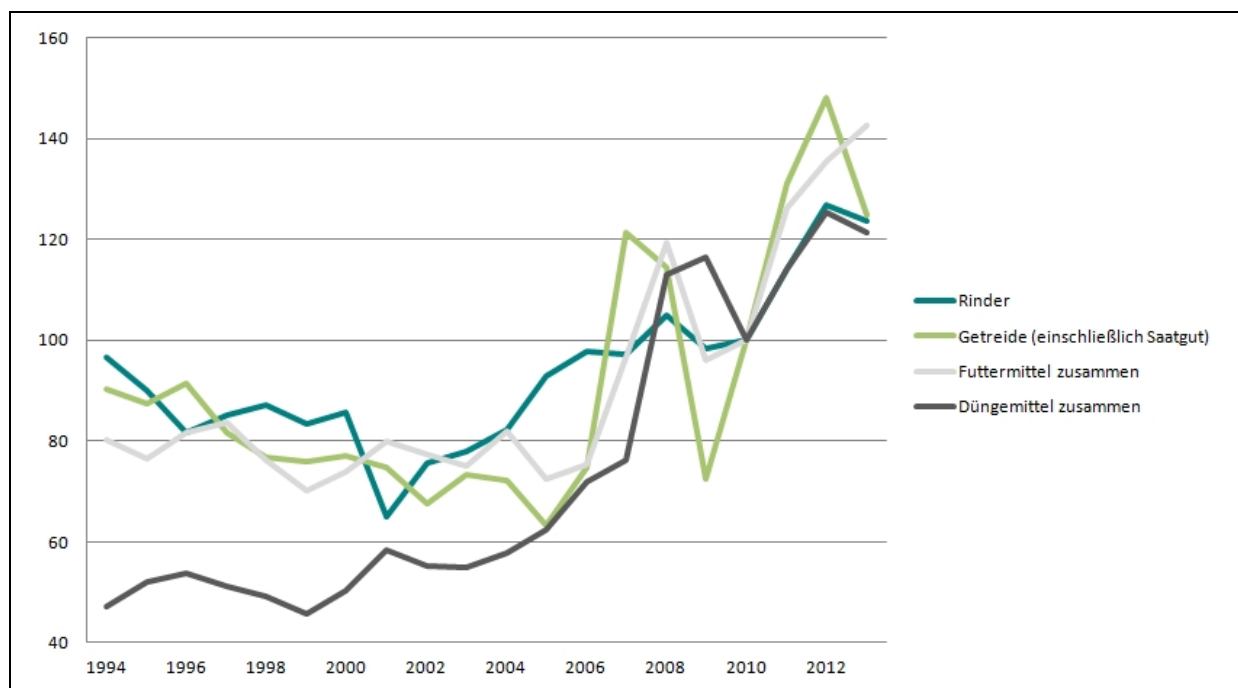
227. Die Entwicklung des Stickstoffeinsatzes in der Landwirtschaft und damit der Emissionen in die Umwelt ist von verschiedenen Faktoren abhängig, die sich grob in ökonomische Einflussfaktoren (agrarstrukturelle Entwicklungen, Preisrelationen zwischen Stickstoff als Inputfaktor und den Absatzpreisen für landwirtschaftliche Erzeugnisse), politische Rahmensezung auf europäischer und nationaler Ebene sowie Konsum- und Lebensstile einteilen lassen. Diese Punkte werden in diesem und den folgenden Abschnitten dargestellt.

Erzeugerseitig ist die Relation zwischen den Kosten für den Einsatz von Stickstoff als Dünger bzw. als proteinhaltiges Futter einerseits und den Preisen für landwirtschaftliche Verkaufsprodukte andererseits entscheidend für die Menge des eingesetzten Stickstoffs. So begründet die Bund-Länder-Arbeitsgruppe zur Evaluierung der Düngeverordnung den besonders hohen Absatz von Stickstoffmineraldünger in den Jahren 1999 und 2000 auch mit besonders niedrigen Düngerpreisen (BLAG 2012, S. 81). Insgesamt ist in den vergangenen

zwanzig Jahren jedoch eine Entwicklung hin zu einer Verteuerung der Düngemittel in Relation zu den erzielten Erzeugerpreisen zu verzeichnen (Abb. 4-8). Das heißt, die Preise für Düngemittel sind tendenziell stärker gestiegen als die für die landwirtschaftlichen Produkte erzielten Erzeugerpreise. Beispielsweise näherten sich die Indizes der Preise für Düngemittel und Getreide bzw. Rinder im Laufe der letzten beiden Jahrzehnte tendenziell an. Dagegen sind die Preise für Futtermittel und für Rinder beide ähnlich stark gestiegen.

Abbildung 4-8

**Index der Erzeugerpreise landwirtschaftlicher Produkte
(Getreide, Rinder) und Index der Einkaufspreise
landwirtschaftlicher Betriebsmittel (Dünge- und Futtermittel)
(inkl. Umsatzsteuer; 2010 = 100)**



SRU/SG 2015/Abb. 4-8; Datenquelle: Statistisches Bundesamt 2014a; 2014b

Die Bund-Länder-Arbeitsgruppe zur Evaluierung der Düngeverordnung betont aber, dass die Preisrelationen immer wieder schwanken und kurzzeitig auch wieder zu einem steigenden Einsatz von Mineraldünger führen können (BLAG 2012, S. 82). Im Wirtschaftsjahr 2010/2011 hatte sich zum Beispiel die Preisrelation zugunsten des Weizens verändert, was prompt zu einem höheren Stickstoffmineraldüngerabsatz führte (ebd.). Die Relevanz der Preisrelationen für den Düngemiteleinsatz ist jedoch auch abhängig davon, welchen Anteil die Kosten für synthetischen Dünger an den gesamten Produktionskosten ausmachen. Je nach Nutzpflanze kann dies von wenigen Prozent (z. B. im Gemüsebau) bis zu einem Drittel der variablen Produktionskosten (z. B. bei Getreide) betragen (JENSEN et al. 2011, S. 43). Daraus lässt sich ableiten, dass die Beeinflussbarkeit des Einsatzes von synthetischen Düngern und auch die Bereitschaft der Landwirtschaft im Sinne der Effizienz und Konsistenz

(vgl. Kap. 2.4) solchen durch Wirtschaftsdünger zu substituieren, über die Düngerpreise je nach Produktionszweig stark variieren.

Der vermehrte Einsatz von synthetischen Düngemitteln zur Steigerung der Pflanzenproduktion resultiert zum Teil auch aus der höheren Nachfrage nach Futtermitteln als Vorleistung für die tierische Erzeugung. Die Nutztierhaltung ist heute von großer ökonomischer Relevanz für den landwirtschaftlichen Sektor. Durch sie werden rund 60 % der gesamten landwirtschaftlichen Erlöse generiert (BMELV 2010, S. 14). Wie in Textziffer 223 ff. ausgeführt, ist neben der durch die Tierhaltung induzierten Intensivierung beim Anbau von Futtermitteln die zunehmende räumliche Konzentration der tierischen Produktion das maßgebliche Problem. Die Ursachen für diesen Trend sind vielfältig. Die Ansiedlung der Tierhaltung in bestimmten Regionen ist zum einen auf für den Ackerbau ungünstigere hydrologische und geologische Gegebenheiten zurückzuführen (schlechte Böden, ungünstiges Klima, hoher Wasserstand, steile Hanglagen). Aus Produktivitätsgründen haben sich die Betriebsstrukturen in der Nutztierhaltung in den vergangenen Jahrzehnten hin zu einer Vergrößerung der Bestände entwickelt (DAFA 2012, S. 15). Zur räumlichen Konzentration trägt außerdem bei, dass in ländlichen Gebieten alternative Einkommensmöglichkeiten außerhalb der Landwirtschaft oft begrenzt sind. All diese Faktoren haben auch dazu geführt, dass sich die entsprechenden Infrastrukturen wie Schlachthöfe und die Fleisch verarbeitende Industrie ebenfalls in diesen Gebieten angesiedelt haben (BÄURLE und TAMÁSY 2012).

Die entstandenen, hoch konzentrierten Agrarstrukturen werden neben den in Deutschland für die Fleisch verarbeitende Industrie vergleichsweise günstigen rechtlichen Rahmenbedingungen als Ursache für eine gestiegene Produktivität und damit sinkende Produktionskosten im Sektor Fleischerzeugung genannt. Die Aussicht auf hohe Gewinne führen auf der Ebene der landwirtschaftlichen Produktion zu Markteintritten und Mehrproduktion, was zu einer problematischen Verschärfung der Stickstoffbelastung führt. Aufgrund der Marktverhältnisse (der Landwirt ist Preisnehmer und stellt nur ein Glied in der gesamten Kette dar) profitiert der individuelle landwirtschaftliche Betrieb in der Regel aber nur kurzzeitig von der Produktivitätssteigerung (DAFA 2012, S. 15).

4.1.3 Agrarpolitik

228. Historisch gesehen war die europäische Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) wesentlich für die Entwicklung hin zu dem heutigen hohen Niveau der landwirtschaftlichen Produktion in Deutschland. Bei ihrer Einführung im Jahr 1962 war die Agrarförderung über Preisstützungen und Marktinterventionen an die Produktionsmenge gebunden, was zu einer drastischen Produktionssteigerung und schließlich zu einer Überproduktion führte (Europäische Kommission 2012, S. 3; FEARNE 1997). Seitdem gab es vielfältige Reformschritte, die die Überproduktion mindern sollten und auch Elemente zur Entlastung der Umwelt beinhalteten. Meilensteine waren die Einführung der zweiten Säule der GAP (1999) sowie die Einführung der Cross Compliance (2005). Auch die Entkopplung der Direktzahlungen

(2005) spielte eine wichtige Rolle. Seitdem werden die Direktzahlungen je Hektar unabhängig von der tatsächlichen Produktion gezahlt (OPPERMANN et al. 2013; MÖCKEL 2006). Agrarumweltmaßnahmen wurden in die europäische Agrarpolitik 1992/1993 erstmals eingeführt und 1999/2000 fest in der zweiten Säule verankert. Politische Entscheidungen, wie die schrittweise Aufhebung der obligatorischen Flächenstilllegung, die Deregulierung des Milchmarktes (Auslaufen der Milchquote) oder die Ausgestaltung von Agrarumweltmaßnahmen, können erhebliche Auswirkungen auf die Stickstoffüberschüsse der Landwirtschaft haben (HEIDECKE und KREINS 2010). Die jüngsten Reformen, die ab 2015 umgesetzt werden müssen, sollen zu einer Verringerung der Stickstoffüberschüsse beitragen. Nach dem heutigen Stand der politischen Reformen ist jedoch eher von einer Stagnation auszugehen (SRU 2013). Auf diesen Problemkomplex sowie mögliche politische Nachbesserungen der aktuellen Reform wird in Abschnitt 6.4.4 näher eingegangen.

4.1.4 Bioenergiepolitik

229. Der Anbau energetisch nutzbarer Biomasse hat in den letzten Jahren erheblich zugenommen. Aus Biomasse wird Bioenergie zur Stromerzeugung, für die Wärmebereitstellung sowie Kraftstoff hergestellt. Hinzu kommt, dass Biomasse als Rohstoff in der Industrie eingesetzt werden kann. Aufgrund der vielfältigen Nutzungsmöglichkeiten besteht eine erhebliche Nachfrage nach Anbaubiomasse. Diese trägt aus Sicht des Umweltschutzes zu bedenklichen Entwicklungen in der Landwirtschaft bei und verschärft bestehende Tendenzen, wie beispielsweise Intensivierung und starke Zunahme von bestimmten Anbaukulturen.

Der Anteil der erneuerbaren Energien am gesamten Bruttoendenergieverbrauch, das heißt Strom, Wärme und Kraftstoffe, lag im Jahr 2013 bei 12 %, ihr Anteil am Bruttostromverbrauch betrug 25,3 %, am Endenergieverbrauch zur Bereitstellung von Wärme und Kälte 9,1 % und am Endenergieverbrauch Verkehr 5,5 %. Biogas hatte mit 27.180 GWh den zweitgrößten Anteil an den erneuerbaren Energien am Bruttostromverbrauch, dies entspricht 4,6 % des deutschen Stromverbrauchs. Im Bereich Wärme/Kälte lag der gesamte Biomasseanteil (biogene Festbrennstoffe, Biogase und flüssige Bioenergieträger) bei 7,3 % des Gesamtverbrauchs. Der direkte Holzeinsatz in Haushalten lag bei 4,5 %. Kraftstoffe aus erneuerbaren Energien basieren vollständig auf Biomasse (BMW 2014).

Der zunehmende Einsatz von Biomasse zur Energieerzeugung ist vor allem auf politisch gesetzte Rahmenbedingungen zurückzuführen. Dabei spielt die Annahme, durch den Einsatz von Biomasse weniger klimaschädlich Energie und Wärme erzeugen zu können, eine tragende Rolle.

230. Die Nutzung von Biomasse zur Energieerzeugung wird vom Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG), dem Erneuerbare-Energien-Wärme-Gesetz (EEWärmeG) sowie dem Biokraftstoffquotengesetz (BioKraftQuG), das zu Änderungen des Bundes-Immissions-

schutzgesetzes (BlmSchG) und zur Änderung energie- und stromsteuerrechtlicher Vorschriften geführt hat, geregelt.

Kraftstoffe

231. Das Biokraftstoffquotengesetz verpflichtet über § 37a BlmSchG die Kraftstoffhersteller, einen festen, im Zeitverlauf steigenden Mindestanteil ihrer Produkte auf Basis nachwachsender Rohstoffe auf den Markt zu bringen. Dabei ist unerheblich, ob dieser Anteil durch reine Biokraftstoffe oder durch Beimischung erreicht wird. 2014 müssen mindestens 2,8 % der verkauften Otto- und mindestens 4,4 % der Diesekraftstoffe Biokraftstoffe sein. Insgesamt müssen im Jahr 2014 mindestens 6,25 % der Gesamtmenge verkaufter Kraftstoffe auf Basis von Biokraftstoffen erzeugt werden. Gemäß § 37a Absatz 3a BlmSchG stehen ab 2015 nicht mehr die Biokraftstoffanteile im Vordergrund, sondern die Treibhausgaseinsparung der verkauften Gesamtkraftstoffmenge. Der Treibhausgasanteil der verkauften Kraftstoffe soll ab 2015 gegenüber rein fossilen Kraftstoffen um 3 % sinken, ab 2017 um 4,5 % und ab 2020 um 7 %.

Wärme

232. Das Erneuerbare-Energien-Wärme-Gesetz schreibt seit 2009 die anteilige Nutzung erneuerbarer Energien für die Wärme- und Kälteerzeugung in Neubauten sowie in von der öffentlichen Hand genutzten Altbauten nach Sanierung vor. Ziel ist es, 2020 einen Anteil erneuerbarer Energien am Endenergieverbrauch für Wärme und Kälte von 14 % zu erreichen (§ 1 Abs. 2 EEWärmeG). Hierdurch sollen Potenziale zur Vermeidung von Treibhausgasen im Gebäudebereich gehoben werden (WUSTLICH 2008). Eingesetzt werden können Solarenergie, Geothermie und Biomasse. Für den Einsatz flüssiger oder fester Biomasse ist eine anteilige Versorgung von mindestens 50 %, für Biogas von mindestens 30 % festgelegt (§ 5 Abs. 2 EEWärmeG). Wärme aus Biogas muss jedoch in einer hocheffizienten KWK-Anlage (KWK – Kraft-Wärme-Kopplung) erzeugt werden, um Nutzungskonkurrenzen zu vermeiden (WUSTLICH 2008). Das Erneuerbare-Energien-Wärme-Gesetz stellt somit eine Verbindung zum EEG her, in das 2009 ein KWK-Bonus integriert wurde. Offen bleibt, ob die Regelungen des Erneuerbare-Energien-Wärme-Gesetzes für den Gebäudebestand ausreichen, um Artikel 13 Absatz 4 der Erneuerbare-Energien-Richtlinie 2009/28/EG umzusetzen, oder ob das Gesetz weitreichender auch auf privat oder gewerblich genutzte Altbauten erstreckt werden muss (LEHNERT und VOLLPRECHT 2009).

Strom

233. Das EEG fördert den Einsatz erneuerbarer Energien zur Stromerzeugung durch gesetzlich festgelegte Vergütungssätze je erzeugter Einheit Strom über eine Dauer von zwanzig Jahren. Die Förderkosten werden durch die EEG-Umlage von privaten und gewerblichen Letztverbrauchern getragen, wobei jedoch ein Teil der Verbraucher (bestimmte energieintensive Unternehmen und Eigenstromerzeuger) eine reduzierte oder gar keine Umlage

zahlen. Das EEG legt Ziele für den Gesamtanteil erneuerbarer Energien an der Stromversorgung fest. Mit dem EEG 2014 werden erstmals Obergrenzen des vergütungsfähigen Zubaus der einzelnen Technologien benannt, lediglich für Photovoltaik ist dies schon länger der Fall. Für Biomasse wird im EEG 2014 ein maximaler Zubau von 100 MW brutto vorgegeben. Diese Obergrenzen schränken den Zubau von Anlagen ein, die nach dem EEG vergütet werden. Das EEG legt jedoch keine absoluten Grenzen für den Anteil einzelner Technologien an der Stromversorgung fest, sodass in der Praxis die zugebauten Kapazitäten auch deutlich über 100 MW liegen könnten. Realistisch ist dies jedoch nicht, da bislang davon ausgegangen werden kann, dass sich Anlagen ohne Anspruch auf die EEG-Vergütung nicht am Markt behaupten können. So wird auch davon ausgegangen, dass die mit dem EEG 2014 verringerte Vergütung einen weitaus größeren Effekt haben wird als die Beschränkung des vergütungsfähigen Zubaus (Fachverband Biogas 2014).

Auswirkungen der gesetzlichen Regelung

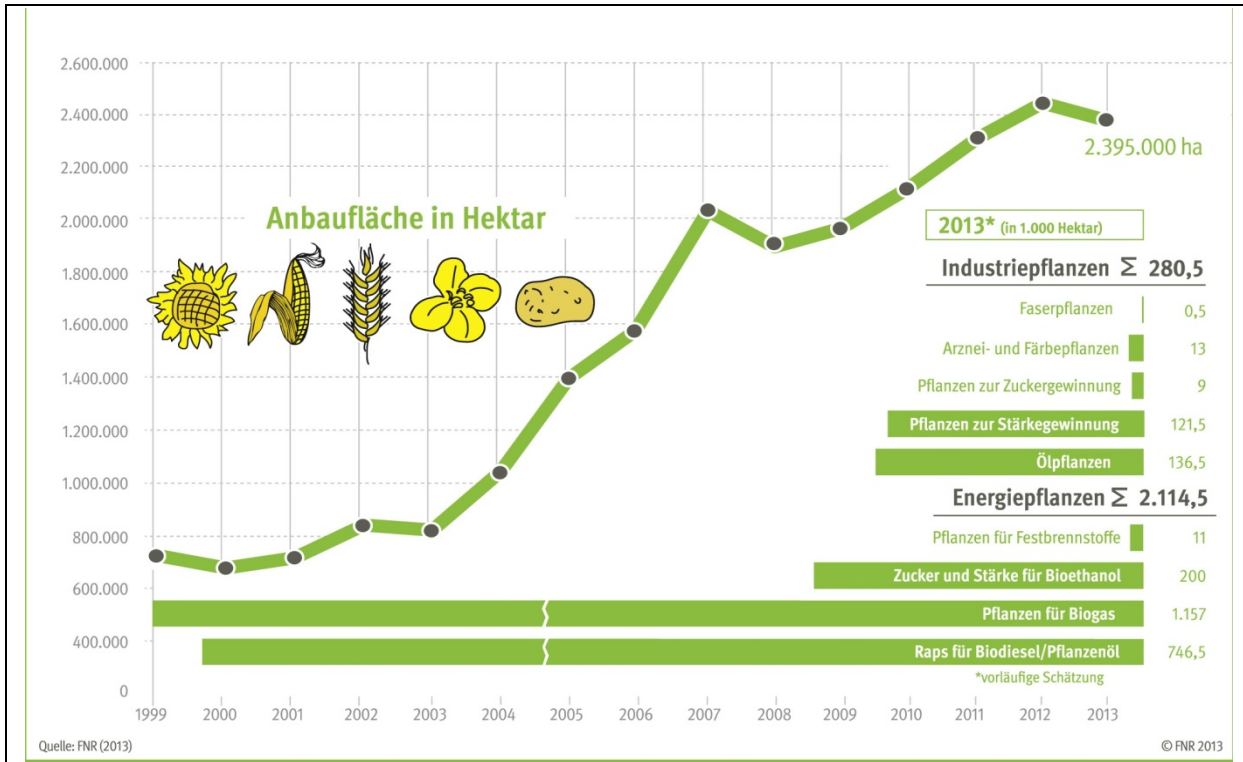
234. Die Bioenergiepolitik hat zu einem vermehrten Anbau von Energiepflanzen in Deutschland geführt. Die Anbaufläche für nachwachsende Rohstoffe (Energie- und Industriepflanzen) ist von 0,7 Mio. ha im Jahr 1999 auf 2,4 Mio. ha im Jahr 2013 gestiegen. Im Hinblick auf die Anbaufläche waren 2013 Energiepflanzen für die Biogaserzeugung (1,2 Mio. ha), Raps für Biodiesel und Pflanzenöl (0,7 Mio. ha) sowie Pflanzen für die Bioethanolproduktion (0,2 Mio. ha), wie vor allem Zuckerrüben und Weizen, die bedeutendsten nachwachsenden Rohstoffe (Abb. 4-9).

Die Anbaufläche für Festbrennstoffe macht mit 11.000 ha den weitaus geringsten Anteil aus, jedoch verdeutlicht dies, dass die bisher eingesetzte feste Biomasse nicht ausschließlich aus Restholz oder Reststoffen aus holzbasierten Produktionsprozessen, sondern aus der Forstwirtschaft stammt. Sie wird in Form von Scheitholz eingesetzt. Der Holzanteil der Wärmeerzeugung aus erneuerbaren Energien liegt bei 80 % (HOFMANN et al. 2013, S. 3).

Die Anbaufläche von Silomais, der als Tierfutter sowie als Substrat zur Biogaserzeugung verwendet werden kann, ist von 1,2 Mio. ha 2003 auf 2,0 Mio. ha 2013 angestiegen (Abb. 4-10). Vor dem Hintergrund leicht abnehmender Rinderbestände (vgl. Tz. 221) ist die Zunahme vor allem auf den deutlichen Anstieg der Nutzung von Anbaubiomasse zur Biogaserzeugung zurückzuführen. Nach Schätzungen der Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe (FNR) wurden im Jahr 2013 32 % (0,8 Mio. ha) der gesamten Maisanbaufläche von 2,5 Mio. ha (Silo- und Körnermais) in Deutschland zur Gewinnung von Substrat zur Biogaserzeugung eingesetzt (FNR 2013b). Der übrige Anteil wurde primär als Futtermittel verwendet. Im Jahr 2012 war Silomais mit einem Anteil von 75 % am energiebezogenen Substrateinsatz der bedeutendste nachwachsende Rohstoff in der Biogaserzeugung. Hinzu kam vor allem Grassilage mit einem Anteil von 10 % und Getreide-Ganzpflanzensilage mit einem Anteil von 7 % (DANIEL-GROMKE et al. 2013, S. 55).

Abbildung 4-9

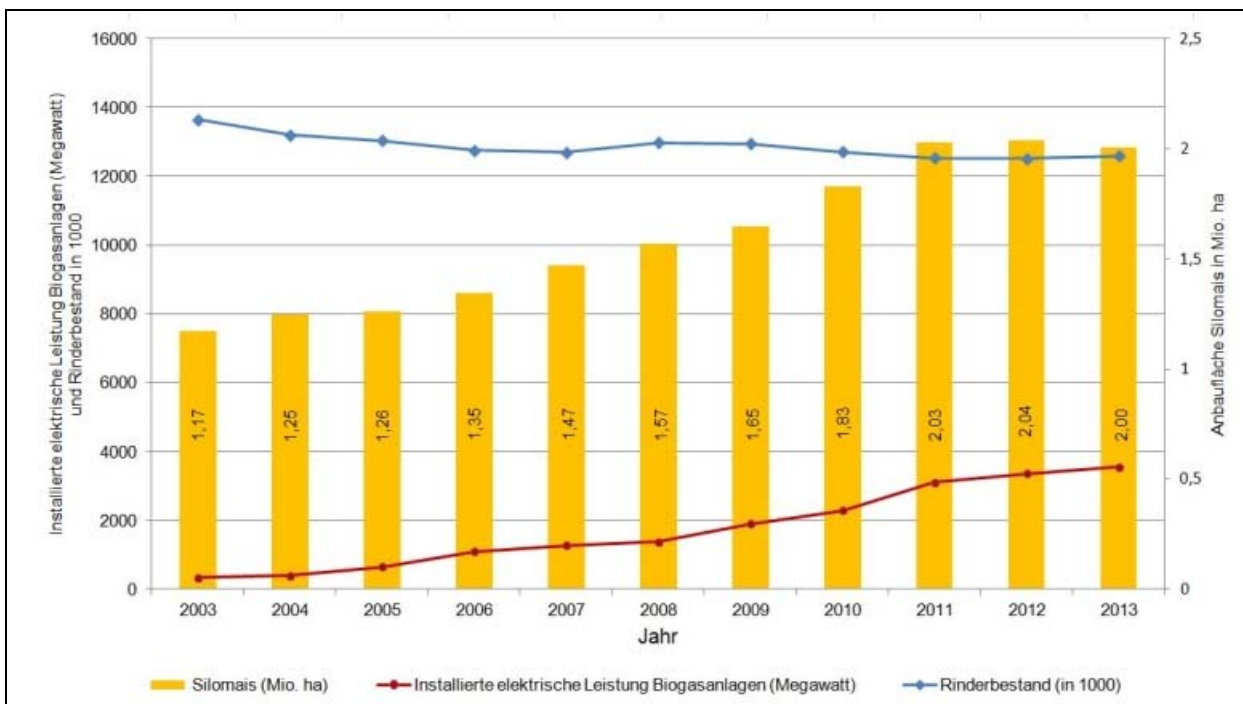
Anbau nachwachsender Rohstoffe in Deutschland (2013)



Quelle: FNR 2013a

Abbildung 4-10

Entwicklung der Anbaufläche von Silomais, der Rinderbestände und der installierten elektrischen Leistung von Biogasanlagen (2003 bis 2013)



SRU/SG 2015/Abb. 4-10; Datenquelle: Fachverband Biogas 2013; BMEL 2014b; Statistisches Bundesamt 2006; 2009; 2013a; 2014c; 2014d

235. Silomais und Raps, die dominierenden nachwachsenden Rohstoffe in Deutschland, weisen ein hohes Potenzial für Stickstoffverluste auf. Grundsätzlich besteht bei der Anbau-praxis von Kulturen als Energiepflanzen und zur Gewinnung von Lebens- und Futtermitteln kein Unterschied (NITSCH et al. 2008). Nach der Ernte von Silomais liegen häufig hohe Mengen Stickstoff in Form von Nitrat im Boden vor, die nicht mehr von Pflanzen aufgenommen und daher ausgewaschen werden. Flächen mit Rapsanbau weisen ebenfalls ein großes Potenzial zur Nitratauswaschung nach der Ernte auf (LICKFETT 2000). Sowohl beim Anbau von Mais als auch von Raps hängt die Nitratauswaschung jedoch stark vom Standort und Betriebsmanagement ab. Beim Maisanbau ist insbesondere die Höhe der organischen Stickstoffdüngung, aber auch beispielsweise deren zeitliche Abstimmung mit dem Pflanzenbedarf, entscheidend. In Regionen mit hoher Dichte an Tierhaltung und Biogaserzeugung kommt es zu Nährstoffüberschüssen, die nicht mehr sinnvoll im Pflanzenbau vor Ort eingesetzt werden können. Teilweise sehr hohe Transportkosten für Wirtschaftsdünger lassen es ökonomisch sinnvoll erscheinen, der möglichst kostengünstigen Entsorgung bei der Ausbringung von Wirtschaftsdünger den Vorrang vor der optimalen Verwertung zu geben. Dies kann eine hohe Nitratauswaschung in Maisbeständen befördern (s. a. Tz. 238).

236. Der zunehmende Anbau von nachwachsenden Rohstoffen hat zu Landnutzungs-änderungen beigetragen. Insbesondere der Umbruch von Grünland ist im Hinblick auf die Stickstoffproblematik kritisch zu beurteilen, da er zur Mineralisierung von organisch gebundenem Stickstoff führt. Die landwirtschaftliche Nutzung von Grünland weist darüber hinaus im Vergleich zu den meisten einjährigen Kulturen geringere negative Umwelt- und Naturschutzwirkungen auf. OSTERBURG et al. (2011) stellten für den Nordwesten Deutschlands einen vermehrten Grünlandumbruch in Betrieben mit Substratanbau für Biogasanlagen fest. Der größte Teil des in der Untersuchung ermittelten gesamten Grünlandverlustes fand jedoch in Milchviehbetrieben ohne Substratanbau statt (ebd., S. 352). Dies verdeutlicht, dass die Bioenergienutzung einen Beitrag zum Grünlandverlust leistet, jedoch nicht den alleinigen Treiber darstellt.

Darüber hinaus kann die Nachfrage nach nachwachsenden Rohstoffen zur energetischen Verwendung eine intensivere Nutzung (z. B. eine höhere Düngung) von bisher extensiv bewirtschafteten Flächen und den Anbau von Kulturen auf für diese nicht geeigneten Standorten anreizen. Auch kann die Teilnahme an freiwilligen Extensivierungsprogrammen weniger attraktiv werden (NITSCH et al. 2008, S. 20 ff.). Diese Entwicklungen sind jedoch nicht alleine auf die verstärkte Nachfrage nach nachwachsenden Rohstoffen zur Gewinnung von Bioenergie zurückzuführen, sondern auch auf grundsätzliche Tendenzen im landwirtschaftlichen Sektor, wie beispielsweise Preissteigerungen von Agrarrohstoffen.

237. Tierhaltung und Biogaserzeugung fallen räumlich häufig zusammen, da die anfallenden Exkremate als Substrat für Biogasanlagen verwendet werden können und ihr Einsatz durch den Güllebonus gefördert wurde (s. a. Tz. 242). In Regionen mit hohen Tierhaltungs-

dichten sind Nährstoffkreisläufe meist nicht mehr geschlossen, da große Mengen Stickstoff in Form von Futtermitteln importiert werden. Die Biogaserzeugung trägt zu regional bereits bestehenden Stickstoffüberschüssen bei, die primär auf die konzentrierte Tierhaltung zurückzuführen sind. Berechnungen von HEIDECKE et al. (2012) liefern beispielsweise für Schleswig-Holstein Hinweise, dass der Anfall von Gärresten für den Anstieg von regionalen Stickstoffüberschüssen mitverantwortlich ist.

238. Mit dem Einsatz von tierischen Exkrementen als Substrat in Biogasanlagen ist in der Summe kein erhöhter Anfall an organischem Stickstoff verbunden. Wirtschaftsdünger fällt auch unabhängig von der Biogaserzeugung an, vor der Ausbringung steht nur die energetische Nutzung im Zuge der Fermentation. Zusätzlicher organischer, stickstoffhaltiger Dünger entsteht jedoch durch die Vergärung von nachwachsenden Rohstoffen. Der in der Anbaubiomasse enthaltene Stickstoff wird nicht dem landwirtschaftlichen Stickstoffkreislauf entzogen, sondern in Form von Gärresten auf die Flächen zurückgeführt. Regionale Nährstoffkreisläufe werden zusätzlich angereichert, wenn die Gärreste nicht auf die Anbauflächen der Substrate und an die Betriebe, die Wirtschaftsdünger abgegeben haben, zurückgeführt werden, sondern aus Kostengründen in der Nähe der Biogasanlage ausgebracht werden. Im Rahmen eines Pilotprojektes zeigen WÜSTHOLZ und BAHRS (2013, S. 212 f.), dass untersuchte Betriebe deutlich mehr Stickstoff an Biogasanlagen in Form von Substraten liefern, als sie in Form von Gärresten aufnehmen. Dies deutet auf einen Beitrag zur Nährstoffakkumulation durch die Biogaserzeugung hin. Umweltbelastungen durch Gärreste sind jedoch auch stark auf Defizite bei den Vorgaben zur Düngung zurückzuführen (vgl. Abschn. 6.4.2; Abschn. 6.5.1.4).

239. Im Zuge der Biogaserzeugung entstehen neue Quellen für Ammoniak- und Lachgasemissionen, da durch die Vergärung von pflanzlicher Biomasse zusätzlicher Wirtschaftsdünger anfällt, der bei Lagerung und Ausbringung zu Emissionen führt (JÖRß et al. 2014, S. 94 ff.). Wie auch bei Wirtschaftsdünger ohne vorherige energetische Nutzung beeinflusst die bei der Lagerung und Ausbringung eingesetzte Technologie stark das Emissionsniveau. So wurden nach Schätzungen 2011 nur circa 50 % der Gärreste in gasdicht abgedeckten Lagerstätten aufbewahrt (KTBL 2012; s. a. RÖSEMANN et al. 2013, S. 93). Biogasanlagen können potenziell jedoch auch einen Beitrag zur Reduktion von Lachgas- und Methanemissionen leisten, da bei der Verstromung von Wirtschaftsdünger die Emissionen aus dessen Lagerung verringert werden können (AMON et al. 2006; de VRIES et al. 2010).

240. Die Biogasproduktion ist durch die beschriebene Erhöhung von regionalen Stickstoffüberschüssen als besonders problematisch einzustufen. Es ist jedoch festzuhalten, dass auch die Politik zur Nutzung von Biokraftstoffen im Hinblick auf die Emissionen reaktiver Stickstoffverbindungen bedenklich ist. Landnutzungsänderungen, veränderte Flächennutzung und Intensivierungstendenzen können sowohl mit der Biogasproduktion, als auch mit der Biokraftstoffproduktion in Verbindung gebracht werden.

Der SRU hat sich im Rahmen seines Sondergutachtens „Klimaschutz durch Biomasse“ kritisch zum Biokraftstoffquotengesetz geäußert und sich dafür ausgesprochen, Biomasse prioritär stofflich zu nutzen sowie in Kaskadennutzung zur Erzeugung von Strom und Wärme einzusetzen. Die energetische Nutzung von Biomasse zur Erzeugung von Strom und Wärme weist ein größeres Potenzial zur Reduktion von Treibhausgasen auf und auch der Energieertrag pro Fläche ist höher als bei der Erzeugung von Biokraftstoffen (SRU 2007, Tz. 109 und 140). Bei der energetischen Nutzung von Biomasse sollten Umwelt- und Naturschutzgefährdungen umfassend abgeschätzt und unterbunden werden (SRU 2007, Tz. 168) Im Folgenden beschränken sich die Problemanalyse und die darauf aufbauenden Handlungsempfehlungen in Kapitel 6.5 auf den Einsatz von nachwachsenden Rohstoffen zur Biogasproduktion.

Entwicklung der Vergütung von Bioenergie zur Stromerzeugung

241. Maßgeblich für den oben beschriebenen Problemdruck ist das EEG und hier vor allem die Vergütungsstruktur, die zu einer verstärkten Nachfrage nach Anbaubiomasse geführt hat. Im Verlauf mehrerer Reformen wurden die EEG-Vergütungssätze nachjustiert und technologiespezifisch um weitere Faktoren (vor allem Boni) ergänzt. Die Vergütungssätze und die Vergütungshöhe sind für das Jahr der Inbetriebnahme und weitere zwanzig Kalenderjahre festgeschrieben, um Investitionssicherheit zu gewährleisten.

242. Durch die Novelle des Stromeinspeisungsgesetzes im Jahr 1994 erhielt aus Biomasse erzeugter Strom eine Einspeisevergütung. Diese war an den durchschnittlichen Strompreis der Vergangenheit gekoppelt; es wurde bei der Vergütungshöhe nicht zwischen Strom aus Windkraft, Sonnenenergie und Biomasse unterschieden (PRALL und EWER 2014). Eine Ausdifferenzierung der Vergütungssätze erfolgte erst mit dem EEG, das im Jahr 2000 das Stromeinspeisungsgesetz ablöste. Mit dem EEG wurde die Vergütung auf eine absolute Zahlung je erzeugter Kilowattstunde umgestellt, sodass die Erlöse von der allgemeinen Strompreisentwicklung abgekoppelt wurden.

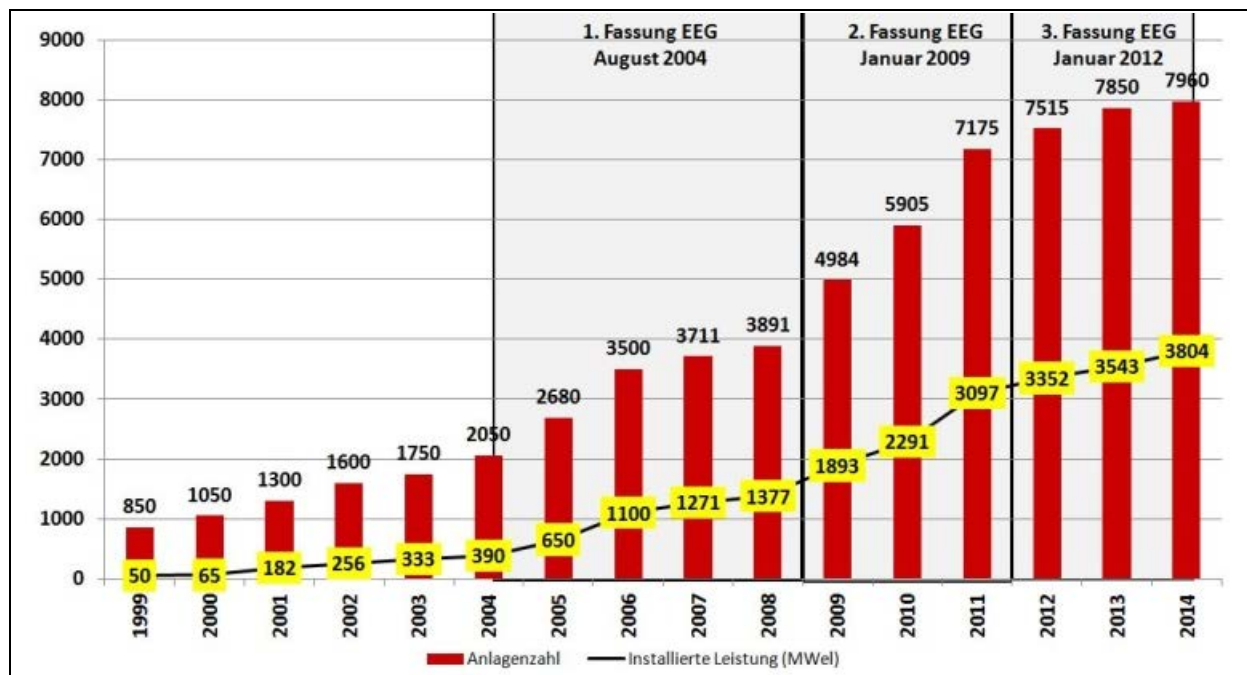
Das EEG wurde 2004, 2009 und 2012 novelliert, dabei veränderte sich auch die Vergütung der Biomasseverstromung. Mit der EEG-Novelle 2004 wurden der Grundvergütung verschiedene Aufschläge zur Seite gestellt. Neben einem Aufschlag von 2 ct/kWh für die kombinierte Bereitstellung von Strom und Wärme durch KWK wurde für Anlagen bis 5 MW Leistung ein Bonus für den Einsatz nachwachsender Rohstoffe (NaWaRo-Bonus) in Höhe von 4 bis 6 ct je nach Anlagengröße eingeführt. Dieser Bonus führte zu einer steigenden Nachfrage nach Anbaubiomasse, die bis zu diesem Zeitpunkt nur eine untergeordnete Rolle gespielt hatte. Die insgesamt erzielbaren Vergütungssätze lagen deutlich über denen aus dem EEG 2000, sodass sich die Zahl der Biogasanlagen zwischen 2004 und 2008 nahezu verdoppelte (von 2.050 auf 3.891 Anlagen) und deren Leistungsfähigkeit von 390 auf 1.377 MW anwuchs, sich also mehr als verdreifachte.

Auch mit der Novelle zum EEG 2009 wurden die Vergütungssätze für Strom aus Biomasse verändert. Ergänzend zum auf 4 bis 7 ct/kWh angehobenen NaWaRo-Bonus wurde der sogenannte Güllebonus in Höhe von 1 bis 4 ct eingeführt, der den Einsatz von Gülle als Substrat ab einem Gülleanteil von dreißig Massenprozent vergütet (Anlage 2 EEG 2009). Vor allem der NaWaRo-Bonus sowie der Güllebonus erhöhten die Attraktivität der Biomasseverstromung zusätzlich. In der Folge stieg die Zahl der Biogasanlagen bis 2011 auf 7.175 an, deren Leistung lag bei 3.097 MW. Während die Kapazität erneut deutlich anstieg und sich mehr als verdoppelte, nahm die Zahl der Anlagen um fast 85 % zu.

243. Die EEG-Novelle 2012 sollte vor allem den durch den NaWaRo-Bonus angetriebenen unerwünschten Folgen begegnen (Zunahme des Maisanbaus, Grünlandumbruch zum Anbau von Energiepflanzen). Die Boni für den Einsatz nachwachsender Rohstoffe und Gülle sowie KWK wurden abgeschafft und das Konzept der Einsatzstoffvergütungsklassen eingeführt. Dieses differenziert die Vergütung je nach eingesetztem Substrat. Darüber hinaus wurde der Maisanteil am Substrat begrenzt.

Abbildung 4-11

Anzahl der Biogasanlagen und installierte Leistung



SRU/SG 2015/Abb. 4-11; Datenquelle: Fachverband Biogas 2013; Zahlen für 2014 Prognose

Die Entwicklung von Anlagenbestand und installierter Leistung spiegelt die verschiedenen EEG-Fassungen und deren Wirkungen erkennbar wider, wie Abbildung 4-11 verdeutlicht. Besonders prägnant ist einerseits der große Zubau im Rahmen des EEG 2009, ebenfalls eindeutig erkennbar ist der Effekt der EEG-Novelle von 2012, die den Zubau massiv reduziert hat.

244. Als wesentliche Faktoren für die durch die Bioenergiepolitik vorangetriebenen Einträge reaktiven Stickstoffs in die Umwelt können neben der Zunahme der insgesamt nach EEG vergüteten Anlagen vor allem der 2004 eingeführte NaWaRo-Bonus und der 2009 hinzugekommene Güllebonus angesehen werden. Diese zusätzlichen Vergütungen steigerten die finanzielle Attraktivität des Einsatzes von Anbaubiomasse, die auch bei Ausnutzung des Güllebonus den weit überwiegenden Anteil des eingesetzten Substrates ausmacht. Die Boni führten zu einer Nachfragesteigerung nach Substraten in der Landwirtschaft. Aufgrund der gesetzlich abgesicherten Vergütungsdauer greifen Vergütungsmodifikationen durch Gesetzesnovellen, wie etwa 2012 geschehen, nur für neue, jedoch nicht für bestehende Anlagen. Dementsprechend bleibt die aktuell hohe Nachfrage nach Anbaubiomasse ohne ergänzende, auf Bestandsanlagen ausgerichtete Regelungen und Anreizsysteme für einen langen Zeitraum bestehen.

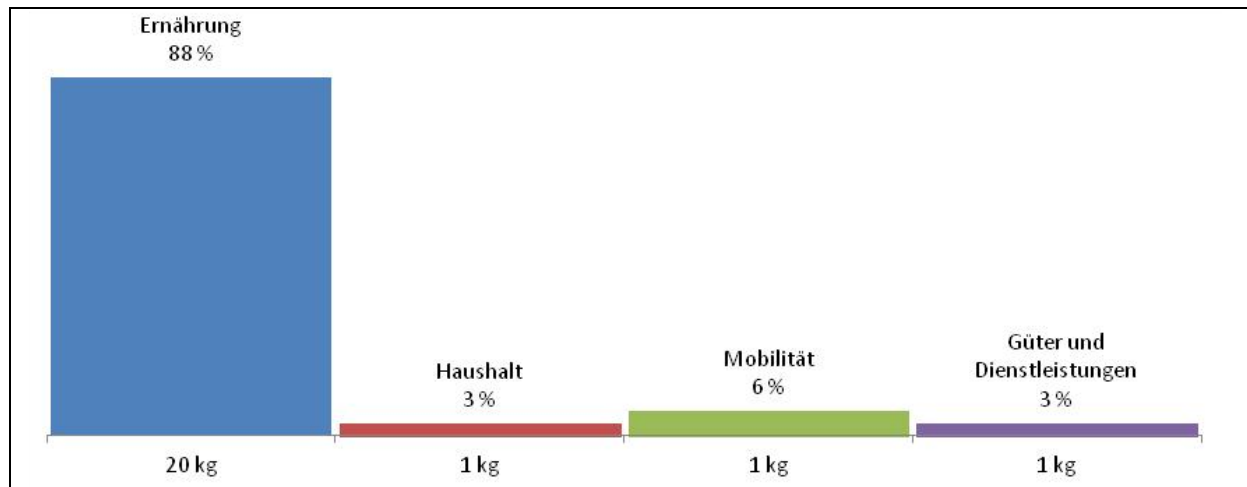
4.1.5 Lebensmittelkonsum

245. Individuelle Konsummuster tragen entscheidend zur aktuellen Stickstoffproblematik bei. Insbesondere die Art und Weise des Lebensmittelkonsums ist ein großer Treiber der steigenden Stickstoffbelastung mit den daraus resultierenden Problemen für den Menschen und die Umwelt (SUTTON et al. 2013; DASGUPTA und EHRLICH 2013). Neben der Ernährung haben aber auch andere Bereiche des täglichen Lebens, wie zum Beispiel die Mobilität (Kap. 4.2) und der Energieverbrauch (Kap. 4.3) einen Einfluss auf die Stickstoffemissionen. In diesem Kapitel soll auf zwei im Hinblick auf die Stickstoffproblematik besonders relevante Aspekte des Lebensmittelkonsums eingegangen werden. Bezogen auf die Freisetzung reaktiver Stickstoffverbindungen in die Umwelt stellen insbesondere der hohe Anteil an Lebensmittelabfällen und der hohe Konsum tierischer Produkte ein Problem dar. Für eine umfassende Betrachtung des Lebensmittelkonsums sei auf das Umweltgutachten 2012 verwiesen (SRU 2012, Kap. 3).

246. Die Präferenzen der Verbraucher für Lebensmittel sind einer Vielzahl von Einflüssen ausgesetzt und stehen häufig einem umweltbewussten Konsum entgegen (SRU 2012, Kap. 3). Wesentlicher Einflussfaktor auf Präferenzen und damit auf den individuellen Konsum sind Lebensstil, Werte und Einstellungen sowie die gesamtgesellschaftlichen Rahmenbedingungen. Mittels eines Stickstoffkalkulators (N-Print.org 2014) können Konsumenten ihren persönlichen Stickstofffußabdruck berechnen und erfahren, inwieweit der eigene Lebensstil bzw. Konsum Auswirkungen auf die Freisetzung reaktiven Stickstoffs in die Umwelt hat (LEACH et al. 2012; STEVENS et al. 2014; vgl. Tz. 528). Der individuelle Konsum wird dabei auf die vier Bereiche Ernährung, Haushalt, Mobilität sowie Güter und Dienstleistungen aufgeteilt. Nach N-Print.org (2014) macht der Anteil der durch die Ernährung verursachten Stickstoffemissionen im Durchschnitt mit 20 kg Stickstoff pro Jahr etwa 88 % des Gesamtstickstofffußabdrucks einer Person in Deutschland aus (s. Abb. 4-12).

Abbildung 4-12

Durchschnittlicher Stickstofffußabdruck pro Person und Jahr in Deutschland



Quelle: N-Print.org 2014, Stand: 17.08.2014

Die besondere Bedeutung der Ernährung für den persönlichen Stickstofffußabdruck ergibt sich aus der bereits in Abschnitt 4.1.1 aufgeführten landwirtschaftlichen Produktionsweise. Bezogen auf die Gesamtemissionen sind insbesondere tierische Lebensmittel, vor allem Fleisch- und Milchprodukte, von Bedeutung. Aber auch der Anbau bestimmter Sonderkulturen, welche durch eine geringe Stickstoffeffizienz gekennzeichnet sind, zum Beispiel Erdbeeren, Spargel und Brokkoli, führen zu großen Stickstoffverlusten in die Umwelt (s. Tz. 226).

XUE und LANDIS (2010) haben für Lebensmittel anhand von Lebenszyklusanalysen das jeweilige Eutrophierungspotenzial (von Stickstoff und Phosphat) für Böden, Gewässer und Meere bestimmt und daraus „Stickstoffäquivalente“ für verschiedene Produktgruppen abgeleitet. Ihre Analysen zeigen, dass bei der Produktion verschiedener Nahrungsmittelgruppen sehr unterschiedliche Mengen an Stickstoff in die Umwelt gelangen. So ist das Stickstoffäquivalent von rotem Fleisch, das während der Produktion, der Verarbeitung, dem Transport und der Verpackung freigesetzt wird, mit 150 g Stickstoffemissionen pro Kilogramm etwa doppelt so hoch wie das von Milchprodukten. Die Stickstoffäquivalente von Gemüse und Früchten sind mit etwa 17 g Emissionen pro Kilogramm höher als die anderer pflanzlicher Produkte, wie etwa von Getreide (2,6 g pro Kilogramm) (ebd.). Der überwiegende Teil der Stickstoffemissionen gelangt dabei bereits während der landwirtschaftlichen Produktion, dem Transport und der anschließenden Verarbeitung in die Umwelt (XUE und LANDIS 2010; LEACH et al. 2012; GRIZZETTI et al. 2013). LEIP et al. (2013) vergleichen den Stickstofffußabdruck verschiedener Lebensmittel in insgesamt 25 EU-Staaten. Für Deutschland geben die Autoren mit 5 g Stickstoff pro Kilogramm pflanzliches Produkt im Durchschnitt ebenfalls deutlich niedrigere Werte für den Stickstofffußabdruck an als für tierische Produkte (44,9 g Stickstoff pro Kilogramm Produkt).

Lebensmittelabfälle

247. Nach GUSTAVSSON et al. (2011) gehen weltweit etwa ein Drittel aller produzierten Lebensmittel in der Lebensmittelkette ungenutzt verloren oder werden als Abfall über den Müll entsorgt. Laut der vom Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) in Auftrag gegebenen ersten deutschen „nationalen Wegwerfstudie“ (2012) zu Lebensmittelabfällen werden in Deutschland jährlich etwa 11 Mio. t Lebensmittel verschwendet und landen ungenutzt im Müll (KRANERT et al. 2012, S. 8). Die Abfälle entstehen dabei auf allen Stufen der Lebensmittelkette und haben vielfältige Ursachen (ausführlich in SRU 2012, Kap. 3). Sie werden entweder bereits bei der Herstellung und der Verarbeitung des Produktes oder durch den Handel bzw. den Endverbraucher entsorgt. Mit 6,7 Mio. t (etwa 61 %) verursachen die privaten Haushalte den größten Anteil. Im Durchschnitt produziert jeder Deutsche damit etwa 81,6 kg Lebensmittelabfälle pro Jahr, wovon 47 % vermeidbar bzw. 18 % teilweise vermeidbar wären. An diesen Abfällen haben Gemüse und Obst (44 %) sowie Backwaren (15 %) den größten Anteil, gefolgt von Milchprodukten (8 %) sowie Fleisch und Fisch (6 %) (KRANERT et al. 2012, S. 16–19).

Die Studie nennt als häufigste Gründe für das Wegwerfen von Lebensmitteln durch die privaten Haushalte eine mangelnde Wertschätzung der Lebensmittel, eine nicht bedarfsgerechte Einkaufsplanung, eine falsche Lagerung und den Ablauf des Mindesthaltbarkeitsdatums. Die Autoren weisen in dem Zusammenhang auf die bedeutende Rolle der gesamtgesellschaftlichen Rahmenbedingungen hin, die neben den individuellen Gründen maßgeblich zur Entsorgung von Lebensmitteln in Haushalten führen. Wichtige Trends und Entwicklungen hierfür sind demzufolge unter anderem das beinahe ständig verfügbare Überangebot an Lebensmitteln, der starke Rückgang des Anteils der Verbrauchsausgaben für Lebensmittel und die zunehmende Entfremdung gegenüber Lebensmitteln (KRANERT et al. 2012). Die Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen (FAO) hat errechnet, dass gerade bei Fleisch und Fleischprodukten die Lebensmittelverluste am Ende der logistischen Kette – also zu großen Teilen im Konsumbereich – in Europa und in den USA im Vergleich zum Rest der Welt besonders hoch sind (GUSTAVSSON et al. 2011).

248. In diesem Zusammenhang spielen auch Anforderungen an die Produkt- und Qualitätseigenschaften sowohl von Verbrauchern als auch von Herstellern und Handel eine wichtige Rolle (KRANERT et al. 2012; UBA und Verbraucherzentrale Bundesverband 2014). Produkte, die in der Größe, Form und Farbe nicht den jeweiligen Ansprüchen und Normen genügen, können zum Beispiel nicht vom Landwirt an den Handel abgegeben werden. Die so produzierten Lebensmittel verbleiben entweder auf dem Acker oder finden als Tierfutter Verwendung. Im Gemüsebau behält beispielsweise Brokkoli seine charakteristische, vom Verbraucher bevorzugte grüne Farbe nur dann, wenn bei der Ernte ein hoher Stickstoffgehalt im Boden vorliegt. Dies führt dazu, dass zum Zeitpunkt der Ernte gedüngt wird und ein Großteil des Stickstoffs nach der Abernte im Boden verbleibt. Entsprechen die Endprodukte

nicht den hohen Ansprüchen des Handels und der Verbraucher an die oben genannten Qualitätseigenschaften, gehen auf diese Weise große Mengen an zum Verzehr geeigneten Lebensmitteln ungenutzt verloren (s. Tz. 226).

249. GRIZZETTI et al. (2013) schätzen, dass global 2.700 kt Stickstoff pro Jahr direkt über Lebensmittelabfälle verloren gehen. Dies entspricht etwa 2 % des Gesamtstickstoffinputs in Form von synthetischen Düngern, der zur Lebensmittelproduktion eingesetzt wird (120.000 kt Stickstoff pro Jahr nach GALLOWAY et al. 2008). Die Europäische Union (27 EU-Staaten im Referenzjahr 2007) hat daran mit 400 kt Stickstoff pro Jahr einen besonders hohen Anteil. GRIZZETTI et al. (2013) kommen zu dem Schluss, dass in Europa die Abfälle für etwa 12 % aller Stickstoffemissionen aus der Lebensmittelproduktion verantwortlich sind. Den größten Anteil an den Stickstoffemissionen aus Abfall haben mit etwa 50 % Fleisch und mit 25 % Getreide, gefolgt von Milchprodukten (9 %) und Früchten (6 %).

Lebensmittelkonsum und Verbraucherpräferenzen

250. Tierische Produkte stellen in Deutschland einen großen Anteil der täglichen Nahrungspalette dar. Etwa 85 % der Bevölkerung verzehren täglich oder fast täglich Fleisch und Wurst. Der deutsche Pro-Kopf-Fleischverbrauch liegt bei etwa 89 kg pro Jahr und damit knapp unter dem EU-Durchschnitt (Heinrich-Böll-Stiftung 2013). Trotz eines über Jahre konstant hohen Fleischkonsums ist ein leichter Rückgang des Fleischkonsums in Deutschland bereits heute statistisch nachweisbar. Es zeichnet sich ab, dass im Hinblick auf den demografischen Strukturwandel ein weiterer Rückgang zu erwarten ist (CORDTS et al. 2013). Dies gilt insbesondere für den Verbrauch von Schweinefleisch, der seit einigen Jahren abnimmt (BMELV 2013, S. 189). Dagegen ist der Verbrauch von Hühnerfleisch in den letzten Jahren gestiegen (Heinrich-Böll-Stiftung et al. 2014). Im Durchschnitt verzehren Männer etwa doppelt so viel Fleisch, Fleischerzeugnisse und Wurstwaren wie Frauen. Insbesondere junge Menschen verzehren häufiger Fleisch, während bei beiden Geschlechtern der durchschnittliche Verzehr in der Altersgruppe 65 bis 80 Jahre am niedrigsten ist (MRI 2008b).

Demgegenüber hat sich jedoch auch der Anteil an Personen, die sich ausschließlich oder überwiegend vegetarisch ernähren, in den letzten Jahren erhöht. Ausgehend von einer geringen Ausgangsbasis von rund 1 % der Bevölkerung (Nationale Verzehrsstudie II (NVS II) von 2008: MRI 2008a) hat sich der Anteil im Jahr 2012 fast verdoppelt („Lebensmittelverzehr der Deutschen kaum verändert – Aber: Anzahl der Vegetarier verdoppelt“, Pressemitteilung des Max Rubner-Instituts vom 13. März 2014). Etwa zwei Drittel der Vegetarier sind Frauen (MRI 2008a). Die Studie von CORDTS et al. (2013) gibt mit 3,7 % einen höheren Wert für den Anteil an Vegetariern an und zählt außerdem etwa 11,8 % der Bevölkerung zur Gruppe der „Flexitarier“, also Personen die allgemein wenig Fleisch konsumieren und dabei besonders auf eine hohe Qualität achten. Zu den Personengruppen, die bewusst ihren Fleischkonsum reduzieren, gehören eher Frauen sowie jüngere und höher gebildete soziale

Gruppen mit höherem Haushaltsnettoeinkommen. Sie hinterfragen ihren Fleischkonsum zunehmend aufgrund tierethischer, gesundheitlicher und ökologischer Gesichtspunkte (CORDTS et al. 2013; MRI 2008b).

251. Aufgrund der derzeitigen Ernährungsweise werden in den Industrienationen sowie den Oberschichten in Entwicklungs- und Schwellenländern die für eine ausgewogene und gesunde Ernährung empfohlenen Mengen für die durchschnittliche Aufnahme an Proteinen zum Teil weit überschritten. Laut der NVS II liegt in Deutschland bei Männern und Frauen in allen Altersgruppen der Median der Proteinzufuhr über den empfohlenen sogenannten D-A-CH-Referenzwerten für die Nährstoffzufuhr (MRI 2008b). Eine reduzierte Proteinaufnahme infolge eines geänderten Ernährungsverhaltens hätte somit auch positive Synergieeffekte für die menschliche Gesundheit. Eine Reduktion der Aufnahme von tierischen Proteinen würde gleichzeitig zu einer verminderten Aufnahme an gesättigten Fettsäuren führen, die unter anderem in Zusammenhang mit der Entstehung von Herz-Kreislauf-Erkrankungen gebracht werden (WESTHOEK et al. 2014; s. Tz. 516).

In Abschnitt 4.1.1 wurde ausführlich dargestellt, dass für die Produktion einer Kalorie tierischen Lebensmittels generell mehr Stickstoff als zur Produktion einer Kalorie pflanzlichen Lebensmittels eingesetzt werden muss. Eine Änderung der Konsummuster hin zu einem höheren Anteil pflanzlicher Proteine in der Ernährung würde neben den positiven gesundheitlichen Effekten auch zu einer verbesserten Stickstoffeffizienz und niedrigeren Stickstoffverlusten in die Umwelt beitragen.

4.1.6 Erwartete Entwicklungen der Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft

252. Wie erläutert, wird die Intensität der Stickstoffdüngung auch durch das Verhältnis von Produktpreisen für landwirtschaftliche Güter zu Düngemittelpreisen bedingt (BLAG 2012, S. 82; s. Abschn. 4.1.2). Die Preisrelationen sind teilweise starken Schwankungen unterworfen. Beispielsweise gab es bei Weizen im Wirtschaftsjahr 2010/2011 einen regelrechten Peak zugunsten der Weizenpreise im Verhältnis zu den Düngemittelpreisen. In Abhängigkeit davon, wie sich die Preisrelation in Zukunft weiterentwickelt, ist es möglich, dass unter den gegebenen gesetzlichen Rahmenbedingungen der Düngerabsatz eher steigen als sinken wird.

Das Thünen-Institut hat die agrarökonomischen Entwicklungen für das Jahr 2023 für Deutschland modelliert (OFFERMANN et al. 2014). Folgende Entwicklungen gegenüber den Jahren 2009 bis 2011 werden erwartet:

- Trotz des erwarteten Anstiegs der Getreidepreise nimmt der Anteil der Getreidefläche weiterhin leicht ab. Der Ölsaatenanbau bleibt fast konstant. Aufgrund steigender Milchpreise nach dem Auslaufen der Milchquote wird die Milchproduktion gegenüber den Jahren 2009 bis 2011 um rund 18 % ansteigen. Unter Berücksichtigung der Milch-

leistungssteigerung werden die Milchkuhbestände leicht zunehmen. Die Anzahl der sonstigen Rinder bleibt nach den Modellanalysen konstant, sodass sich auch die Rindfleischherzeugung kaum verändert. Die Konzentration der Milchproduktion an den günstigen Grünlandstandorten setzt sich weiter fort.

- Die Nachfrage nach Milcherzeugnissen, insbesondere Käse und Frischmilchprodukten, wächst weiter leicht.
- In der Modellierung durch das Thünen-Institut wird von einer Beibehaltung des EEG 2012 ausgegangen. Diese Reform und die vergleichsweise hohen Agrarpreise reduzieren die Dynamik des Ausbaus der Biogaserzeugung. Dennoch steigt in der Modellierung die Anbaufläche für Energiemais auf 1,2 Mio. ha und die Vergütung der Bioenergie über das EEG hat damit weiterhin einen großen Einfluss auf die Landnutzung. Die prognostizierte Entwicklung ist nach Einschätzung des SRU jedoch vor dem Hintergrund der Reform des EEG im Jahr 2014 zu hinterfragen. Die durch das EEG beeinflusste Zunahme der Maisanbaufläche wird möglicherweise geringer ausfallen.
- Zunehmende Viehbestände, die erhöhte Nachfrage nach Milchprodukten und der erweiterte Anbau von Energiepflanzen sorgen für eine Steigerung der Nährstoffzufuhr aus Wirtschaftsdüngern um 13 % bei gleichbleibendem Einsatz von Mineraldünger. Durch höhere Erträge und eine zunehmende Düngeeffizienz bleibt insgesamt der sektorale Stickstoffbilanzsaldo der Flächenbilanz mit 70 kg/ha landwirtschaftlich genutzter Fläche nahezu konstant.
- Unter den getroffenen Annahmen und unveränderten politischen Rahmenbedingungen lösen sich die Probleme, die sich aus der intensiven Tierproduktion ergeben können, nicht im Zeitablauf „von selbst“, sondern könnten angesichts der in der Studie projizierten Rentabilität der Veredelungsproduktion weiter an Bedeutung gewinnen.

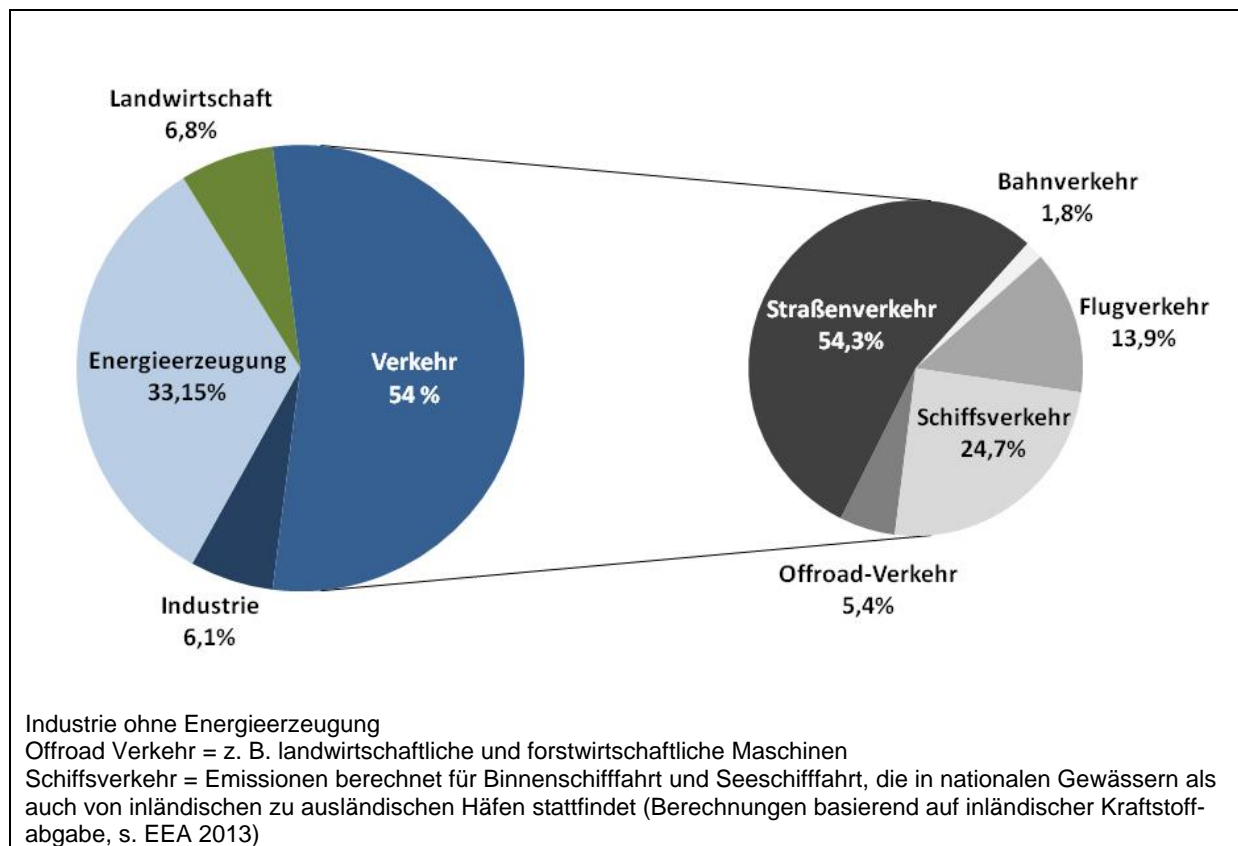
Basierend auf den agrarökonomischen Projektionen ist nach den Modellen für den betrachteten Zeitraum damit keine Entlastung der Umwelt durch veränderte Produktionsmengen oder -strukturen zu erwarten.

4.2 Verkehr

253. Stickstoffoxidemissionen in die Luft stellen eine Belastung für die menschliche Gesundheit und die Ökosysteme dar (s. Tz. 119 ff. und Tz. 145 ff.). Der Verkehr ist in Deutschland einer der beiden Hauptemittenten für Stickstoffoxidemissionen (s. a. Tab. 3-4). Unter Einbeziehung des internationalen Schiffs- und Flugverkehrs werden etwa 54 % der Gesamtstickstoffoxidemissionen dem Verkehr zugeschrieben (s. Abb. 4-13).

Abbildung 4-13

**Prozentualer Anteil der Hauptverursacherbereiche an den
Gesamtstickstoffoxidemissionen in Deutschland im Jahr 2012**



SRU/SG 2015/Abb. 4-13; Datenquelle: CEIP 2014

Wirft man einen Blick auf die Verkehrsmittelwahl bzw. den Modal Split in Bezug auf die Verkehrsleistung, so stehen beim Gütertransport die Seeschifffahrt und der Straßengüterverkehr im Vordergrund, bei der motorisierten Personenbeförderung der Straßenverkehr (s. Abb. 4-14). Die Verkehrsmittelwahl wird dabei zum einen vom Mobilitätsverhalten der Menschen und der wirtschaftlichen Entscheidungen von Unternehmen und zum anderen vom Verkehrsangebot bestimmt.

Hinsichtlich der Stickstoffoxidemissionen dominiert der Straßenverkehr mit einem Anteil an den Verkehrsemissionen von etwa 54,3 %, gefolgt von der Schifffahrt mit etwa 24,7 % (Abb. 4-13). Der Luftverkehr ist für 13,9 % der Stickstoffoxidemissionen des Verkehrs verantwortlich. Im Folgenden wird aufgrund ihrer besonderen Bedeutung als Verursacher von Stickstoffoxidemissionen nur auf den Straßenverkehr und die Seeschifffahrt näher eingegangen. Für beide Verkehrsbereiche werden einzelne wichtige Treiber betrachtet (s. hierzu auch SRU 2005; 2008; 2012, Kap. 4 und 5).

Abbildung 4-14

Personen- und Güterverkehrsleistung der unterschiedlichen Verkehrs- bzw. Transportzweige in Deutschland im Jahr 2012



SRU/SG 2015/Abb. 4-14; Datenquelle: BMVBS 2013

4.2.1 Straßenverkehr

254. Die höchsten Luftbelastungen mit Stickstoffoxiden treten in stark vom Straßenverkehr beeinflussten Gebieten wie den Ballungsräumen bzw. Städten auf. Der Straßenverkehr ist der Hauptverursacher dieser lokalen Belastungen. Darüber hinaus trägt er in relevantem Maße zu den Gesamtstickstoffoxidemissionen bei (s. Tz. 84). Zentraler Grund hierfür ist, dass die Mobilität des Menschen, aber auch der Transport von Gütern und Waren auf der Straße weiterhin im Wesentlichen auf Fahrzeugen basiert, die durch Verbrennungsmotoren angetrieben werden. Die Minderung der Stickstoffoxidemissionen dieser Fahrzeuge erfolgt primär über technische Maßnahmen, wie Abgasminderungstechniken, die über gesetzliche Vorgaben eingeführt wurden (s. Tz. 537). Allerdings bestehen auch Anreize, wie zum Beispiel die Steuerbegünstigung von Dieselmotoren (s. Tz. 257), die diese Bemühungen konterkarieren.

Alternative Antriebe wie Elektrofahrzeuge sind zwar über das Stadium der Entwicklung hinaus, auch wird die Weiterentwicklung und Einführung dieser Technologie politisch gefördert (SRU 2012, Kap. 5). Sie besitzen aber derzeit aufgrund von Nachteilen gegenüber Verbrennungsmotoren, die beispielsweise Reichweite und Kosten betreffen, noch deutlich schlechtere Marktchancen. Immerhin scheinen aber Hybridfahrzeuge (Fahrzeuge, die durch einen Elektromotor und einen weiteren Energiewandler angetrieben werden) sich zuneh-

mend am Markt zu etablieren. Was die Alternativen zum motorisierten Individualverkehr betrifft, hat deren Angebot bzw. die Ausgestaltung der Verkehrsinfrastruktur einen wichtigen Einfluss (Tz. 255). Ein weiterer wichtiger Faktor ist das Mobilitätsverhalten (Tz. 258). Beim Güterverkehr sind insbesondere wirtschaftliche Entwicklungen von Relevanz (Tz. 259). Im Folgenden werden fünf wichtige Treiber, die zur Entwicklung der Stickstoffoxidemissionen des Straßenverkehrs beitragen, angesprochen. Hinsichtlich sonstiger Faktoren wird auf SRU-Veröffentlichungen zu den Umweltwirkungen des Straßenverkehrs verwiesen (SRU 2005; 2008; 2012, Kap. 5).

Autozentrierte Infrastrukturplanung

255. Bisher orientiert sich die Verkehrsplanung immer noch sehr stark an der Bedarfsdeckung bzw. dem Ziel, eine prognostizierte zunehmende Verkehrsnachfrage durch das Bereitstellen einer entsprechenden Verkehrsinfrastruktur zu befriedigen, und noch zu wenig an der Zukunftsgestaltung von öffentlichen Räumen. Beispielsweise haben die meisten Ballungsräume in Deutschland bisher noch keine integrierten Verkehrskonzepte entwickelt (SRU 2012, Kap. 5; DOLL et al. 2013). Außerdem fehlen verbindliche, konkrete und problembezogene Umweltziele für den Straßenverkehr. Der motorisierte Individualverkehr beansprucht in den Städten weiterhin den größten Anteil des öffentlichen Raumes. Ebenso hat der Umweltverbund sein Potenzial selbst in vorbildlichen Städten noch nicht vollständig ausgeschöpft. Allerdings gewinnen sozial- und umweltpolitische Fragestellungen in der Verkehrs- bzw. Mobilitätsplanung zunehmend an Bedeutung (SRU 2005, Tz. 127 ff.; 2012, Tz. 310 ff.)

Abgasnormen und Katalysatorentechnik

256. Um die Stickstoffoxidemissionen bei herkömmlichen Verbrennungsmotoren zu mindern, ist ein erheblicher technischer Aufwand erforderlich. In der Vergangenheit wurden deutliche Erfolge bei der Minderung der Fahrzeugemissionen von rechtlich geregelten Schadstoffen über die Festlegung von europäischen Emissionsstandards erreicht. So führte die Einführung des Dreiwegekatalysators über die Setzung von Abgasnormen unter anderem auch zu einer deutlichen Minderung der Stickstoffoxidemissionen bei Ottomotor-Fahrzeugen. Dies gilt aber nicht für Stickstoffoxidemissionen bei Dieselfahrzeugen (Europäische Kommission 2013a). Dieselfahrzeuge belasten die Luft aktuell stärker mit Stickstoffoxidemissionen als benzinbetriebene Fahrzeuge und haben auch einen höheren Anteil des im Vergleich zu anderen Stickstoffoxiden gesundheitsschädlicheren Stickstoffdioxids im Abgas als Benzinfahrzeuge. So emittieren zum Beispiel Diesel-Pkw, welche die seit 2009 für Typengenehmigungen erforderliche Euro 5-Norm erfüllen, unter realen Fahrbedingungen sogar mehr Stickstoffoxid als benzinbetriebene Pkw, die lediglich den Stickstoffoxidgrenzwert der Euro-1-Norm aus dem Jahr 1992 einhalten (Europäische Kommission 2013b). Darüber hinaus emittieren Dieselfahrzeuge besonders gesundheitsschädliche Dieselrußpartikel.

Dass Dieselfahrzeuge bislang nicht mit effizienten Stickstoffoxidminderungstechnologien wie zum Beispiel SCR-Systeme (SCR – selektive katalytische Reduktion) ausgerüstet wurden, liegt auch daran, dass erst spät strenge Abgasnormen eingeführt wurden (Tz. 537). Im Gegenteil dazu hat die Einführung des Oxidationskatalysators über die Euro 3- und die Euro 4-Norm sogar eher zu einer Zunahme der Stickstoffoxidemissionen und des Anteils von Stickstoffdioxid an den Stickstoffoxidemissionen durch Dieselfahrzeuge beigetragen (GÖRGEN und LAMBRECHT 2008; Europäische Kommission 2013a).

Steuerbevorzugung von Dieselkraftstoff

257. Bei den Pkw hat sich in Deutschland der Anteil von Dieselfahrzeugen an der Gesamtflotte in den letzten Jahren deutlich erhöht. So machten sie am 1. Januar 2012 27,7 % des Pkw-Bestandes aus, bei den Neuzulassungen im Jahr 2012 lag ihr Anteil bereits bei 48,2 % (Statistisches Bundesamt 2013b). Ein Grund für die hohe Nachfrage nach dieselangetriebenen Pkw ist die Steuerbevorzugung des Dieselkraftstoffs. Die beiden zentralen Rechtfertigungen für die Steuerbevorzugung sind die höhere Energiedichte von Dieselkraftstoff im Vergleich zu Benzin (dadurch haben Dieselfahrzeuge generell einen geringen Verbrauch bezogen auf das Kraftstoffvolumen) und die Wirtschaftsförderung. Der Energiesteuersatz für Dieselkraftstoff ist derzeit mit 47 ct/l deutlich niedriger als der für Benzin mit 65,4 ct/l (BMF 2014).

Mobilitätsverhalten

258. Mobilität ist ein wichtiger Baustein zur Teilhabe am sozialen und wirtschaftlichen Leben und trägt somit maßgeblich zur Lebensqualität bei. Nach dem Verständnis des SRU ist Mobilität die Möglichkeit, Orte zum Zwecke der Realisierung von Interessen zu erreichen (SRU 2012, Tz. 289).

Das Mobilitätsverhalten des Menschen wird durch eine Vielzahl von Faktoren beeinflusst, die grob in vier Bereiche unterteilt werden können:

- Rahmenbedingungen wie Wetter oder Distanz, die zurückgelegt werden soll;
- die Dichte und funktionale Mischung der Siedlungsstruktur;
- Infrastruktur wie Angebot an öffentlichem Nahverkehr, Straßen oder Radwegen und
- individuelle Einflüsse wie Wunsch nach Flexibilität, Sicherheitsempfinden oder kulturelle Faktoren.

Mobilität wird immer noch sehr stark mit dem Autoverkehr in Zusammenhang gebracht. Und dies, obwohl bei der Mobilität nicht nur Menschen und Güter, sondern auch Informationen einbezogen werden müssen. Ein Auto-zentriertes Verständnis von Mobilität zeigte sich in der Vergangenheit – insbesondere in den 1960er- und 1970er-Jahren – in Leitbildern wie „auto-gerechte Stadt“ und „flüssiger Verkehr“. Folge davon war zum Beispiel, dass die Steigerung des Verkehrsaufkommens als Zugewinn an Mobilität verstanden wurde. Völlig unberück-

sichtigt blieb dabei, dass zwar die Länge der zurückgelegten Wege immer weiter zugenommen hat, nicht aber deren Anzahl. In einer Stadt mit kurzen Wegen wäre nach der Mobilitätsdefinition des SRU zum Beispiel ein hohes Mobilitätsniveau möglich, ohne dass es dafür erforderlich wäre, viel Zeit mit der Teilnahme am Verkehrsgeschehen zu verbringen. Eine hohe Mobilität ist also nicht per se an ein bestimmtes Verkehrsmittel oder an die Überbrückung großer Distanzen gekoppelt (SRU 2005; 2012, Kap. 5). Neuere Konzepte in der Stadtplanung, wie zum Beispiel autofreie Zonen oder Städte sowie Shared Space (gemeinsam genutzter Raum), haben bereits ein anderes Mobilitätsverständnis aufgegriffen. Durch Shared Space soll das gleichberechtigte Nebeneinander aller Verkehrsteilnehmer gefördert werden, um die Sicherheit und Lebensqualität an den Straßen zu verbessern (BECHTLER et al. 2010).

Trotzdem bestimmt der Autoverkehr weiterhin sehr stark das Verkehrsgeschehen. Besonders für die individuelle Mobilität besitzt der motorisierte Individualverkehr eine große Bedeutung (SRU 2012, Kap. 5). So dominierte zum Beispiel der motorisierte Individualverkehr die im Personenverkehr erbrachte Verkehrsleistung (Personen-km) im Jahr 2012 mit 80,5 %. Beim Verkehrsaufkommen (beförderte Personen) liegt sein Anteil bei etwa 82,4 % (Statistisches Bundesamt 2013b; BMVBS 2013). Wird der Fuß- und Radverkehr mit einbezogen, liegt der Anteil am Modal Split aller zurückgelegten Wege bei etwa 58 % (für 2008) (infas und DLR 2010). Schaut man sich die längerfristigen Entwicklungen an, so zeigt sich kein wesentlicher Rückgang der Verkehrsleistung des motorisierten Individualverkehrs. In den deutschen Städten ist seine Bedeutung unterschiedlich groß. So hat er in Berlin einen Anteil am Gesamtverkehr von 32 %, in Kaiserslautern dagegen von 54 % (UBA 2012). Eine offensichtliche Veränderung im Mobilitätsverhalten lässt sich – wenn überhaupt – nur für junge Erwachsene erkennen. Inwieweit der demografische Wandel zu einer Abnahme des motorisierten Individualverkehrs beitragen wird, hängt sehr stark von den Rahmenbedingungen bzw. der Anpassung an diese Entwicklung ab (SRU 2012, Kap. 5).

Entwicklung des Straßengüterverkehrs

259. Die Zunahme des Straßengüterverkehrs in Deutschland ist ein Grund für die weiterhin hohen Stickstoffoxidemissionen im Straßenverkehr. So ist ein stetiger Anstieg des Verkehrsaufwandes (angegeben in Tonnenkilometern) beim Straßengüterverkehr – unterbrochen nur durch die Finanzkrise im Jahr 2009 – zu beobachten (BMVBS 2013). In der Gesamtschau haben insbesondere die zurückgelegten Entfernungen der Güter, in den Städten dagegen durchaus auch das Aufkommen des Güterverkehrs zugenommen. Die Prognosen für die Zukunft gehen von einem weiteren Anstieg aus (s. hierzu ausführlich SRU 2012, Tz. 244). Diese Entwicklung wird auf verschiedene Faktoren zurückgeführt. An erster Stelle steht die weiter zunehmende internationale Arbeitsteilung. Andere Faktoren sind das Konsumverhalten, die Zunahme des Internethandels und Veränderungen in der Lagerhaltung. Bei der Wahl des Transportmittels spielen Fragen der Logistik – wie insbesondere

nach der Zuverlässigkeit der Verkehrsnetze – und der Preisgestaltung eine zentrale Rolle (BVU Beratergruppe Verkehr + Umwelt et al. 2014; GÄUMANN 2012; UBA 2012; 2009; SRU 2012, Tz. 302 ff.; Intraplan Consult et al. 2013; CLARK et al. 2013).

4.2.2 Schiffsverkehr

260. Etwa 90 % des internationalen Warenverkehrs erfolgt per Schiff (IMO 2012). Somit ist die Schifffahrt ein zentrales Element des globalen Handels. Gleichzeitig ist sie das Rückgrat der maritimen Wirtschaft, zu der auch die Bereiche Häfen, Reedereien, Zulieferindustrie und Meerestechnologie zu zählen sind.

Die Schifffahrt gilt zwar als klimafreundlichster Transportsektor, ist aber, was andere Emissionen und Umweltbelastungen angeht, insbesondere auch hinsichtlich der Stickstoffoxidemissionen, alles andere als umweltfreundlich. Sie trägt in relevantem Maße zur Versauerung und Eutrophierung der marinen Ökosysteme bei und belastet mit ihren Luftemissionen die Gesundheit des Menschen (Tz. 115). Dies liegt im Besonderen an der unzureichenden Regulierung der Emissionen dieses Sektors und fehlenden sonstigen Anreizen zur Emissionsminderung (Tz. 542 ff.). Da ein nicht unwesentlicher Teil des weltweiten Seeverkehrs unweit der Küsten stattfindet und die Schiffe auch während der Liegezeiten in den Häfen Strom und Wärme benötigen und dazu die Dieselaggregate auch in den Häfen betrieben werden, sind von den Schiffsemissionen auch Wohngebiete und terrestrische Ökosysteme betroffen. In einigen Hafenstädten bzw. Küstenregionen ist die Schifffahrt inzwischen für einen signifikanten Anteil der Stickstoffoxidbelastungen, neben Partikel- und Schwefeldioxidemissionen, verantwortlich und trägt somit zu bestehenden Luftreinhalteproblemen bei (EMSA o. J.; MATTHIAS et al. 2010). Weitere wichtige Faktoren, die die Stickstoffoxidemissionen dieses Sektors beeinflussen, sind die Entwicklungen des internationalen Transports und die wenig ambitionierten internationalen Grenzwerte für die Stickstoffoxidemissionen der Schiffsmotoren (s. Tz. 543). Der Ausstoß von Stickstoffoxidemissionen ist insbesondere vom Verbrennungsprozess im Motor abhängig und inwieweit Abgasreinigungstechniken zum Einsatz kommen.

Die Seeschifffahrt ist sehr stark durch ihren internationalen Charakter geprägt. So weist das Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen der Schifffahrt eine besondere Stellung zu, indem es ihre Freiheit garantiert und Hauptschifffahrtsrouten vor anderen Meeresnutzungen priorisiert. Hinzu kommt das Flaggenstaatenprinzip, das die Verantwortung für die Einhaltung von Standards, die auch den Umweltschutz betreffen, dem Staat zuweist, unter dessen Flagge das Schiff fährt. Die Küstenstaaten haben somit nur sehr begrenzte Möglichkeiten, Umweltschutzmaßnahmen in der Seeschifffahrt zu ergreifen. Ebenfalls von Bedeutung ist der internationale Wettbewerb, der die Küstenstaaten am Handeln hindert. Die Regulierung erfolgt daher vorwiegend auf internationaler Ebene bzw. bei der Internationalen Seeschifffahrtsorganisation (International Maritime Organization – IMO). Prozesse auf dieser Ebene gestalten sich in der Regel schwierig und langwierig. Allerdings hat Europa in der

Vergangenheit durchaus auch eigene Initiativen ergriffen und damit Anstöße für internationale Entwicklungen gegeben (SRU 2004; SALOMON 2013).

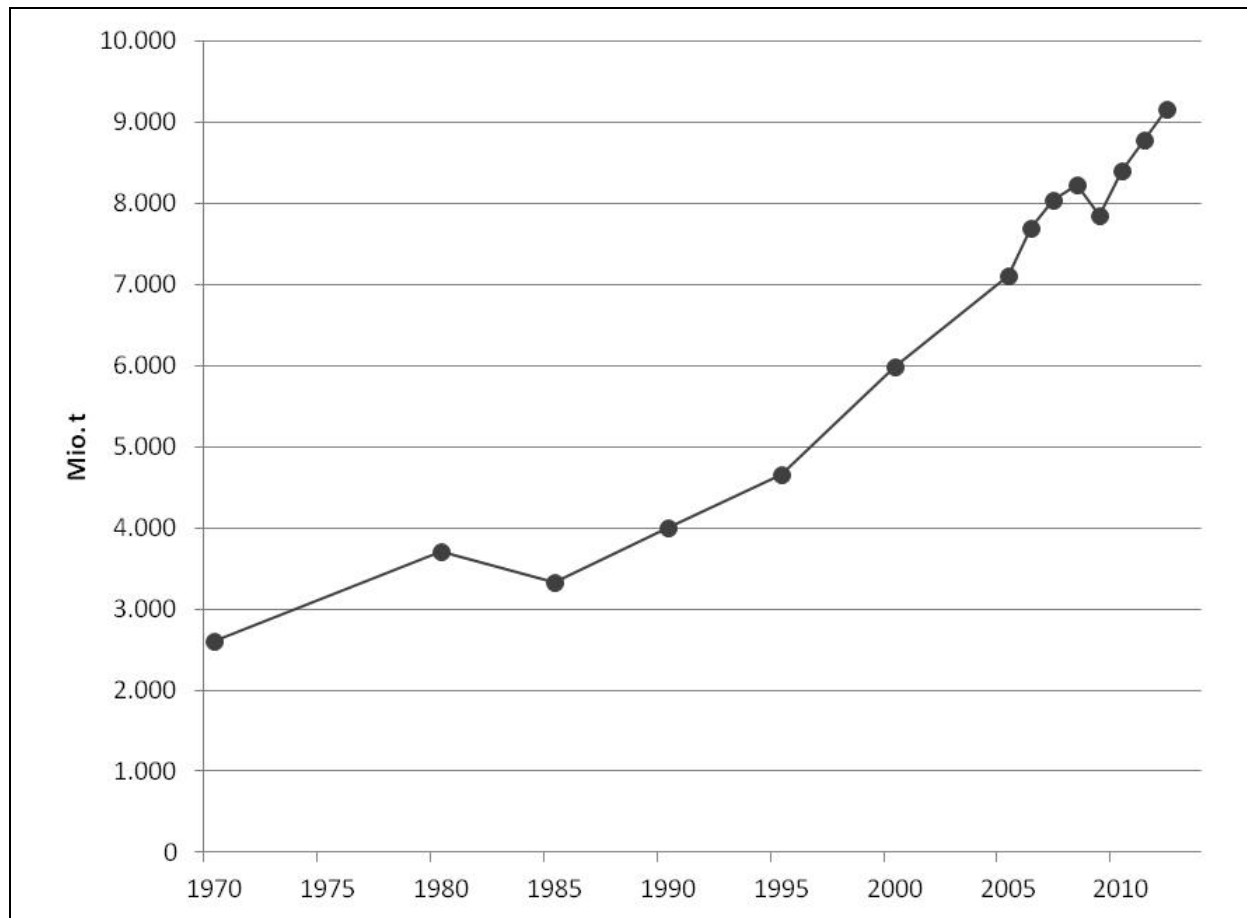
Die Binnenschifffahrt ist für den Gütertransport in Deutschland mit einem Anteil von 10 % am Güterverkehrsaufwand von eher geringer Bedeutung. Auch wenn ihre Umweltbilanz in Bezug auf Luftschadstoffe kaum besser ist als die des Lkw-Verkehrs, tragen die Stickstoffoxidemissionen aus der Binnenschifffahrt zu den Emissionen des gesamten Verkehrs in Deutschland nur einen kleinen Anteil bei (UBA 2013c; LUBW 2012). Aus diesem Grund wird auf die Binnenschifffahrt im Folgenden nicht weiter eingegangen.

Entwicklung des Seetransports

261. In den letzten Jahrzehnten hat die internationale Seeschifffahrt geradezu einen Boom erlebt. So hat sich das Transportaufkommen zwischen 1970 und 2008 von 2.605 auf 8.229 Mio. t mehr als verdreifacht (Abb. 4-15). Mit der Finanzkrise im Jahr 2009 wurde diese Entwicklung nur kurzfristig gestoppt. Seitdem ist wieder ein Zuwachs zu beobachten (UNTCTAD 2013). Der wichtigste Grund für die sehr deutliche Zunahme des Seetransports ist die zunehmende Globalisierung der Märkte und die damit verbundene Expansion des Welthandels (WTO 2009; BOLLMANN et al. 2010). Ein wichtiger Beitrag hierfür war zum Beispiel die wirtschaftliche Öffnung Chinas. Für die Zukunft wird ein weiterer Zuwachs im internationalen Seetransport erwartet. Das Konsumverhalten ist ein wichtiger Treiber für die genannten Entwicklungen. Bei der Kreuzschifffahrt spielen Lebensstile bzw. die gestiegene Reisefreudigkeit eine wichtige Rolle. Gerade im Kreuzfahrttourismus scheint die in den letzten Jahren zu beobachtende positive wirtschaftliche Entwicklung ungebrochen (JANS 2010/11).

Abbildung 4-15

Entwicklung des globalen maritimen Transportaufkommens von 1970 bis 2012



SRU/SG 2015/Abb. 4-15; Datenquelle: UNTCTAD 2013

Schiffskraftstoffe

262. In der Seeschifffahrt werden zu einem hohen Anteil immer noch Schweröle bzw. Rückstände aus Raffinerien als Kraftstoff eingesetzt. Diese sind im Vergleich zum herkömmlichen Schiffsdiesel erheblich günstiger, enthalten aber mehr Schadstoffe bzw. setzen mehr Schadstoffe bei der Verbrennung frei. Alternative Kraftstoffe wie zum Beispiel verflüssigtes Erdgas (Liquefied Natural Gas – LNG), welches weniger Stickstoffoxid bei der Verbrennung freisetzt, sind bisher nicht konkurrenzfähig, unter anderem da die notwendige Infrastruktur zur Bereitstellung des Kraftstoffs in den Häfen meist fehlt und die Umrüstung der Motoren mit Kosten verbunden ist. Außerdem fehlen noch Anreize, Alternativkraftstoffe einzusetzen (DLR 2014). Allerdings gibt es einen ersten Ansatz, dies zu ändern.

So wurde mit der Überarbeitung der Anlage VI des MARPOL-Übereinkommens der zulässige Schwefelgehalt im Kraftstoff von 4,5 % in zwei Schritten auf 0,5 %, gültig ab dem 1. Januar 2020, abgesenkt. Derzeit gilt ein Grenzwert von 3,5 % Schwefel. In den Schwefel-Emissionsüberwachungsgebieten (Sulphur Emission Control Area – SECA; s. Tz. 544) ist im

Moment noch ein Schwefelgehalt im Kraftstoff von 1 % zulässig, dieser Grenzwert wird ab 1. Januar 2015 auf 0,1 % abgesenkt (IMO 2008; Regel 14 der Anlage VI MARPOL-Übereinkommen). Ein Schwefelgehalt von unter 1 % im Kraftstoff ist nur mit raffinierten Produkten bzw. Schiffsdieseln oder LNG erreichbar. Folglich ist die Verwendung von Schwerölen in der internationalen Seeschifffahrt ab dem Jahr 2020 nur noch dann zulässig, wenn Abgasreinigungssysteme eingesetzt werden. Mit der bereits genannten Änderung der Anlage VI des MARPOL-Übereinkommens wird die Möglichkeit eingeräumt, die vorgeschriebenen Minderungen des Schwefelgehalts auch über andere Techniken zu erreichen (Regel 4 der Anlage VI MARPOL-Übereinkommen).

In europäischen Häfen ist inzwischen für Schiffe am Liegeplatz nur noch die Verwendung von Schiffskraftstoffen gestattet, die einen Schwefelanteil von weniger als 0,1 % haben (Art. 4b der Richtlinie hinsichtlich des Schwefelgehalts von Schiffskraftstoffen 2012/33/EU). Ausgenommen sind Schiffe, die alle Motoren abschalten und landseitige Elektrizität nutzen, und Schiffe, die sich weniger als zwei Stunden am Liegeplatz aufhalten.

Werden Kraftstoffe mit geringerem Schadstoffgehalt eingesetzt, so können Abgasnachbehandlungsanlagen – wie zum Beispiel SCR-Systeme (Tz. 256) – zur Minderung der Stickstoffoxidemissionen auch in der Schifffahrt verwendet werden. Bislang sind diese Systeme mit dem hohen Schwefelgehalt der häufig verwendeten Schweröle nicht kompatibel (ABS 2013).

4.3 Stationäre Feuerungsanlagen

263. Stationäre Feuerungsanlagen sind neben dem Verkehr eine der Hauptquellen für die Emissionen von Stickstoffoxiden. 2012 kamen 43 % der Stickstoffoxidemissionen Deutschlands aus diesen Anlagen (s. Tab. 3-4). Dabei stammen 25 % aus der Energiewirtschaft, das sind Anlagen der öffentlichen Elektrizitäts- und Wärmeerzeugung, Mineralölraffinerien und Anlagen zur Herstellung von festen Brennstoffen und zur sonstigen Energieerzeugung (UBA 2014a). In Bezug auf die Stickstoffoxidemissionen dominieren in diesem Sektor aber deutlich die Kraftwerke der öffentlichen Elektrizitäts- und Wärmeerzeugung. Aus dem produzierenden Gewerbe kamen 7 % der Stickstoffoxidemissionen und 11 % aus den übrigen Feuerungsanlagen (Handel, Gewerbe, Dienstleistung, Haushalte) (Tab. 4-2).

Tabelle 4-2

**Stickstoffoxidemissionen aus stationären Feuerungsanlagen
in Deutschland 2012 (in kt)**

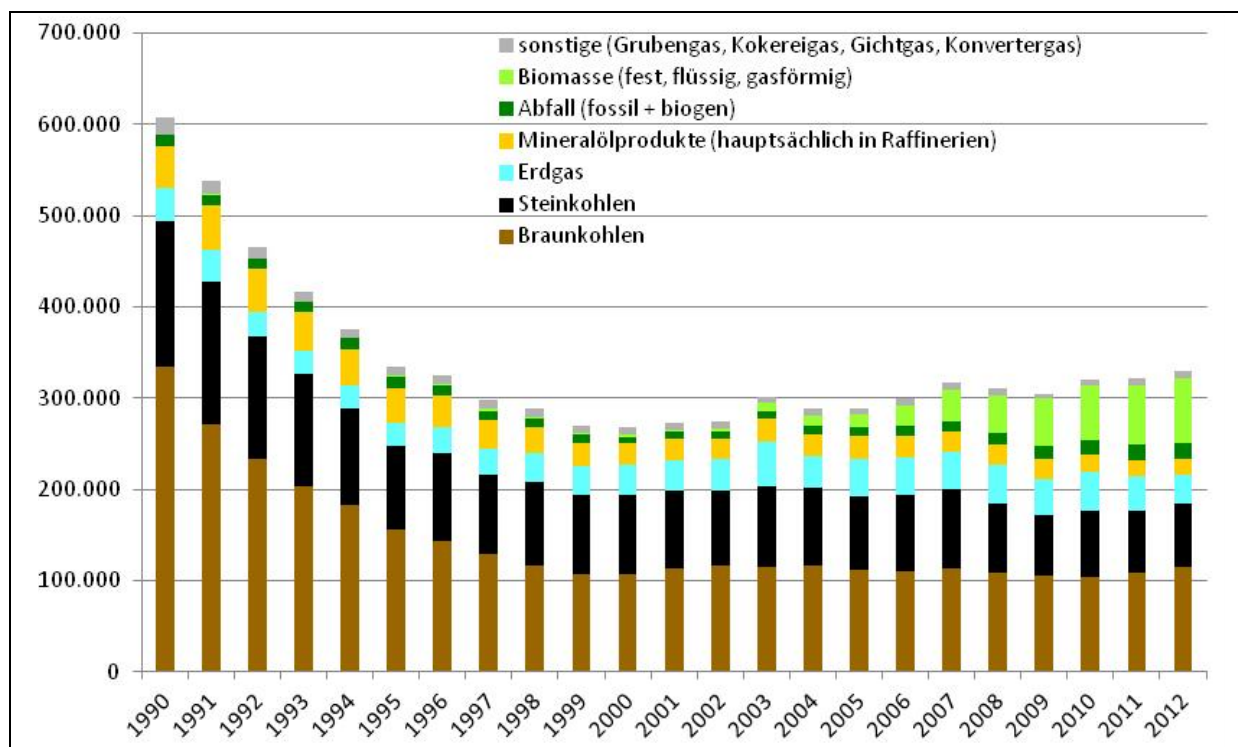
Emissionsquellen	NO _x	Anteil an den Gesamt-NO _x -Emissionen
Energiewirtschaft	329	26 %
Produzierendes Gewerbe	84	7 %
Übrige Feuerungsanlagen (Handel, Gewerbe, Dienstleistung, Haushalte)	136	11 %
Summe stationäre Feuerungsanlagen*	549	43 %
Summe NO_x-Emissionen (vgl. Tab. 3-4)	1.269	100 %
* ohne Militär und weitere kleine Emissionsquellen		
SRU/SG 2015/Tab. 4-2; Datenquelle: UBA 2013a		

Entwicklung der Stickstoffoxidemissionen

264. Die Stickstoffoxidemissionen des Sektors Energiewirtschaft konnten von 1990 bis 2012 um 46 % reduziert werden (Abb. 4-16). Bis 2000 verringerten sich die Emissionen um 56 %, dann stiegen die Emissionen erneut von 2000 bis 2012 um 22 % an. Dies wurde durch die zunehmende Energiegewinnung aus Biomasse verursacht, die inzwischen für 21 % der Stickstoffoxidemissionen dieses Sektors verantwortlich ist. Hintergrund ist der vermehrte Einsatz von Biogas-Blockheizkraftwerken und von Biomasse(heiz)kraftwerken, die pro Kilowattstunde elektrischer Energie mehr Stickstoffoxide emittieren als Großkraftwerke (UBA 2014b). Nach wie vor verursacht aber die Verbrennung von Stein- und Braunkohle den größten Anteil (2012: 55 %) der Stickstoffoxidemissionen der Energiewirtschaft (Abb. 4-16). Die Stickstoffoxidemissionen aller anderen stationären Feuerungsanlagen außer der Energiewirtschaft verringerten sich von 1990 bis 2012 um 62 % (UBA 2013a).

Abbildung 4-16

Entwicklung der Stickstoffoxidemissionen aus der Energiewirtschaft in Deutschland 1990 bis 2012 (in t)



Quelle: UBA 2014a

Prognose

265. In einem Forschungsvorhaben des Umweltbundesamtes (JÖRß et al. 2014) wurde abgeschätzt, wie sich die Stickstoffoxidemissionen aus stationären Feuerungsanlagen bis 2030 unter der Annahme eines „Aktuelle-Politik-Szenarios (APS)“ entwickeln werden. Dabei wurden alle Maßnahmen berücksichtigt, die bis zum 8. Juli 2011 ergriffen worden sind. Angenommen wurden eine moderate Steigerung des Stein- und Braunkohleeinsatzes sowie ein Anstieg von Biogas, Biomasse und Biodiesel. Unter diesen Voraussetzungen reduzieren sich die Stickstoffoxidemissionen aus stationären Feuerungsanlagen von 2015 bis 2030 um etwa 14 % (vgl. Abb. 6-15).

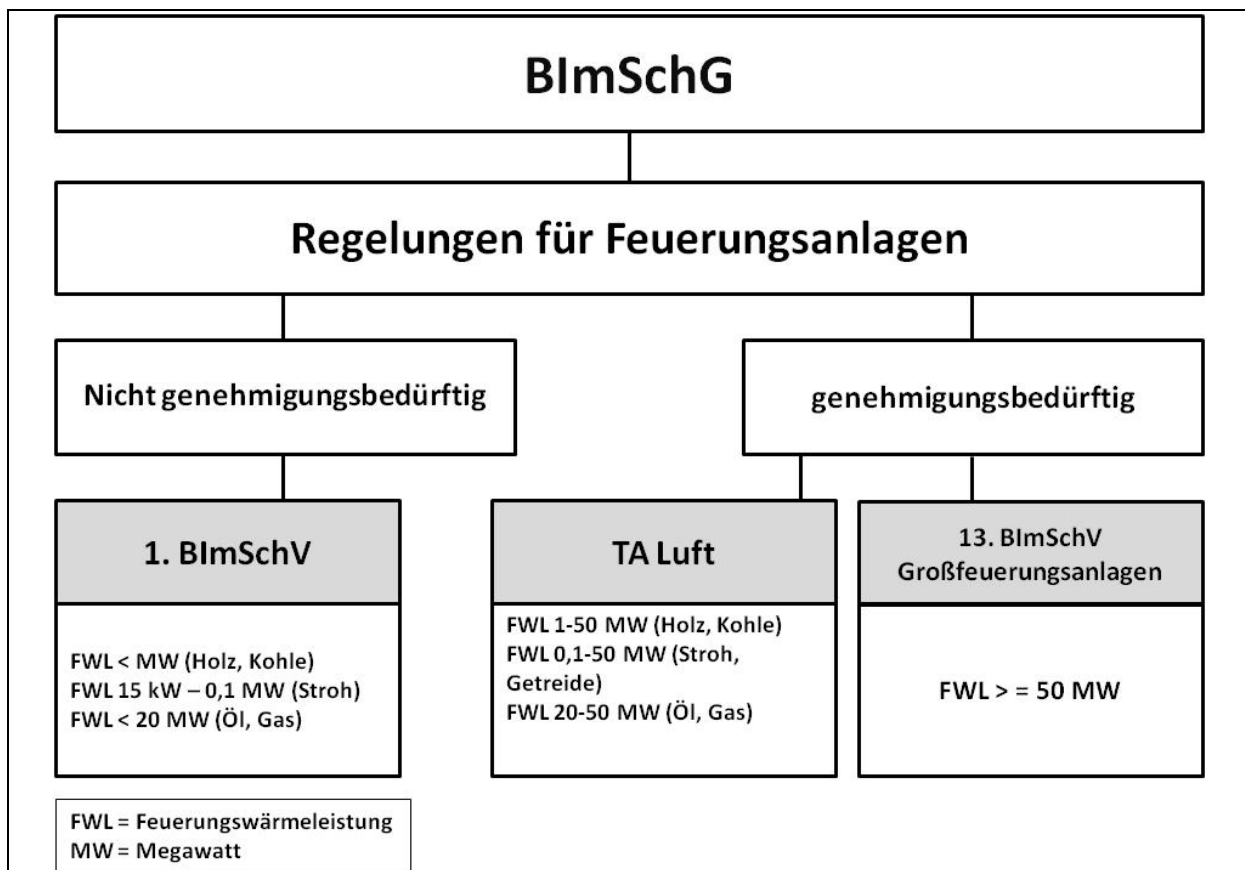
Genehmigungsbedürftigkeit von Feuerungsanlagen

266. Die Größe der Feuerungsanlage, ausgedrückt in Megawatt (MW) Feuerungswärmeleistung, und der eingesetzte Brennstoff (sowie in einigen Fällen die Feuerungsbauart) entscheiden, ob eine Feuerungsanlage nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz genehmigungsbedürftig ist und wenn ja, welches untergeordnete Regelwerk für die Genehmigung herangezogen werden muss (Abb. 4-17). Anlagen mit einer Feuerungswärmeleistung von größer oder gleich 50 MW werden als Großfeuerungsanlagen bezeichnet und müssen nach der Großfeuerungsanlagenverordnung (13. BImSchV) genehmigt werden – sofern sie nicht

Abfall mit verbrennen, dann unterliegen sie den Anforderungen der Verordnung über die Verbrennung und Mitverbrennung von Abfällen (17. BImSchV). Mittlere Feuerungsanlagen sind Anlagen mit einer Feuerungswärmeleistung von weniger als 50 MW und in der Regel mehr als 1 MW (je nach Brennstoff), sie werden durch die 4. BImSchV mit Einhaltung der Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft) geregelt. Alle kleineren stationären Feuerungsanlagen (Kleinfeuerungsanlagen) sind nicht genehmigungsbedürftig, sie müssen aber die Emissionsgrenzwerte der 1. BImSchV einhalten. Für die Festlegung der Emissionsgrenzwerte ist der Stand der Technik bzw. der besten verfügbaren Technik entscheidend (§ 3 Abs. 6d BImSchG.).

Abbildung 4-17

Übersicht über Rechtsvorschriften für Feuerungsanlagen



SRU/SG 2015/Abb. 4-17; Datenquelle: UBA 2013d; 1. BImSchV, 4. BImSchV

Emissionsgrenzwerte für Stickstoffoxide

267. Stickstoffoxide aus Verbrennungsprozessen entstehen auf zwei Arten: durch die Oxidation des elementaren Luftstickstoffs (thermisches Stickstoffoxid) und durch den in den fossilen Energieträgern gebundenen Stickstoff (Brennstoff-Stickstoffoxid). Von untergeordneter Rolle ist die Bildung von Stickstoffoxid über intermediäre Kohlenwasserstoffradikale (Prompt-Stickstoffoxid). Die Höhe der Stickstoffoxidemissionen aus der Verbrennung ist also abhängig von der Feuerungstechnik (Temperatur und Sauerstoffverfügbarkeit während der

Verbrennung) und der Brennstoffzusammensetzung. Ein weiterer entscheidender Parameter ist die Feuerungsbauart (ob Kesselfeuerungsanlage mit Rost-, Wirbelschicht- oder Staubfeuerung oder Gasturbine oder Verbrennungsmotor). Verbrennungsmotoranlagen emittieren zum Beispiel generell ein Vielfaches der Menge an Stickstoffoxiden im Vergleich zu reinen Verbrennungsanlagen wie Kessel oder Öfen (UBA 2013e). Somit ist auch der Stand der Technik bzw. der besten verfügbaren Technik und damit der einzuhaltende Emissionsgrenzwert je nach Feuerungsbauart, eingesetztem Brennstoff oder Feuerungstechnik der Anlage unterschiedlich. Außerdem gelten in der Regel für neue Anlagen anspruchsvollere Grenzwerte als für bestehende Anlagen bzw. Altanlagen.

268. Zur Minderung der Stickstoffoxidemissionen aus Feuerungsanlagen werden sowohl feuerungstechnische Maßnahmen als auch abgasseitige Maßnahmen eingesetzt. Insbesondere mit der Abgasreinigung durch die selektive katalytische Reduktion (SCR) bzw. nicht-katalytische Reduktion (SNCR) können relativ anspruchsvolle Grenzwerte eingehalten werden. Eine Abgasreinigung ist aber nicht bei allen Feuerungsanlagen üblich bzw. durch die Genehmigung vorgeschrieben. Beispielsweise können alle bestehenden Braunkohleanlagen die für sie geltenden Grenzwerte für Stickstoffoxidemissionen auch ohne Abgasreinigung einhalten (SCHÖNBERGER et al. 2012). Und für Motoranlagen zur Verbrennung von Biogas, Klärgas oder Deponiegas ist eine solche Abgasreinigung nicht üblich, weil die Gase Inhaltsstoffe enthalten, die die Katalysatoren der Abgasreinigungsanlage vergiften können (UBA 2013e). SCHÖNBERGER et al. kritisieren, dass bei der Novellierung der 13. BImSchV in Bezug auf die Grenzwerte für Stickstoffoxide für Kohlekraftwerke der existierende Stand der Technik für diese Anlagen nicht berücksichtigt wurde (2012).

Treiber

269. Treiber der Verbrennung fossiler und biogener Brennstoffe zur Energieerzeugung ist der Energiebedarf von Industrie, GHD (Gewerbe, Handel und Dienstleistungen) und Haushalten. Diesen Verbrauch zu senken, ist daher eine wichtige Maßnahme, um – neben dem primären Ziel, die Treibhausgasemissionen zu verringern – die Stickstoffoxidemissionen zu mindern. Seit 1990 ist der Primärenergieverbrauch in absoluten Zahlen nur schwach um 6,7 % zurückgegangen (Statistisches Bundesamt 2014e). Mit einem Anteil am Primärenergieverbrauch von 12,8 % rangierte die Steinkohle 2013 an dritter Stelle hinter Mineralöl und Erdgas, gefolgt von Braunkohle mit einem Anteil von 11,7 %. Der Anteil der Biomasse am Primärenergieverbrauch betrug 6,9 %. Von 2012 bis 2013 stieg der Einsatz von Steinkohle beim Primärenergieverbrauch um 4,1 %, während sich der Einsatz von Braunkohle um 1,1 % verringerte (AGEB 2014). Im langjährigen Trend (2000 bis 2012) hat sich aber der Einsatz von Steinkohle um 17 % verringert und der von Braunkohle um 6 % erhöht (Gesamtverband Steinkohle 2013).

Der Einsatz der Kohle wird durch billige Weltmarktpreise und durch die derzeit niedrigen Zertifikatspreise im Emissionshandel begünstigt. Es ist nicht absehbar, dass sich die ökonomischen

mische Situation zukünftig relevant ändern wird, sodass der Einsatz von Stein- und Braunkohle weiterhin wirtschaftlich bleiben dürfte. Beispielsweise schätzt das Öko-Institut, dass aus diesen Gründen der Einsatz von Braunkohle für die Stromerzeugung 2014 eher konstant bleiben wird (kein Neubau, Auslastung bereits sehr hoch) und dass es bei der Stromerzeugung aus Steinkohle bedingt durch Inbetriebnahme neuer Blöcke sogar zu einem Anstieg kommen wird (HERMANN 2014).

270. Die Bundesregierung hat sich das Ziel gesetzt, den Primärenergieverbrauch von 2008 bis 2020 um 20 % und bis 2050 um 50 % zu senken sowie den Anteil der erneuerbaren Energien am gesamten Bruttoendenergieverbrauch um 18 % (2020) bzw. 60 % (2050) zu steigern. Außerdem soll die Energieproduktivität bis 2020 im Vergleich zu 1990 verdoppelt werden (Stand 2012: 145,4 %; Statistisches Bundesamt 2014e). Die derzeitige Entwicklung im Energieverbrauch zeigt aber, dass ein Erreichen dieser Ziele ohne zusätzliche Maßnahmen schwierig sein wird.

Um die Stickstoffoxidemissionen weiter zu reduzieren, ist daher die anspruchsvolle Weiterentwicklung der Emissionsgrenzwerte für Stickstoffoxid aus Feuerungsanlagen notwendig. Dabei sollten nicht nur neue Anlagen ins Visier genommen, sondern auch bestehende Anlagen berücksichtigt werden. Grundsätzlich leisten aber alle Maßnahmen zur Energieeinsparung einen Beitrag zur Minderung des Stickstoffausstoßes: Wenn die Verbrennung fossiler und biogener Brennstoffe vermieden wird, werden sowohl Kohlendioxid- als auch Stickstoffoxidemissionen eingespart.

4.4 Fazit

271. Der quantitativ wichtigste Verursacher von Stickstoffemissionen ist die Landwirtschaft, gefolgt vom Verkehr und der Energiewirtschaft. Sozioökonomische Treiber für die Emissionen können politische Entscheidungen, preisliche Marktentwicklungen sowie Konsumentscheidungen sein.

Die Verfügbarkeit industriell hergestellten, reaktiven Stickstoffs war ein wesentlicher Faktor für die enorme Steigerung der landwirtschaftlichen Produktion seit Beginn des vergangenen Jahrhunderts. Die landwirtschaftliche Produktion ist jedoch insgesamt durch eine geringe Stickstoffeffizienz gekennzeichnet. Das heißt, dass der Anteil des in der Produktion eingesetzten Stickstoffs (z. B. in Form von Dünge- und Futtermitteln), der schließlich im Produkt enthalten ist, relativ niedrig ist. Insbesondere die Erzeugung von tierischen Produkten, aber auch der Anbau bestimmter Gemüsesorten ist mit hohen Stickstoffemissionen in die Umwelt in Form vor allem von Nitrat, Lachgas und Ammoniak verbunden. Entscheidend für die Stickstoffeffizienz ist neben dem Betriebstyp (Viehhaltung, Gemüsebau oder Ackerbau) auch das individuelle Düngemanagement der Betriebe. Unabhängig vom Bewirtschaftungssystem haben außerdem die jeweiligen Standorteigenschaften, insbesondere der Bodentyp und die

Niederschlagsverhältnisse, einen erheblichen Einfluss auf die Stickstoffverluste und ihre Wirkung.

272. Die Entwicklung des Stickstoffeinsatzes in der Landwirtschaft und damit der Emissionen in die Umwelt ist von verschiedenen Faktoren abhängig, die sich grob in ökonomische Einflussfaktoren (agrарstrukturelle Entwicklungen, Preisrelationen zwischen Stickstoff als Inputfaktor und den Absatzpreisen für landwirtschaftliche Erzeugnisse), politische Rahmensezung auf europäischer und nationaler Ebene (wie die GAP und die Bioenergievergütung im Rahmen des EEG) sowie Konsum- und Lebensstile einteilen lassen. Die GAP ist ein Faktor, der in den vergangenen Jahrzehnten die Entwicklungen hin zu dem heute hohen Niveau der landwirtschaftlichen Produktion bis hin zur Überproduktion gefördert hat. Letztere werden durch Reformen der GAP abgebaut. Bei der letzten Reform stand dann die Legitimierung der GAP durch eine stärkere Berücksichtigung ökologischer Gesichtspunkte im Vordergrund. Diese Reform hat jedoch nach Einschätzung des SRU keine ausreichende Ökologisierung der GAP herbeigeführt und trägt somit auch nicht merklich zu einer Verminderung der Stickstoffbelastung der Umwelt durch die Landwirtschaft bei. Daneben haben die Rahmensetzungen der Bioenergiepolitik zu einem vermehrten Anbau von Energiepflanzen geführt und so Intensivierungstendenzen in der Landwirtschaft weiter befördert, die im Hinblick auf die Stickstoffproblematik kritisch zu bewerten sind. Mit der Zunahme der Anbauflächen von Silomais und Raps hat sich der Anteil von Kulturen vergrößert, die mit potenziell hohen Stickstoffverlusten verbunden sind. Die Biogasproduktion kann darüber hinaus in Regionen mit hoher Tierhaltungsdichte, in denen bereits hohe Nährstoffüberschüsse vorliegen, zu einer Verschärfung der bestehenden Problemlage führen.

Von den verschiedenen Konsumbereichen hat der Lebensmittelkonsum hinsichtlich der Stickstoffproblematik die höchste Relevanz. Da insbesondere die Erzeugung tierischer Produkte wie Fleisch- und Milcherzeugnisse eine geringe Stickstoffeffizienz aufweist, hat deren Anteil am Konsum einen starken Einfluss auf die Höhe der Einträge reaktiven Stickstoffs in die Umwelt. Über das letzte Jahrzehnt betrachtet lag der Fleischkonsum in Deutschland konstant auf einem hohen Niveau. Neben der Auswahl bestimmter Nahrungsmittel haben auch vermeidbare und teilweise vermeidbare Lebensmittelabfälle eine große Relevanz bei den Stickstoffemissionen.

273. Der Verkehr ist für den Hauptanteil der Stickstoffoxidemissionen – insbesondere auch der gesundheitlich besonders relevanten Stickstoffdioxidemissionen – in Deutschland verantwortlich. Von besonderer Bedeutung als Verursacher sind dabei der Straßenverkehr mit einem Anteil von etwa 54 % sowie die Schifffahrt mit einem Anteil von etwa 25 % an den Gesamtemissionen des Verkehrs. Dahinter stehen die Mobilität der Menschen sowie der Transport von Waren und Gütern, welche weiterhin im Wesentlichen auf Fahrzeugen mit Verbrennungsmotoren beruhen. Wichtige Treiber der Stickstoffoxidemissionen sind zum Beispiel das individuelle Mobilitätsverhalten, wirtschaftliche Entwicklungen, die weiterhin auto-

zentrierte Infrastrukturplanung, die Steuerbevorzugung von Dieselmotoren und das Fehlen von ambitionierten Abgasnormen in der Seeschifffahrt.

274. Stationäre Feuerungsanlagen sind neben dem Verkehr eine weitere wichtige Quelle für die Emissionen von Stickstoffoxiden. Dabei ist insbesondere der Einsatz von Kohle und Biogas zur Stromerzeugung relevant. Möglichkeiten zur Minderung der Stickstoffoxidemissionen in diesem Sektor ergeben sich über technische Maßnahmen sowie Suffizienzmaßnahmen (Energieeinsparung).

5 **Ökonomische Betrachtung stickstoffrelevanter umweltpolitischer Instrumente**

275. Es ist notwendig, die Einträge von reaktivem Stickstoff in die Umwelt erheblich zu mindern. Wie die vorhergehenden Kapitel zeigen, sind verschiedene Schutzgüter wie Grund- und Oberflächengewässer sowie die Biodiversität heute teilweise stark belastet und auch im Hinblick auf den Klimaschutz spielen Emissionen reaktiver Stickstoffverbindungen eine wichtige Rolle. Die in Kapitel 2.4 vorgestellten Leitbegriffe Effizienz, Konsistenz und Suffizienz beschreiben Wege, die zur Entlastung führen. Diese Ansätze können mithilfe umweltpolitischer Instrumente umgesetzt werden, durch die eine konkrete Veränderung der Produktions- und Wirtschaftsweise sowie des Konsumverhaltens herbeigeführt wird. Tatsächlich sind in der Praxis persistente Umweltprobleme in Verbindung mit Einträgen reaktiver Stickstoffverbindungen zu beobachten, obwohl bereits zahlreiche Instrumente zum Einsatz kommen.

Das vorliegende Kapitel zeigt aus einem ökonomischen Blickwinkel, welche Stärken und Schwächen die verschiedenen Instrumententypen im Kontext der Reduzierung der Einträge reaktiven Stickstoffs haben. Damit sollen die Empfehlungen zur Weiterentwicklung der Politiken in Kapitel 6 vorbereitet werden. Ergänzend werden Instrumentenbeispiele aus dem Ausland, die auch für die Weiterentwicklung der deutschen Stickstoffpolitik von Interesse sein können, in Kapitel 5.3 dargelegt. Dabei werden bewusst Beispiele für eine ökonomische Herangehensweise gewählt. Sie sollen deutlich machen, welchen Einfluss die Instrumentenwahl und -ausgestaltung auf die gesellschaftliche Verteilung der Kosten durch Emissionsminderungsmaßnahmen, die Höhe der gesamtgesellschaftlichen Kosten und die Genauigkeit der ökologischen Zielerreichung hat. All dies sind aus Sicht der Politikgestalter relevante Bewertungskriterien für die Wahl umweltpolitischer Instrumente.

5.1 **Überblick über Instrumente zur Stickstoffminderung aus ökonomischer Sicht**

276. In diesem Sondergutachten soll der Begriff des Instruments dahingehend verstanden werden, dass es sich um umweltpolitische Werkzeuge handelt, die durch eine staatliche oder überstaatliche Einheit geschaffen und eingesetzt werden. Instrumente sollen aus volkswirtschaftlicher Sicht dazu beitragen, dass in der Praxis technische und organisatorische Anpassungen erfolgen, die einen direkten Einfluss auf die Umwelt haben. Beispiele sind Vorschriften zur Anwendung bestimmter Techniken bei der Ausbringung von Düngemitteln auf die landwirtschaftliche Nutzfläche oder zum Einsatz einer verbesserten Filtertechnik bei Industrieanlagen (nachfolgend auch als Maßnahme bezeichnet). Es handelt sich also um Vorschriften zum Einsatz konkreter Praktiken, die vor allem von Akteuren (Adressaten der Politiken) unterhalb der staatlichen bzw. behördlichen Ebene ausgeführt werden, zum Beispiel Landwirte, Naturschutzverbände, Verbraucher (so auch in Swedish Environmental

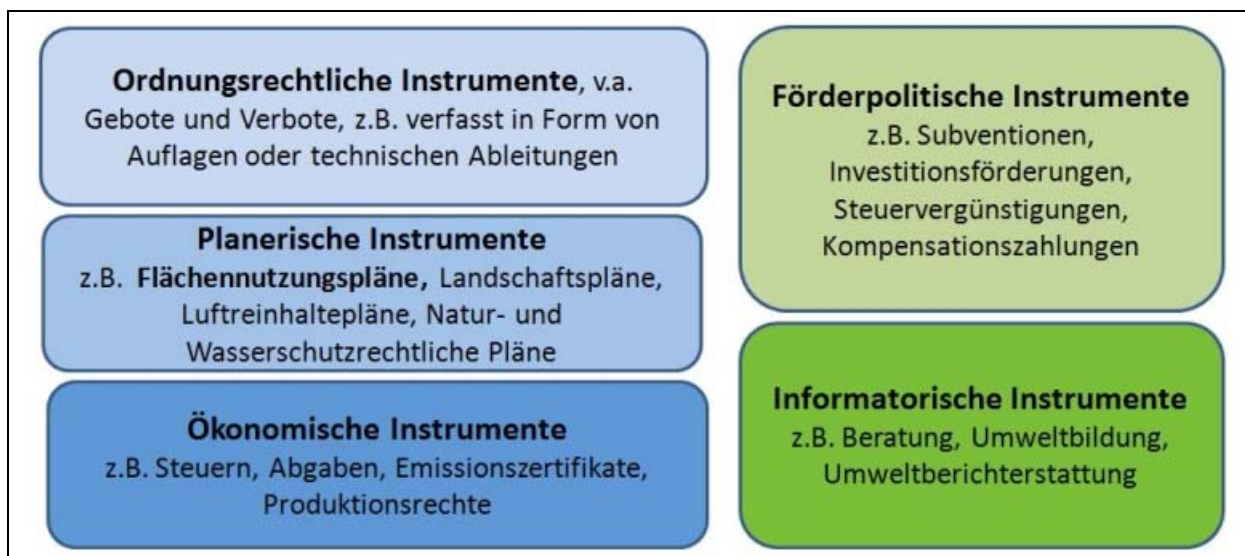
Protection Agency und Swedish Energy Agency 2007, S. 37; Swedish Environmental Protection Agency 2009, S. 10).

Überblick über Instrumententypen

277. Fünf wesentliche Gruppen umweltpolitischer Instrumente sind im Hinblick auf die Minderung von Einträgen reaktiven Stickstoffs in die Umwelt zu unterscheiden: ordnungsrechtliche, planerische, ökonomische, förderpolitische sowie informatorische Instrumente (s. Abb. 5-1). In welcher Form sie zur Minderung von Stickstoffeinträgen beitragen können, wird im Einzelnen in Kapitel 6 untersucht.

Abbildung 5-1

Typen umweltpolitischer Instrumente



SRU/SG 2015/Abb. 5-1

Ordnungsrecht

278. Das Ordnungsrecht ist eine Form direkter Verhaltenssteuerung, die sich insbesondere in Form gesetzlicher Ge- und Verbote äußert, welche die Adressaten zwingend einhalten müssen (z. B. Verbot der Ausbringung von Dünger zu bestimmten Jahreszeiten bzw. unter bestimmten Witterungsverhältnissen in der Düngeverordnung, Tz. 411 ff.).

Manche Tätigkeiten sind allerdings nicht einfach verboten, sondern unterstehen einem Vorbehalt. Zum Ordnungsrecht zählen daher auch Genehmigungen (sogenannte präventive Verbote mit Erlaubnisvorbehalt, z. B. immissionsschutzrechtliche Genehmigung bzw. sogenannte repressive Verbote mit Befreiungsvorbehalt, z. B. naturschutzrechtliche Befreiung).

Zahlreiche Tätigkeiten, die direkt oder indirekt Stickstoffeinträge in die Umwelt zur Folge haben, unterliegen einer Genehmigungspflicht (im allgemeinen Sinne). Dazu zählt zum Beispiel der Bau von Straßen, von Industrieanlagen oder von Tierhaltungsanlagen. In welcher Form stickstoffbezogene ordnungsrechtliche Vorgaben im Rahmen von Genehmigungsverfahren geltend gemacht werden können, ist für Tierhaltungsanlagen in Abschnitt 6.4.3

und für stationäre Feuerungsanlagen in Kapitel 6.8 beschrieben. Konsumentenseitig sind ebenfalls ordnungsrechtliche Instrumente mit Rückwirkungen auf Stickstoffemissionen einsetzbar (s. Kap. 6.6).

In der ökonomischen Theorie werden ordnungsrechtliche Instrumente in der Regel mit den Begriffen „Auflagenpolitik“ oder „Regulierung“ bezeichnet. Darunter wird die „[...] Verhaltensbeeinflussung von Unternehmen und Konsumenten durch gesetzgeberische, meist markt-spezifische Maßnahmen mit dem Ziel der Korrektur bzw. Vermeidung von vermutetem Marktversagen [...]“ verstanden (RAMB et al. 2014). ENDRES (2013, S. 125 und 130) diskutiert die Auflagenpolitik als umweltpolitisches Instrument, mit dem verursacherindividuell eine absolute Höchstgrenze zugelassener Emissionen (pro Zeiteinheit) vorgeschrieben wird. Dabei können Grenzwerte absolut oder auf eine Basiseinheit bezogen (z. B. mg/m³ Abluft) formuliert werden. In der Praxis der Umweltpolitik existieren viele von dieser engen Definition abweichende Formen regulatorischer Instrumente, weshalb die umweltökonomische Bewertung entsprechend differenziert vorzunehmen ist. FEESS (2007, S. 48) sieht als Kernprinzip ordnungsrechtlicher umweltpolitischer Instrumente aus umweltökonomischer Sicht die Festlegung normativer, allgemeingültiger Standards, deren Missachtung ordnungsrechtliche Konsequenzen nach sich zieht.

Umweltplanerische Instrumente

279. In der Ökonomie werden umweltplanerische Instrumente als nicht-fiskalische Instrumente verstanden, die zur Umsetzung umweltpolitischer Ziele eine gezielte naturschutzfachliche Erarbeitung von Plänen oder Regelwerken mit unterschiedlichen Graden an Verbindlichkeit umfassen. Sie sind vorsorgeorientiert, haben eine präventive und nachhaltige Wirkung und sind in ihrer Durchführung flexibel gestaltet (GÜNTHER 2014). So treten Pläne in unterschiedlichen Rechtsformen wie zum Beispiel Gesetz, Rechtsverordnung oder Satzung auf (KLOEPFER 2004, § 5 Rn. 14). Große Bedeutung besitzt die Umweltplanung, die im Wesentlichen auf spezialgesetzlich geregelten Einzelfachplanungen beruht (ebd., § 5 Rn. 10). Diese erlauben den Erlass spezifischer Vorgaben, so können beispielsweise für Wasserschutzgebiete bestimmte landwirtschaftliche Nutzungen wie die Gülleverbringung ausgeschlossen werden. Teilweise enthalten die entsprechenden Fachgesetze einen abschließenden Katalog von Festsetzungsmöglichkeiten (MÖCKEL 2013, S. 428).

Ökonomische Instrumente

280. Das Ziel ökonomischer Instrumente im Umweltbereich ist unter ökonomischer Sichtweise eine kosteneffiziente Aufteilung (Allokation) von Produktionsfaktoren unter Internalisierung der externen Effekte. Zu den ökonomischen Instrumenten werden im Rahmen dieses Sondergutachtens zum einen Steuern und Abgaben und zum anderen handelbare Emissions- und Produktionsrechte gezählt.

Für sämtliche der vorgestellten ökonomischen Instrumente können producentenseitig Praxisbeispiele in Bezug auf reaktiven Stickstoff gefunden werden. Konsumentenseitig können stickstoffintensive Produkte bzw. Konsumweisen ebenfalls besteuert werden. Wichtig ist, dass producentenseitige ökonomische Instrumente (ebenso wie producentenseitige ordnungsrechtliche Vorgaben) häufig zu einer Verteuerung der Produktion führen und damit tendenziell auch zu steigenden Konsumentenpreisen. Damit haben solche Instrumente potenziell einen doppelten Effekt: sie steigern die Effizienz des Ressourceneinsatzes in der Produktion und senken gleichzeitig die Nachfragemenge (abhängig von der Preissensibilität der Nachfrage).

Das Prinzip der umweltökonomischen Abgaben ist grundsätzlich, dass der Verursacher einer Umweltbelastung je Schadenseinheit (z. B. je Gewichtseinheit emittierter Schadstoffe) Zahlungen an den Staat zu leisten hat. Der Abgabensatz soll für alle Emittenten gleich und so hoch definiert sein, dass er Anpassungsreaktionen herbeiführt, die in der Summe in dem gewünschten Minderungsmaß resultieren. Über die Höhe des Abgabensatzes kann der Gesetzgeber den Umfang der Gesamtminderung im Verursacherkreis beeinflussen. Die Steuerung ist allerdings aufgrund von Informationsdefiziten (s. Tz. 294) häufig nicht sehr präzise. Die Behörde überlässt die Festsetzung des individuell optimalen Emissionsniveaus (Abwägung zwischen den Vermeidungskosten und der Abgabenzahlung) sowie die Wahl der geeigneten Vermeidungsmaßnahme den individuellen Verursachern. Diese Freiheit soll dazu führen, dass der anvisierte Umweltzustand mit möglichst geringen Kosten erreicht wird (ENDRES 2013; FEES 2007, S. 48 f.; HÄRTEL 2002, S. 237; OECD 2007a, S. 34; SRU 2004a, Tz. 324).

Handelbare Emissionszertifikate oder Produktionsrechte sind eine Kombination von markt-orientiertem und ordnungsrechtlichem Instrument (Swedish Environmental Protection Agency und Swedish Energy Agency 2007, S. 31). Im Gegensatz zur Steuer oder Abgabe legt die Behörde bei diesen Instrumenten die maximale Emissionsmenge des gesamten betroffenen Verursacherkreises ex ante fest. Diese festgelegte Gesamtemissionsmenge (cap) variiert beim Emissionshandel nicht, lediglich die Preise der Zertifikate passen sich durch den Handel (trade) der Marktsituation an. Jedem Verursacher wird – nach einem zu definierenden System – die Emission einer bestimmten Schadstoffmenge bzw. eine bestimmte Anzahl an Produktionsrechten für einen bestimmten Zeitraum zugestanden. Durch die Handelbarkeit der Zertifikate bzw. der Rechte zwischen den Verursachern wird ein Marktelement in das Instrument integriert. Dadurch soll eine kosteneffiziente Allokation der Emissionsvermeidung innerhalb der betroffenen Sektoren erreicht werden (ENDRES 2013, S. 125), wodurch sich dieser Typ als ökonomisches Instrument qualifiziert. Voraussetzung dafür, dass ein Zertifikatshandelssystem Kosteneffizienzvorteile bringt, ist eine ausreichend hohe Anzahl von Teilnehmern mit unterschiedlichen Grenzvermeidungskosten (z. B. verschieden große oder mit unterschiedlichen Vermeidungstechniken ausgestattete Anlagen bzw. solche mit unterschiedlichen Produktionsprozessen) (ENDRES 2013, S. 148). Die

Grenzvermeidungskosten beschreiben die Kosten der letzten (marginalen) vermiedenen Emissionseinheit, deren Höhe in der Regel mit der erzielten Gesamtvermeidungsleistung ansteigt.

281. Zur Steuerung der Stickstoffbelastung durch den Konsumenten wird beispielsweise eine Anpassung des Mehrwertsteuersatzes diskutiert (s. Tz. 530). Die geltende Regelung zu verändern, nämlich den reduzierten Mehrwertsteuersatz für bestimmte, aus Stickstoffsicht besonders problematische Lebensmittelgruppen aufzuheben, kann allerdings auch als Abschaffung eines adversen förderpolitischen Instruments klassifiziert werden. Im Bereich Verkehr ist die Kraftstoffbesteuerung ein Beispiel für ein ökonomisches Instrument mit Wirkung auf Stickstoffemissionen.

Förderpolitische Instrumente

282. Zu den förderpolitischen Instrumenten zählen aus ökonomischer Sicht Steuerergünstigungen, Investitionsförderungen und staatlich finanzierte Kompensationsleistungen (Subventionen). Im Kontext dieses Sondergutachtens werden unter diesem Sammelbegriff Instrumente verstanden, welche dazu führen, dass die Verursacher über das rechtlich erforderliche Maß hinaus Stickstoffemissionen mindern und damit positive externe Effekte für die Gesellschaft erzeugen. Das heißt, es werden aus volkswirtschaftlicher Perspektive Leistungen für die Gesellschaft erzeugt, die nicht über Marktprodukte entgolten werden.

Aufgrund der Flächenkonkurrenz sind im landwirtschaftlichen Bereich vermehrt extensive Bewirtschaftungsformen mit geringem Stickstoffeinsatz gegenüber intensiveren Bewirtschaftungsweisen nicht konkurrenzfähig. Eine Subventionierung der stickstoffarmen Bewirtschaftungsweise korrigiert die Schiefelage der Marktpreise hinsichtlich des gesellschaftlichen Nutzens (Swedish Environmental Protection Agency und Swedish Energy Agency 2007; BARUNKE 2002, S. 78–79).

Mithilfe von Förderinstrumenten werden auch Konsumententscheidungen beeinflusst. So stellen zum Beispiel die Förderung des ökologischen Landbaus sowie die Subventionierung des öffentlichen Nahverkehrs Instrumente dar, die Konsumentenentscheidungen über den Preis beeinflussen sollen.

Informativische Instrumente

283. Ziel informativischer Instrumente ist aus volkswirtschaftlicher Sicht, durch Aufklärung der Produzenten wie der Konsumenten die Verursacher dahin gehend zu beeinflussen, dass sie sich umweltschonend verhalten. Dazu werden zum Beispiel Beratung, Umweltbildung und Umweltberichterstattung eingesetzt (BARUNKE 2002, S. 82). Auf der Konsumentenseite sind außerdem unterschiedliche Arten der Verbraucherinformation zu nennen. Im Bereich Lebensmittelkonsum zählen dazu Instrumente, die auf die Handhabung von Lebensmitteln abzielen und so auf die Reduzierung von Lebensmittelabfällen hinwirken, aber auch produkt-

und konsumbezogene Informationen, die im Vorfeld die Kaufentscheidung beeinflussen (OECD 2007b, S. 25).

Bei informatorischen Instrumenten erfolgt die Anpassung der Produktionsweise bzw. des Konsumverhaltens aufgrund von Erkenntniszugewinn. Die monetäre Kosten-Nutzen-Relation wird hierbei weitgehend unverändert gelassen. Forschungsergebnisse zeigen, dass die Wirkung dieses Instrumententyps auf Konsumententscheidungen sehr stark vom Problembewusstsein und dem Bildungsstand abhängt (CORDTS et al. 2013b).

Die gezielte Platzierung von umweltgerechten Wahlmöglichkeiten am Verkaufspunkt wird als Nudging (Anstupsen) bezeichnet und kann dem sogenannten sanften Paternalismus zugeordnet werden. Ziel ist es, Entscheidungssituationen bewusst so zu gestalten, dass Individuen zu der gewünschten Konsumententscheidung animiert werden (SUNSTEIN und THALER 2003; THALER und SUNSTEIN 2013). Damit geht das Nudging in seiner politischen Eingriffstiefe teilweise über reine Information, wie sie oben als Instrument beschrieben ist, hinaus (s. Kap. 6.6).

5.2 Ökonomische Bewertung verschiedener Instrumente im Kontext reaktiven Stickstoffs

284. In Kapitel 3 wurde herausgearbeitet, dass vier Handlungsansätze bei den Bemühungen zur Minderung der Einträge reaktiver Stickstoffverbindungen verfolgt werden müssen, um die betroffenen Schutzgüter besser zu schützen (Tz. 175). Der erste Handlungsansatz gründet auf der flächendeckenden Minderung der Einträge reaktiven Stickstoffs in die Umwelt. Bei dem zweiten Handlungsansatz spielen regionale und lokale räumliche Aspekte der Minderung von Einträgen eine zentrale Rolle. Der dritte Handlungsansatz sieht gezielte Managementmaßnahmen zur Minderung der Wirkungen von Einträgen reaktiver Stickstoffverbindungen vor, wenn Minderungen durch die vorhergehenden Handlungsansätze nicht ausreichen, um die Schutzziele zu erreichen. Der vierte Handlungsansatz zielt auf eine Erhaltung wenig belasteter Gebiete ab.

Der Anspruch an die verfügbaren Instrumente ist daher, dass sie die Gesamtemissionen zu den geringsten volkswirtschaftlichen Kosten mindern, und dass sie darüber hinaus eine räumlich gezielte Wirkung ermöglichen. In Kombination damit, dass (wie in Kapitel 4 gezeigt) eine ganze Reihe von Verursachern und dahinter liegende Treiber für das hohe Emissionsniveau verantwortlich sind, ergibt sich ein komplexes Zielsystem, das nur durch einen Instrumentenmix erreichbar ist. Es ist aber davon auszugehen, dass verschiedene Instrumente verschiedene Aufgaben unterschiedlich gut erfüllen können. Für eine volkswirtschaftliche Bewertung sind ökonomische Kriterien zur Beschreibung und Beurteilung umweltpolitischer Instrumente hilfreich. Nachfolgend sollen anhand der auf die Stickstoffproblematik übertragenen gängigen ökonomischen Bewertungskriterien Hinweise darauf gegeben werden, welcher Instrumententyp für welche Aufgabe besonders gut geeignet ist. Dies ist auch

für eine Defizitanalyse hilfreich sowie um deutlich zu machen, wo Instrumente in den bestehenden Politiken unter volkswirtschaftlichen Gesichtspunkten nicht optimal eingesetzt werden.

Die zentralen Kriterien, die im Rahmen dieser Betrachtung angesetzt werden, sind Kosteneffizienz, ökologische Treffsicherheit, die auch die räumliche Treffsicherheit umfasst, sowie dynamische Anreizwirkung. Daneben spielt die durch das Instrument ausgelöste Verteilung der wirtschaftlichen Lasten eine wichtige Rolle, das heißt, ob das Verursacherprinzip umgesetzt wird. Welches bzw. welche der Kriterien im Fokus der Instrumentenwahl stehen, hängt, wie oben ausgeführt, vom konkreten Ziel ab.

5.2.1 Bewertung der Instrumente unter dem Kriterium der Kosteneffizienz

285. Aus volkswirtschaftlicher Sicht ist es erstrebenswert, durch umweltpolitische Instrumente die gesetzten Ziele zu den geringstmöglichen Kosten zu erreichen. Die Minderung von Einträgen reaktiven Stickstoffs in die Umwelt kann aber, in Abhängigkeit von der Wahl der Maßnahmen und davon, welcher Verursacher die Maßnahmen durchführt, zu stark variierenden Kosten führen. Ein festgelegtes Umweltziel kann zu unterschiedlichen gesamtgesellschaftlichen Kosten erreicht werden, je nachdem, wie gut das dazu eingesetzte Instrument zu einer kostenminimalen Verteilung der Vermeidungsleistung zwischen den Verursachern führt. In der Ökonomie geht man davon aus, dass das Kostenminimum erreicht ist, wenn die letzte Einheit Emissionsvermeidung bei allen Verursachern dieselben Kosten hervorruft, es also zu einer Angleichung der Grenzvermeidungskosten kommt (ENDRES 2013; FEESS 2007). Je größer zunächst die Unterschiede in den Grenzvermeidungskosten zwischen verschiedenen Verursachern und Maßnahmen sind, desto größer ist die Kostensenkung, die durch ein effizientes – das heißt die Grenzkosten angleichendes – Instrument erreicht werden kann. Deshalb kann es zunächst aus Kosteneffizienz­sicht vorteilhaft sein, Instrumente sektorübergreifend anzuwenden und somit einen möglichst großen und heterogenen Verursacherkreis einzubeziehen.

Kapitel 3 zeigt, dass mehrere gleichwertige Handlungsansätze verfolgt werden müssen, die sich hinsichtlich der Relevanz der räumlichen Steuerungsfähigkeit eines Instruments unterscheiden (Tz. 284). Die Besonderheit von reaktiven Stickstoffverbindungen im Gegensatz zu Kohlendioxidemissionen ist, dass für die meisten Schutzgüter und Stickstoffspezies die Schadenswirkung maßgeblich davon abhängt, wo die Immission stattfindet. Soll das Instrument dementsprechend nicht nur die Gesamtminderung bzw. den Durchschnitt der Belastung mit Stickstoffeinträgen reduzieren, so muss für die Kosteneffizienzbetrachtung die räumliche Verteilung der Eintragsminderung mit berücksichtigt werden (Swedish Environmental Protection Agency 2009, S. 21; Swedish Environmental Protection Agency und Swedish Energy Agency 2007, S. 36; TIETENBERG 1995; OECD 2007a, S. 8). Wenn die Kosteneffizienz eines Instruments im Kontext dieses Sondergutachtens beurteilt werden

soll, wird entsprechend auch diskutiert, ob es in erster Linie zur Gesamtemissionsminderung beitragen soll oder ob die räumlich gezielte Eintragsminderung im Vordergrund steht.

Für eine echte Bewertung der Kosteneffizienz müssen außerdem Wechselwirkungen von Instrumenten und tatsächlich vor Ort ergriffenen Maßnahmen, das heißt auch Synergie- und Verlagerungseffekte, berücksichtigt werden (u. a. UBA 2009, S. 34 f.). Der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) betont, dass auch internationale Verlagerungseffekte zu berücksichtigen sind (SRU 2012, Tz. 204.; s. a. Swedish Environmental Protection Agency und Swedish Energy Agency 2007, S. 36–37).

Ein weiter gefasstes Verständnis der Kosteneffizienz, das die gesamten volkswirtschaftlichen Kosten umfasst, muss auch Transaktionskosten zur Implementierung und Umsetzung des Instrumentes im Zeitverlauf berücksichtigen. Diese Aspekte werden im vorliegenden Sondergutachten jedoch nicht weiter bearbeitet.

Ökonomische Instrumente führen zu kosteneffizienter Aufteilung der Vermeidungen

286. Ökonomische Instrumente realisieren Kosteneffizienz insbesondere durch die effiziente Aufteilung der Vermeidungsleistung zwischen den Emittenten einerseits und der Wahl der kosteneffizientesten Maßnahme andererseits. Letzteres bedeutet, dass die Wahl, entweder zu emittieren oder zu vermeiden und mit welcher Maßnahme dies geschieht, den Verursachern überlassen wird, die ihre Grenzkosten selbst am besten abschätzen können (sollten). Zwar könnte theoretisch auch für jeden einzelnen Verursacher die optimale quantitative Begrenzung regulatorisch definiert werden, die regulierende Behörde müsste dazu jedoch über Informationen über die individuellen Grenzvermeidungskostenverläufe verfügen. Dies ist bei großen und diversen Sektoren bzw. Verursacherkreisen unmöglich oder zumindest unrealistisch teuer. Werden in der Folge für alle Quellen die gleichen rechtlichen quantitativen Vorgaben gemacht, so orientiert sich die Einsatzreihenfolge der Minderungsmaßnahmen nicht an dem Kriterium der Grenzvermeidungskosten und die Gesamtkosten der Minderung sind höher.

Ähnliches gilt im Prinzip für technische Vorgaben. Hat die Behörde keine genauen oder weniger Kenntnisse als der individuelle Verursacher über die Grenzkosten verschiedener technischer Minderungsmaßnahmen bzw. Managementmaßnahmen, so besteht das Risiko, dass sie kostenineffiziente Maßnahmen vorschreibt (Swedish Environmental Protection Agency und Swedish Energy Agency 2007, S. 40). Außerdem gilt auch für diesen Fall, dass alle Verursacher unabhängig von ihren individuellen Grenzvermeidungskosten gleichermaßen mindern müssen.

Sowohl für die Luftreinhaltung als auch für den Gewässerschutz sind empirischen Studien bzw. theoretischen Modellüberlegungen zufolge erhebliche Kosteneinsparungen durch den Einsatz ökonomischer Instrumente im Gegensatz zu flächendeckend einheitlichen ordnungs-

rechtlichen Vorgaben zum Technologieeinsatz möglich (TIETENBERG 2006, S. 58 f.; SCHARIN 2004, S. 35). Aus diesen folgt, dass die ökonomischen Instrumente gut geeignet sind, kosteneffizient zu einer Gesamtminderung der Stickstoffeinträge beizutragen. Die Kombination von cap and trade im Rahmen eines alle Verursacher umfassenden, räumlich unbegrenzten Emissionshandels wird durch verschiedene Autoren als die theoretisch kosteneffizienteste Lösung beschrieben. Dies gilt allerdings nur, wenn ein räumlich undifferenziertes Gesamtminderungsziel im Vordergrund des Schutzansatzes steht (ENDRES 2013, S. 125; FEES 2007, S. 123 ff.; TIETENBERG 1995).

Kosteneffizienz bei räumlich gezielter Emissionsvermeidung

287. Wenn Emissionen räumlich gezielt vermieden werden sollen, erweisen sich ökonomische Instrumente tendenziell als nicht kosteneffizienter als regulatorische Instrumente. Reaktive Stickstoffverbindungen verteilen sich unterschiedlich in der Umwelt (s. Kap. 3). Es kommt auch darauf an, wie sich das betroffene Schutzgut im Raum verteilt und wo die Haupteintragsquellen sind.

Handelt es sich bei den wirkungsrelevanten reaktiven Stickstoffspezies um solche, die nahe an der Quelle deponieren bzw. in das relevante Umweltmedium eingehen, hat eine Minderung nahe am Schutzgut eine höhere Schutzwirkung als eine Minderung, die weiter entfernt vom Schutzgut erfolgt. In diesem Fall ist die räumliche Lenkungswirkung wesentlich. Ohne diese muss die Behörde, um das Minderungsziel in besonders empfindlichen Gebieten zu erreichen, mit einer höheren Gesamtemissionsminderung kalkulieren, weil auch weniger wirksame, weil weiter entfernte Maßnahmen, zum Gesamtergebnis beitragen. Dieses Problem trifft sowohl bei räumlich undifferenzierten regulatorischen als auch ökonomischen Instrumenten ohne räumliche Lenkungskomponente zu und ebenfalls auch für einen räumlich unbegrenzten Zertifikathandel. In allen Fällen ist eine „Übererfüllung“ des Minderungsziels zur Erreichung des definierten Schutzziels notwendig (TIETENBERG 1995, S. 102).

Steigerung der Kosteneffizienz durch planerische Instrumente

288. Mithilfe einiger planerischer Instrumente können Stickstoffeinträge räumlich gezielt gesteuert werden (Abschn. 6.4.6). Möglich ist dies dann, wenn durch Fachplanungen konkrete Maßnahmen festgesetzt werden können (z. B. in Schutzgebieten). Werden die Maßnahmen basierend auf der Schadenswirkung von Stickstoffeinträgen gezielt eingesetzt, so steigert dies die Kosteneffizienz. Je nach Planungsinstrument verbleibt aber Spielraum, wie die Maßnahmenumsetzung erfolgen soll. So werden im Rahmen von Managementplänen (im Gewässerschutz sowie im terrestrischen Naturschutz) von den zuständigen Behörden teilweise freiwillige Fördermaßnahmen oder auch verbindliche, aber kompensierte Maßnahmen und auch ökonomische Instrumente eingesetzt (s. Tz. 352 ff. und 369 ff.). Die Wahl der Instrumente auf dieser Ebene beeinflusst dann die Kosteneffizienz.

Gebiets- und problemspezifische Ausgestaltung als Voraussetzung für kosteneffiziente förderpolitische Instrumente

289. Wie bei den ökonomischen Instrumenten wählen die Emittenten nach Abwägung der Grenzkosten bzw. Opportunitätskosten der Maßnahmendurchführung bei förderpolitischen Instrumenten selbst, ob sie weiterhin emittieren oder vermeiden. Die Aufteilung der Emissionsminderungen zwischen den Verursachern wird auch in diesem Fall dazu führen, dass die letzte vermiedene Einheit bei allen Verursachern dieselben Kosten hervorruft (Kriterium für Kosteneffizienz, vgl. Tz. 285). Wie bei allen anderen Instrumenten spielt auch in der Förderpolitik unter volkswirtschaftlichen Gesichtspunkten die Wahl des geeigneten Kriteriums, hier konkret die Wahl der Fördermaßnahmen mit dem höchsten Schadensvermeidungspotenzial, eine zentrale Rolle für die tatsächliche Kosteneffizienz. Da dies lokalspezifisch und mit dem konkreten Schutzgegenstand variieren kann, muss die Förderpolitik stark gebietspezifisch ausgestaltet werden. Dies ist in der Praxis in der Regel angelegt, auch wenn es konkret deutlichen Verbesserungsbedarf gibt. Für den Agrarbereich diskutieren dies zum Beispiel OSTERBURG und RUNGE (2007, S. 13), HEIDECKE und KREINS (2010) und GÖMANN et al. (2013). Auch in Kapitel 6 wird diese Frage an verschiedenen Stellen anhand konkreter Stickstoffpolitiken behandelt. Auswirkungen des Finanzierungsbedarfs förderpolitischer Instrumente auf die Kosteneffizienz diskutieren zum Beispiel Swedish Environmental Protection Agency und Swedish Energy Agency (2007) und ENDRES (2013, S. 121).

5.2.2 Ökonomische Bewertung der Instrumente unter dem Kriterium der ökologischen Treffsicherheit

290. Die ökologische Treffsicherheit ist das volkswirtschaftliche Kriterium, mit dem erfasst werden soll, wie sicher der angestrebte Grad der Umweltschonung bzw. Emissionsminderung erreicht werden kann (ENDRES 2013, S. 269; WEGENER und THEUVSEN 2010, S. 21; FEESS 2007, S. 49). Gerade wenn Kippunkte oder Belastungsgrenzen bekannt sind und überschritten zu werden drohen und dies zu schwerwiegenden ökologischen Schäden führen kann, ist die ökologische Treffsicherheit im Kanon der ökonomischen Kriterien als besonders wichtig zu bewerten.

Um zu beurteilen, ob ein Instrument ökologisch treffsicher ist, ist ein problemgerechter und überprüfbarer Indikator erforderlich. Dies stellt insbesondere in der Landwirtschaft mit ihren diffusen Quellen eine Herausforderung dar. Die Messung der Emissionen an der Quelle ist aufwendig oder gar unmöglich. Darüber hinaus hängen der Verbleib der reaktiven Stickstoffverbindungen in der Umwelt und seine Schadenswirkung von verschiedenen Faktoren ab. Dazu zählen die räumliche Entfernung von dem zu schützenden Schutzgut, die naturräumlichen Gegebenheiten und auch die Witterungsverhältnisse. Ein Bewertungsschema für Maßnahmen mit einem problemgerechten und überprüfbaren Indikator zu entwickeln, ist deshalb anspruchsvoll und erfordert viele Informationen (z. B. Swedish Environmental Protection Agency 2009, S. 20). Da aber alle Instrumente letztlich durch konkrete Maßnah-

men umgesetzt werden, besteht diese Problematik für ordnungsrechtliche, planerische, ökonomische wie auch für förderpolitische Instrumente.

291. Neben den genannten Aspekten müssen in die Beurteilung der ökologischen Treffsicherheit außerdem Verlagerungs- und Synergieeffekte eingehen. Das Umweltbundesamt (UBA) kritisiert die gängigen Stickstoffminderungspolitiken als diesbezüglich zu stark auf Ausschnitte der Stickstoffkaskade fokussiert und zu wenig integriert (UBA 2009). Es verweist zum Beispiel auf eine Untersuchung von AMANN et al. (2007), die zeigt, dass die vollständige Implementierung der Nitratrichtlinie 91/676/EWG als Nebeneffekt eine Absenkung der europaweiten Ammoniakemissionen um 8,4 % (304 kt) hätte (UBA 2009, S. 34). Das UBA empfiehlt deshalb bei der Berechnung des Potenzials zur Gesamtminderung die Wirkung eines Instruments auf sämtliche reaktive Stickstoffspezies und Umweltmedien zu berücksichtigen. Außerdem sollten auch die Nebenwirkungen mit anderem Zeithorizont und anderer räumlicher Wirkung einbezogen werden. Der SRU betont, dass auch potenzielle grenzüberschreitende Verlagerungseffekte zu berücksichtigen sind; zum Beispiel wären hier verstärkte Fleischimporte als Folge verschärfter nationaler umweltpolitischer Regulierung zu nennen (vgl. Tz. 531; s. a. SRU 2012, Tz. 204; Swedish Environmental Protection Agency und Swedish Energy Agency 2007, S. 36–37).

Die ökologische Treffsicherheit verschiedener Instrumententypen

292. Die ordnungsrechtliche Festlegung absoluter Höchstgrenzen mittels Auflagen ist volkswirtschaftlich betrachtet ökologisch besonders treffsicher, sowohl in Bezug auf die Erreichung präziser Emissions- oder Immissionsziele als auch hinsichtlich der räumlichen Steuerung. Insofern wird dieser Instrumententyp in der ökonomischen Literatur dann als besonders wichtig eingestuft, wenn die Art, der Ort und der Zeitpunkt der Ausbringung einer Substanz in die Umwelt oder der Schutz bestimmter Umweltgüter (z. B. ein bestimmtes Gewässer) im Vordergrund stehen. Gleiches gilt, wenn die Überschreitung von gesetzten Grenzwerten zu nicht akzeptablen Schäden führt (WEGENER und THEUVSEN 2010, S. 3; FEESS 2007, S. 59 ff.; ENDRES 2013, S. 170). Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass für die deutlich häufigeren Fälle, in denen ordnungsrechtlich nur „Beladungsgrenzen“ vorgeschrieben werden (z. B. Kilogramm Stickstoffoxid pro Produktionseinheit), das Gesamtemissionsniveau zwar kurzfristig relativ gut bestimmt werden kann, zumindest langfristig aber durch Veränderung des Aktivitätsniveaus unbestimmt und damit die ökologische Treffsicherheit geringer als bei absoluten Höchstmengen ist (ENDRES 2013, S. 170).

293. Bestimmte planerische Instrumente können die räumliche Treffsicherheit stärken. Planungen unterscheiden sich grundsätzlich hinsichtlich ihres räumlichen Bezugs (Plangebiet) und ihrer Verbindlichkeit für den Bürger (also auch für die verschiedenen Verursacher der Stickstoffemissionen). Damit ist auch die ökologische Treffsicherheit der verschiedenen planerischen Instrumente unterschiedlich groß.

Ökologische Treffsicherheit ökonomischer Instrumente nimmt mit der Relevanz räumlicher Treffsicherheit ab

294. Räumlich undifferenzierte ökonomische Instrumente haben keinen Einfluss auf die Allokation der Minderungsmaßnahmen im Raum und eignen sich eher für die „Globalsteuerung“, also wenn die Emissionsmenge insgesamt begrenzt werden soll (u. a. WEGENER und THEUVSEN 2010, S. 3 und 15). Sie sind daher für die Verminderung der Belastungen in Hot Spots nicht geeignet. Auch hier ist der Beitrag des ökonomischen Instrumentes ex ante aufgrund des hohen Informationsbedarfs für die Festsetzung der „richtigen“ Abgabenhöhe schwierig abzuschätzen. Theoretisch müsste dazu der aggregierte Grenzvermeidungskostenverlauf des betreffenden Verursachensektors bekannt sein, was eher unrealistisch ist. In der Praxis sind damit nur ungefähre Vorausschätzungen zu Emissionsminderungen in Abhängigkeit der Abgabensätze möglich (ENDRES 2013, S. 170).

Der Emissionshandel, als ökonomisch-ordnungsrechtliche Mischform, hat eine hohe ökologische Treffsicherheit hinsichtlich der Gesamtemissionsmenge, da sich die Gesamtmenge der Verschmutzungsrechte, die durch den Gesetzgeber ausgegeben wird, am gesetzten Gesamtemissionszielwert und damit theoretisch ausgehend vom Umweltziel orientiert. Dies setzt allerdings voraus, dass das ökologisch motivierte Budget nicht durch Sonderregelungen unterlaufen wird. Da die Gesamtemissionsmenge beim Emissionshandel nicht variiert, sondern sich lediglich die Preise der Zertifikate durch den Handel der Marktsituation anpassen, kann es passieren, dass Zertifikate aufgrund hoher Preise, ausfallender Nachfrage oder zu großem Angebot nicht genutzt werden und so die Gesamtemissionsmenge unter die maximale Menge sinkt. Wird ein räumlich unbeschränkter Handel zugelassen, ist die räumliche Treffsicherheit jedoch ähnlich gering einzustufen wie bei der emissionsbasierten Steuer oder Abgabe.

Aus Sicht verschiedener Handlungsansätze sind problemgerechtere Ausgestaltungsformen ökonomischer Instrumente denkbar (ENDRES 2013, S. 125; FEES 2007, S. 71 ff.). Es ist jedoch im Einzelfall zu prüfen, ob entsprechende Differenzierungen konform mit den geltenden Rechtsbestimmungen implementiert werden können und ob dieser Instrumententyp dann nicht durch sehr hohe Transaktionskosten massiv an Kosteneffizienz einbüßt (vgl. Abschn. 5.2.1).

Gezielte förderpolitische Maßnahmen leisten einen wichtigen Beitrag zur räumlichen Treffsicherheit

295. Förderpolitische Instrumente haben in der Praxis – insbesondere in der Landwirtschaft – den Vorteil, dass sie zum Beispiel hinsichtlich der Maßnahmenauswahl und der Vergütungssätze genau an die lokalen Bedingungen und Schutzbedürfnisse angepasst werden können (vgl. Tz. 289). Für den jeweiligen Standort und die vorherrschende Belastungsproblematik können so die wirksamsten Minderungsmaßnahmen ausgewählt werden – auch solche, die sich über ordnungsrechtliche Vorgaben nicht vorschreiben ließen, weil sie nicht

auf das Unterlassen, sondern auf eine aktive spezifische Bewirtschaftungsweise abzielen. Allerdings beruht die Teilnahme an förderpolitischen Maßnahmen auf Freiwilligkeit und somit auf der individuellen Abwägung des Verursachers, ob die Höhe der Förderbeträge im Verhältnis zu einem alternativen Wirtschafts- oder Konsumverhalten attraktiv genug ist. Wie auch für die ökonomischen Instrumente wird es damit schwierig, die Wirkung insgesamt sowie auch räumlich gezielt ex ante abzuschätzen.

Konsumentenbezogene förderpolitische und informatorische Maßnahmen sind wichtig für die Gesamtminderung, haben aber kaum räumliche Treffsicherheit

296. Konsumentenbezogene förderpolitische und informatorische Instrumente sind wichtig, um insgesamt die Emissionen reaktiven Stickstoffs zu mindern, da die Nachfrage ein wichtiger Treiber für alle Quellen ist. Der Beitrag ist aber ex ante schwer abschätzbar. Die Anpassungen erfolgen auf freiwilliger Basis und gerade der Lebensmittelkonsum wird beeinflusst durch eine Kombination von Verbraucherpräferenzen, die inkonsistent, kontextabhängig und vielfältig beeinflussbar sind (Tz. 516 und 526; s. a. SRU 2012, Tz. 193 nach LERCH 2000; WELFENS 2010; von WEIZSÄCKER 2002).

Die räumliche Treffsicherheit ist bei Instrumenten zur Förderung stickstoffmindernder Konsumententscheidungen differenziert zu bewerten. Beim Konsum landwirtschaftlicher Produkte ist von einer geringen räumlichen Steuerbarkeit auszugehen. Der Verbraucher, der durch förderpolitische Maßnahmen weniger tierische Produkte konsumiert oder Lebensmittelabfälle vermeidet, kann damit nicht beeinflussen, wo Einträge reaktiven Stickstoffs in die Umwelt gemindert werden. Anders ist der Zusammenhang bei der Förderung stickstoffarmer Mobilität. Wird zum Beispiel in Ballungsräumen gezielt die Nutzung des öffentlichen Personennahverkehrs oder das Radfahren gefördert, hat dies direkte Auswirkungen auf die Stickstoffoxidbelastung in diesem räumlichen Belastungs-Hotspot.

Produzentenbezogene informatorische Instrumente schaffen die Voraussetzung für zielgerichtete Anpassung

297. Der Mehrwert informatorischer Instrumente ist aus ökonomischer Sicht insbesondere darin zu sehen, dass sie zu mehr Verständnis für die Vorteile der veränderten individuellen Handlungsweise führen, zum Beispiel hinsichtlich der Gesundheit. Sie erhöhen damit auch die Akzeptanz für die Einführung oder Verschärfung von Instrumenten mit einer stärkeren Eingriffstiefe, wie zum Beispiel strengere Regulierungen oder Abgaben (Swedish Environmental Protection Agency und Swedish Energy Agency 2007, S. 32; OECD 2007b, S. 25). Häufig ist Information zudem Voraussetzung dafür, dass ein Verursacher von Stickstoffemissionen überhaupt in die Lage versetzt wird, sein Verhalten, das heißt den Konsumstil, entsprechend anzupassen. Forschungsergebnisse legen jedoch nahe, dass informatorische Instrumente allein in vielen Bereichen nicht dazu ausreichen, um maßgebliche Verhaltensänderungen herbeizuführen (CORDTS et al. 2013a; Swedish Environmental

Protection Agency und Swedish Energy Agency 2007, S. 32), weshalb dieser Instrumententyp zwar notwendig, aber nicht hinreichend ist, um eine hohe ökologische Treffsicherheit zu erreichen.

5.2.3 Ökonomische Bewertung der Instrumente unter dem Kriterium der dynamischen Anreizwirkung

298. Unter dem ökonomischen Kriterium der dynamischen Anreizwirkung werden Instrumente danach beurteilt, ob sie umweltgerechten Fortschritt und dessen Diffusion anreizen. Eine hohe dynamische Anreizwirkung führt dazu, dass in der Zukunft die gleiche Emissionsminderungsmenge zu geringeren Kosten erzielt wird bzw. mit gleichem Aufwand mehr Emissionen gemindert werden können (ENDRES 2013, S. 21 und 158 ff.; WEGENER und THEUVSEN 2010; Swedish Environmental Protection Agency und Swedish Energy Agency 2007, S. 37).

Im Hinblick auf die Stickstoffproblematik kann man sich unter dynamischer Anreizwirkung vorstellen, dass im Bereich der Landwirtschaft im Zeitverlauf konstant Anreize bestehen, die Stickstoffeffizienz zu verbessern. In den Bereichen Verkehr und stationäre Verbrennung biogener und fossiler Energieträger sind producentenseitig unter dynamischer Anreizwirkung der Antrieb zur konstanten Weiterentwicklung technischer Minderungsmaßnahmen sowie der Umstieg auf stickstoffemissionsärmere Kraft- und Brennstoffe zu fassen. Konsumentenseitig ist die Fortentwicklung der Suffizienz und stickstoffarmer Konsummuster gemeint.

Kontinuierlicher Druck auf Emissionsminderung durch ökonomische Instrumente

299. Vorausgesetzt, die Abgaben oder Steuern sind ausreichend hoch, übt dieser Instrumententyp einen kontinuierlichen Druck hin zu umweltgerechter Innovation aus, sowohl im technischen Bereich als auch hinsichtlich eines ressourcenschonenden Managements. Innovationen mindern den Aufwand für Emissionsreduktionen und damit die Abgaben- und Steuerlast. Bei Zertifikatlösungen müsste aus Sicht der dynamischen Anreizwirkung mit dem Fortschreiten des Standes der Verminderungstechnik und des Management-Know-hows auch die Menge der Emissionszertifikate gesenkt werden (ENDRES 2013, S. 162; Swedish Environmental Protection Agency 2009, S. 18 f.; Swedish Environmental Protection Agency und Swedish Energy Agency 2007, S. 41 f.).

Ordnungsrechtlichen Instrumenten wird in der ökonomischen Literatur im Vergleich eine geringere dynamische Anreizwirkung zugesprochen. Der Verursacher wird zur Umsetzung der Vorgaben neue Verfahren implementieren, jedoch entsteht kein Anreiz, über die Vorgaben hinauszugehen. Allerdings können Auflagen auch dynamisch ausgestaltet sein und sind es in der Praxis in der Regel auch. Durch in der Zeit gestaffelte Auflagen kann eine Anpassung an die Entwicklung des Fortschritts erfolgen (ENDRES 2013, S. 159 ff.). Besonders interessant ist hier der Top-Runner-Ansatz, der immer das ökologisch beste Produkt (z. B. im

Hinblick auf Energieeffizienz) mit zeitlichem Abstand zum geltenden Standard macht (siehe dazu SRU 2008, Tz. 73 ff.).

Allgemein gilt, dass je besser der Informationsstand der staatlichen Instanz über techno-ökonomische Eigenschaften neuer Verfahren ist, desto besser kann sie die Einführung dieses Verfahrens oder daran orientierte Grenzwerte verordnen (ENDRES 2013, S. 168).

Verschiedene Instrumente fördern verschiedene Phasen
des technischen Fortschritts

300. ENDRES (2013, S. 166 f.) sieht die Stärke der Auflagenpolitik hinsichtlich der Förderung des technischen Fortschritts vor allem in der Phase der Marktdurchdringung. Hier kann sie, vorausgesetzt die Behörde hat ausreichende Kenntnisse über neue umwelttechnische Verfahren, gute Impulse setzen, wohingegen die Abgabe vor allem in der Erfindungs- und Innovationsphase ihre dynamische Wirkung entfaltet. Förderpolitische Instrumente können vor allem im Rahmen der Forschungsförderung Anreize zu technischem und Managementfortschritt setzen. Informativische Instrumente fördern die Durchdringung der Verursacherkreise mit Information und Wissen, um eine zielgerichtete Verhaltensanpassung zu erreichen.

5.2.4 Ökonomische Bewertung der Instrumente unter dem Kriterium des Verursacherprinzips

301. Für die Akzeptanz und politische Durchsetzbarkeit spielt die Verteilung der Lasten, die mit der Umsetzung von Minderungsmaßnahmen einhergehen, eine zentrale Rolle. Stickstoffemissionen verschiedener Wirtschaftssektoren beeinflussen Dritte negativ oder können ihnen schaden, zum Beispiel durch eine verminderte Luft- oder Wasserqualität oder den Verlust der Biodiversität. Für den Verursacher hingegen schlagen die volkswirtschaftlichen Kosten der Umweltschäden oder der Gesundheitsbelastungen nicht oder nur unvollständig in seiner Entscheidungsfindung zu Buche. Nach dem Grundsatz des Verursacherprinzips sollte aber derjenige die Kosten für Minderungsmaßnahmen tragen, der die Verschmutzung zu verantworten hat. In der Ökonomie wird das Verursacherprinzip als der Grundsatz verstanden, nach dem der Verursacher die Kosten für die Verschmutzungsvermeidung, den gesellschaftlichen Schaden bzw. für die über den definierten zulässigen Standard hinausgehende Verschmutzung tragen soll (OECD 2014; FEES 2014; zur abweichenden juristischen Definition KLOEPFER 2004, S. 189 ff.).

Der SRU hat sich in der Vergangenheit immer wieder für die Einhaltung des Verursacherprinzips bei der Anwendung umweltpolitischer Instrumente ausgesprochen, unter anderem auch in der Landwirtschaft. Im Umweltgutachten 2004 empfahl er, dass „die Mindestauflagen der guten fachlichen Praxis für die Landwirtschaft entschädigungslos eingehalten werden, um keinen Präzedenzfall für andere Wirtschaftsbereiche zu schaffen“ (SRU 2004b, Tz. 234). Auch im Hinblick auf die Lastenverteilung zur Umsetzung der Wasserrahmen-

richtlinie 2000/60/EG hat der SRU sich bereits in seinem Umweltgutachten 2000 gegen Ausnahmeregelungen vom Verursacherprinzip ausgesprochen (SRU 2000, Tz. 651).

302. Bei der Weiterentwicklung von Instrumenten im Rahmen einer Stickstoffminderungsstrategie sollte erneut kritisch reflektiert werden, inwieweit die Aufteilung der Kostenübernahme für Vermeidungsmaßnahmen heute dem Verursacherprinzip entspricht und ob eine stärkere Orientierung am Verursacherprinzip angemessen und notwendig ist (vgl. Tz. 555). Dies wird vor allem für die Landwirtschaft kontrovers diskutiert, zum Beispiel hinsichtlich der Begründung der Direktzahlungen im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik (s. a. SRU 2013). Dies gilt aber auch in Bezug auf die Frage, in welchem Rahmen aus öffentlichen Mitteln geförderte Agrarumweltmaßnahmen anstelle von ordnungsrechtlichen oder ökonomischen Instrumenten zur Erreichung von Umweltzielen eingesetzt werden.

Bewertung der Instrumente hinsichtlich der Umsetzung des Verursacherprinzips

303. Der ökonomischen Theorie zufolge bringen Instrumente, die zu einer Internalisierung der externen Effekte führen, das Verursacherprinzip zur Geltung. Dies trifft grundsätzlich sowohl auf ordnungsrechtliche Instrumente als auch auf Steuern und Abgaben zu. Grundsätzlich kann zwischen einer schwachen und einer starken Form des Verursacherprinzips unterschieden werden (ENDRES 2013, S. 128). In der schwachen Form kommen die Verursacher lediglich für die Kosten der Emissionsminderung bis zum Erreichen des angestrebten Emissionszielwerts auf, wie es beispielsweise bei ordnungsrechtlichen Vorgaben der Fall ist. Werden die Verursacher auch mit Kosten für die verbleibenden Restemissionen belastet, wie zum Beispiel im Fall einer Emissionssteuer, wird von starkem Verursacherprinzip gesprochen.

Im Rahmen des Emissionshandels kann die Erstallokation von Emissionszertifikaten zwischen den Verursachern durch kostenlose Zuteilung, zum Beispiel nach dem Grandfathering-Prinzip, anteilmäßig entsprechend der Emissionen im Status quo (z. B. FEES 2007, S. 124; OECD und IEA 2002, S. 9), oder mittels Auktionierung erfolgen. Gemäß der obigen ökonomischen Klassifizierung kommt das starke Verursacherprinzip nur dann zur Anwendung, wenn die Verursacher die Zertifikate bei der Erstvergabe kostenpflichtig erwerben müssen (ENDRES 2013, S. 135 f.; Swedish Environmental Protection Agency und Swedish Energy Agency 2007, S. 41 f.; NASH 2000, S. 13).

Werden hingegen dem Verursacher die Eigentumsrechte an den Umweltgütern, das heißt Verschmutzungsrechte ohne Kompensation der Geschädigten, vollständig zugesprochen und die Gesellschaft entschädigt stattdessen den Verursacher für Minderungsmaßnahmen, wird dem Verursacherprinzip nicht Rechnung getragen (Swedish Environmental Protection Agency und Swedish Energy Agency 2007, S. 38; BARUNKE 2002, S. 40). Subventionen für das Unterlassen von Aktivitäten mit negativen externen Effekten entsprechen mithin im

Grunde nicht dem Verursacherprinzip, da die Besitzrechte dem Verschmutzer zugesprochen werden und die Gesellschaft ihn für die Vermeidung kompensiert (UBA 2010, S. 3; Swedish Environmental Protection Agency und Swedish Energy Agency 2007, S. 40 ff.; OECD 2007b, S. 204). Allerdings werden förderpolitische Instrumente im Bereich Stickstoffminderung auch für Aktivitäten angewandt, die über eine reine Vermeidung der Emissionen hinausgehen und eher als aktive Schadensbekämpfung zu bewerten sind.

304. Tatsächlich ist an vielen Stellen in stickstoffrelevanten Politiken noch offen, wo die Grenze der Anwendung des Verursacherprinzips verlaufen soll. Es muss letztlich ein gesellschaftlich tragfähiger Konsens gefunden werden, inwieweit in den verschiedenen Bereichen die Verursacher der Stickstoffemissionen oder die Gesellschaft als Ganzes die Kosten der Emissionsminderungen tragen soll. Im landwirtschaftlichen Sektor – dem für die Stickstoffproblematik wichtigsten Verursacher – wird an vielen Stellen das Verursacherprinzip nicht hinreichend umgesetzt (vgl. Tz. 555). Vielmehr wird die Landwirtschaft gegenüber anderen Verursachern bevorteilt (SRU 2008; OECD 2007b, S. 179).

5.3 Instrumentenbeispiele aus Schweden und Dänemark

305. In diesem Abschnitt werden exemplarisch einige im Ausland eingesetzte oder in der Konzeption befindliche Instrumente kurz vorgestellt. Es handelt sich um verschiedene Instrumententypen, teilweise Kombinationen dieser. Der Fokus liegt auf der Landwirtschaft, aufgrund der hohen Relevanz dieses Sektors für die Stickstoffproblematik. Die Beispiele dienen als Denkanstöße für die Weiterentwicklung der deutschen Stickstoffpolitiken. In diesem Sondergutachten kann aber nur eine knappe Auswahl präsentiert werden und in jedem Fall ist zu prüfen, inwieweit die Beispiele auf Deutschland übertragbar sind. Weitere Länderbeispiele, wenn auch teilweise nicht ganz aktuell, finden sich unter anderem in European Environmental Agency (2005), Le GOOFE (2013), OECD (2007a) und WEGENER und THEUVSEN (2010).

5.3.1 Ordnungsrecht und Quoten-Abgaben-Politik für die dänische Landwirtschaft

306. In Dänemark ist die Umsetzung der europäischen Nitratrichtlinie seit deren Einführung Teil einer umfassenden Strategie zum Gewässerschutz. Dies erfolgte zunächst im Rahmen eines fortlaufend weiterentwickelten Umweltaktionsplans. Seit 2009 ist sie eingebettet in das erweiterte Green-Growth-Abkommen. Die Elemente der Vereinbarung wurden als Dänisches Nitrat-Aktionsprogramm zusammengeführt. Die für die Umsetzung relevanten Gesetze und Verordnungen sind in BOGESTRAND et al. (2013, S. 45 ff.) ausführlich aufgeführt. Im Folgenden werden ausgewählte Elemente des Dänischen Nitrat-Aktionsprogramms inhaltlich dargestellt.

Wie in Deutschland werden in Dänemark flächendeckend Aktionspläne zur Erreichung der Ziele der Nitratrichtlinie eingesetzt (Danish Environmental Protection Agency 2012; BOGESTRAND et al. 2013, S. 56 f.; vgl. auch Abschn. 6.4.2). Für Gebiete, die aufgrund des Gewässerschutzes als besonders sensibel eingestuft werden, gelten strengere Regeln für die Genehmigung von Tierhaltungsbetrieben (für Details siehe BOGESTRAND et al. 2013, S. 56 f.; Le GOFFE 2013, S. 16 f.).

Die dänische Stickstoffstrategie setzt für den Sektor Landwirtschaft eine kombinierte Quoten-Abgaben-Instrumentierung ein. Grundlage ist ein verpflichtendes, detailliertes Bilanzierungssystem auf Betriebsebene für die Nutzung von Stickstoff aus organischen und mineralischen Quellen. Jeder individuelle Betrieb ab einer Mindestgröße berechnet mithilfe eines Online-Tools, das gleichzeitig Teil des Verfahrens zur Beantragung der EU-Direktzahlungen aus der ersten Säule der Gemeinsamen Agrarpolitik ist, den Düngeplan bzw. die ihm zustehende Stickstoffquote. Dabei müssen differenziert Angaben zum Stickstoffeinsatz für jedes Feld unter Berücksichtigung des Bodentyps, der Kulturart, dem Stickstoffstatus, der vorherigen Anbaukultur, der Zwischenfrüchte und eine Stickstoffprognose gemacht werden. Die Obergrenzen der Menge pflanzenverfügbaren Stickstoffs für unterschiedliche Kulturarten sind im System vorgegeben. Das elektronische System reduziert den Aufwand für die Landwirte erheblich (BOGESTRAND et al. 2013, S. 53 ff.; Le GOFFE 2013, S. 16 f.).

Die betrieblichen Stickstoffquoten sind explizit so gesetzt, dass sie zu einer Verringerung der Nitratauswaschungen im Vergleich zu den Referenzjahren 2003/2004 führen sollen. Jedes Jahr wird zentral das betriebswirtschaftliche Optimum des Stickstoffeinsatzes für die verschiedenen Kulturarten berechnet (unter Berücksichtigung von Preisen, Bodentypen usw.). Für jeden einzelnen Betrieb wurde bis 2009 die Quote dann auf 10 % unter diesem Optimum angesetzt. Seit 2009 liegt die Quote sogar 15 % unter diesem Optimum (BOGESTRAND et al. 2013, S. 54 f.; Le GOFFE 2013, S. 16 f.). Diese vorläufigen Quoten werden in Abhängigkeit von den Wetterbedingungen angepasst. Die Landwirte können aber auch eine Erhöhung der Quote beantragen, wenn sie über Verkaufsbelege nachweisen, dass ihre Erträge in dem Jahr über den Erwartungen lagen.

Die Betriebe müssen die jährlichen Düngepläne dem dänischen Amt für Landwirtschaft und Fischerei zur Registrierung und Kontrolle vorlegen (BOGESTRAND et al. 2013, S. 58). Eine Plausibilitätsprüfung erfolgt durch Abgleich mit den Betriebsmittelzukaufen (Le GOFFE 2013, S. 16 f.) und durch Verknüpfung mit einem zentralen Register (BOGESTRAND et al. 2013, S. 56). Wirtschaftsdünger darf nur an Betriebe abgegeben werden, die auch im Rahmen der Düngeplanung registriert sind. So soll die Nachverfolgbarkeit von Wirtschaftsdüngers-transporten gesichert werden. Auf der Basis einer Risikoanalyse werden jährlich die Unterlagen von 6 % der Betriebe kontrolliert, bei 2 % der Betriebe werden Vorort-Kontrollen durchgeführt (Le GOFFE 2013, S. 16 f.). Bei einer Quotenüberschreitung in Höhe von bis zu 30 kg Stickstoff pro Hektar werden Abgaben in Höhe von circa 1,30 Euro pro Kilogramm

Stickstoffüberschreitung erhoben. Für jedes darüber hinausgehende Kilogramm Stickstoffüberschreitung beträgt die Abgabenhöhe 2,70 Euro pro Kilogramm Stickstoff (OECD 2007a, S. 52 ff.; Le GOFFE 2013, S. 16 f.).

Kleinere Betriebe, die nicht dem Bilanzierungssystem unterliegen, zahlen eine Stickstoffsteuer auf Mineraldünger in Höhe von 100 % des Preises. Die Steuer soll die Attraktivität von Wirtschaftsdünger gegenüber synthetisch hergestelltem Dünger steigern (WEGENER und THEUVSEN 2010). Allerdings unterliegt die große Mehrheit der Betriebe dem oben beschriebenen Quoten-System, weshalb die Stickstoffsteuer in der Praxis eine nachgeordnete Bedeutung hat (BOGESTRAND et al. 2013, S. 53 f.).

Die Effekte des fortgeschriebenen Umweltaktionsplans wurden 2008 evaluiert und die Minderungserfolge für Stickstoffverluste gegenüber 2003 als unzureichend bewertet. Deshalb wurden im Rahmen des oben genannten Green Growth Agreement (2009 – 2015) im Jahr 2009 weitere Maßnahmen beschlossen. Neben der Absenkung der betrieblichen Stickstoffquoten wurde die Breite von pflanzenschutzmittel- und düngungsfreien Gewässerrandstreifen auf 10 m festgesetzt. Außerdem wurde ein Umbruchverbot für Grünland in bestimmten Perioden des Jahres beschlossen und bestimmte Bodenbearbeitungsformen im Herbst verboten. Insgesamt soll die landwirtschaftliche Nutzfläche, auf der Zwischenfrüchte angebaut werden, um 140.000 ha ausgeweitet werden. Durch eine Überprüfung des bisherigen Quoten-Abgabensystems sollen zusätzliche Minderungseffekte identifiziert werden (BOGESTRAND et al. 2013, S. 63 f.; Danish Environmental Protection Agency 2009; LANGE FOGH 2013; Le GOFFE 2013, S. 16 f.).

Das dänische Beispiel zeigt ein lernendes System. Über die Zeit wurden Instrumente und Maßnahmen mithilfe von Monitoring und Erfolgskontrolle immer wieder angepasst. Es zeigt darüber hinaus eine praktische Implementierung der Kombination von Ordnungsrecht und ökonomischen Instrumenten. In die Weiterentwicklung der deutschen Stickstoffminderungspolitik sollten die Erfahrungen und Erkenntnisse des dänischen Konzepts Eingang finden.

5.3.2 Stickstoffoxidsteuer für Industrieanlagen in Schweden: Ein Beispiel für die emissionsbasierte Abgabe

307. Aufgrund einer massiven Versauerungsproblematik hat die schwedische Regierung bereits 1985 eine Strategie aufgelegt, mit der die Stickstoffoxidemissionen bis zum Jahr 1995 um 30 % gegenüber dem Niveau von 1980 gemindert werden sollten. Es zeigte sich schnell, dass die ordnungsrechtlich verankerten emissionsbezogenen Auflagen für stationäre Verbrennungsanlagen dieses Ziel nicht im anvisierten Zeitraum erreichen konnten. Mit einer Abgabe auf Stickstoffoxide aus Feuerungsanlagen zur Erzeugung von Gebäudewärme und Strom wurde 1992 ein zusätzliches ökonomisches Instrument eingeführt. Wesentliches Element des Systems ist die Rückerstattung der Einnahmen aus der Abgabe an die Abgabenzahler proportional zur produzierten Menge Energie. Anlagen mit einem im Verhältnis

zur Energiemenge niedrigen Niveau an Stickstoffoxidemissionen sind dadurch Netto-profitere, was einen besonderen Anreiz zur Investition in Vermeidungstechnologien bieten soll.

Die Wahl eines ökonomischen Instruments wurde damit begründet, dass die Stickstoffoxidemissionen im Gegensatz zu Kohlendioxid und Schwefeldioxid nicht über die Art des eingesetzten Brennstoffs reguliert werden können, sondern in erster Linie über die Verbrennungstechnologie. Zudem lag eine große Varianz bei den Vermeidungskosten der Emittenten vor, sodass durch die Flexibilität eines ökonomischen Instruments eine schnelle technologische Entwicklung erwartet wurde (Swedish Environmental Protection Agency 2012, S. 58 ff.; BRAATHEN 2013).

Zum 1. Januar 2008 wurde das Abgabensystem angepasst, um dem Emissionsminderungsprozess neue Dynamik zu verleihen:

- die Abgabenhöhe wurde von ursprünglich 40 SEK (ca. 4,40 Euro) pro Kilogramm Stickstoffoxide auf 50 SEK (ca. 5,50 Euro) erhöht und
- die Anlagengröße wurde (schrittweise) von ursprünglich 50 GWh Jahreskapazität auf 25 GWh pro Jahr abgesenkt. Außerdem wurden zusätzliche Anlagentypen einbezogen (für eine ausführlichere Beschreibung siehe Swedish Environmental Protection Agency 2012, S. 58 ff.; BRAATHEN 2013).

Externe wissenschaftliche Untersuchungen, Evaluierungen durch die Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD) sowie die Bewertung durch die schwedische Umweltbehörde kommen zu dem Ergebnis, dass die Abgabe auf Stickstoffoxide eine sinnvolle Ergänzung zu ordnungsrechtlichen Vorschriften für Emissionsgrenzwerte darstellt. Die Abgabe wird als maßgeblicher Faktor dafür angesehen, dass eine steigende Zahl von Anlagen, die durch die Abgabe belastet werden, mit Vermeidungstechnologie ausgerüstet wurden. So stieg deren Anteil zwischen 1992 und 1995 von 7 % auf 72 % drastisch an. Bereits während der politischen Debatte über die Einführung des Instruments war eine Intensivierung der technologischen Weiterentwicklungen zu beobachten. Letztlich sind die Emissionen dieses Verursacherkreises zwischen 1992 und 2010 um mehr als 50 % gesunken. Die Einführung der Abgabe hat zu einer intensiven Auseinandersetzung mit den damals bestehenden Vermeidungstechnologien geführt. Insgesamt gehen die Bewertungen davon aus, dass die Abgabe zu einer schnelleren und kosteneffizienteren Emissionsminderung geführt hat, als es mit weiterführenden ordnungsrechtlichen Instrumenten der Fall gewesen wäre (HÖGLUND-ISAKSSON 2005; BRAATHEN 2013; STERNER und HÖGLUND-ISAKSSON 2006; Swedish Environmental Protection Agency und Swedish Energy Agency 2007, S. 126 f.).

Die Regierung beauftragte die schwedische Umweltbehörde mit einer Evaluation der Abgabenerhöhung von 2008. Im Ergebnis kommt die Behörde zu dem Schluss, dass die

Erhöhung den Trend nicht maßgeblich beschleunigen konnte. Darüber hinaus ergaben Brancheninterviews Hinweise auf zwei Probleme. Der Hauptmechanismus des Instruments – die Konkurrenz um Abgabenrückerstattung – funktioniert möglicherweise nur eingeschränkt aufgrund der Heterogenität der betroffenen Anlagen. Außerdem kann die Rückerstattung unbeabsichtigt einen Anreiz zur Steigerung der Energieproduktion liefern, was insgesamt zu höheren Stickstoffoxidemissionen führt. Zusammenfassend bleibt die schwedische Umweltbehörde bei der Einschätzung, dass die Abgabe als Instrument einen wichtigen Beitrag zur Emissionsbegrenzung des Sektors liefert. Sie reicht aber nicht aus, um die notwendigen Minderungen herbeizuführen (Swedish Environmental Protection Agency 2012, S. 58 ff.).

Weiterführende Informationen und Literaturhinweise zu den Kostenkomponenten der schwedischen Abgabe auf Stickstoffoxide, Wettbewerbseffekte sowie soziale Effekte finden sich in BRAATHEN (2013). Die Veröffentlichung zeigt, dass Deutschland hinsichtlich der pro Energieoutput erzeugten Stickstoffoxidemissionen im Jahr 2000 in etwa mit Schweden gleichauf war (ebd., S. 19, Abb. 10). Allerdings wurde in Deutschland dazu keine Abgabenlösung eingesetzt. Ein Vergleich der Kosteneffizienz, mit der die verschiedenen instrumentellen Lösungen dieses Niveau erreicht haben, und wie sich dies bei zusätzlichen Minderungen darstellt, könnte auch für die deutschen Stickstoffpolitiken im Bereich stationärer Feuerungsanlagen von Interesse sein. Dabei müssen natürlich der bestehende Regulierungsrahmen und die Struktur der Energieerzeugung berücksichtigt werden.

5.3.3 Eine nationale Informationskampagne zu Nährstoffen in der schwedischen Landwirtschaft

308. „Greppa Näringen“ ist ein Beratungsprogramm für die Landwirtschaft und verfolgt die Ziele, Emissionen von klimarelevanten Gasen zu mindern, Überdüngung zu reduzieren und den Gebrauch von Pflanzenschutzmitteln einzudämmen und ihn sicherer zu machen. Im Bereich Überdüngung liegt der Schwerpunkt auf der Steigerung der Stickstoffeffizienz. Die im Jahr 2000 begonnene Beratung ist für die landwirtschaftlichen Betriebe kostenfrei. Initiiert wurde dieses Programm, weil die Minderung des Nährstoffverlustes aus der Landwirtschaft erstmals als eigenständiges schwedisches Umweltqualitätsziel festgesetzt worden war. Gleichzeitig begann ein neuer GAP-Förderzeitraum, der die Finanzierungsgrundlage bot. Das Programm wird in Zusammenarbeit zwischen dem schwedischen Landwirtschaftsamt, dem schwedischen Landwirtschaftsverband, den Regionalregierungen und Beratungsorganisationen durchgeführt. Als zentraler Erfolgsfaktor wird der kontinuierliche Kontakt zu den Landwirten über mehrere Jahre genannt. Die Berater besuchen nach der Eingangsberatung wiederholt die Betriebe und überprüfen den Erfolg der Maßnahmen. Eine wichtige Rolle in der Beratung spielen Schlüsselkennzahlen über den Effekt verschiedener Maßnahmen auf eine Verbesserung der Ressourcenausnutzung des Betriebs. Dabei geht es parallel sowohl um Potenziale zur Kostenminderung als auch zur Reduzierung der Umweltbelastung. Bei Tierhaltungsbetrieben wird die Beratung zum Fütterungsmanagement und für den Pflanzen-

bau gemeinsam durchgeführt, um einen aus Nährstoffsicht ganzheitlichen Ansatz zu verfolgen (Jordbruksverket et al. 2014).

Nach Aussage der Programmverantwortlichen wurde mit dem Beratungsansatz bewusst ein anderer Weg gewählt als das stark auf Kontrolle und Sanktionen ausgelegte dänische System. Eine Begründung sind die hohen administrativen Kosten des dänischen Systems. Die Wirkungen von Greppa Näringen werden durch die verantwortlichen Behörden und Akteure in einer empirischen Untersuchung in großen Teilen als positiv und effektiv beurteilt (Jordbruksverket et al. 2014). Externe Bewertungen des Programms Greppa Näringen lagen bei Redaktionsschluss nicht vor. Der SRU ist der Auffassung, dass Erfahrungen aus dem schwedischen Programm in die Weiterentwicklung des deutschen, eher zersplitterten Beratungssystems für die Landwirtschaft einfließen sollten.

5.3.4 Abgaben-Zertifikate-System in Schweden für den Schutz der Ostsee

309. Ausgangspunkt für die Entwicklung des Konzepts, welches bis heute nicht umgesetzt wurde, war die Aufgabenstellung, ein wirksames und kosteneffizientes Instrument zur Minderung der Nährstoffeinträge in die Ostsee zu entwickeln. In erster Linie sollte es damit der Umsetzung der Minderungsvereinbarungen im Rahmen der Helsinki-Konvention dienen. Bei entsprechender Ausgestaltung würden sich aber auch Synergien mit der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie ergeben. Entwickelt wurde das Konzept für das Einzugsgebiet Stockholm, grundsätzlich lässt es sich auf andere räumliche Gebiete übertragen (Swedish Environmental Protection Agency 2009, S. 12).

Die Forderung nach einem kosteneffizienten Instrument hat die schwedische Umweltbehörde zu einem sektorübergreifenden Abgaben- und Emissionshandelsansatz gebracht. Durch die Einbeziehung sowohl von Punktquellen, zum Beispiel kommunaler Abwässer, als auch diffuser Quellen wie der Landwirtschaft, können die unterschiedlichen Vermeidungskostenstrukturen der Emittentengruppen ausgenutzt werden und so eine kosteneffiziente Gesamtminderung erreicht werden. Das Konzept sollte außerdem eine Lösung für das Problem hoher Transaktionskosten beim Handel zwischen diffusen und Punktquellen enthalten. Ein wichtiger Grundpfeiler ist deshalb die Benennung einer regulierenden Behörde mit den Hauptaufgaben einer effektiven Allokation der Abgaben für Minderungsmaßnahmen sowie das Zusammenbringen von Angebot und Nachfrage für Emissionsrechte. Das System besteht aus drei miteinander verbundenen Märkten, die jeweils eine spezifische Aufgabe erfüllen (Swedish Environmental Protection Agency 2009; 2010).

Der Abgabenmarkt

310. In einem räumlich abgegrenzten Gebiet werden den individuellen Wirtschaftsakteuren relevanter Sektoren Emissionshöchstmengen für bestimmte Nährstoffe zugewiesen (cap). Den jeweiligen Akteuren soll offen stehen, Emissionen, die über das cap hinausgehen, selbst

zu mindern oder höhere Emissionen durch Abgabenzahlung auszugleichen. Die Mittel aus den Abgabenzahlungen werden im Maßnahmenmarkt zur Emissionsminderung anderer Quellen eingesetzt. Das Abgabenniveau orientiert sich an der Schadenswirkung der Emissionen, das heißt, je stärker die Emissionen zu einer Immission am Schutzgut führen, desto höher soll die Abgabe sein. Dies soll langfristig den Strukturwandel zum Beispiel in der Landwirtschaft dahingehend anreizen, Produktionsverfahren an Standorte zu verlagern, an denen die Emissionen eine geringere Umweltwirkung haben (Swedish Environmental Protection Agency 2009, S. 29 ff.; 2010, S. 40 ff.).

Der Maßnahmenmarkt

311. Die Akteure verpflichten sich vertraglich, das ihnen gesetzte cap durch Minderungsmaßnahmen zu unterschreiten und so unzureichende Reduktionen anderer Quellen zu kompensieren. Hierfür kann die Methode der umgekehrten Auktionierung zum Einsatz kommen. Dabei geben Akteure, die Maßnahmen anbieten wollen, Gebote ab, zu welchem Kompensationssatz sie die Minderungsmaßnahmen durchführen würden. So soll ein Wettbewerb zwischen den Maßnahmenanbietern entstehen und damit die Kosten der Minderung möglichst gering gehalten werden.

Die Höhe der Zahlungen für Kompensationsmaßnahmen bestimmt so die Höhe der Abgaben auf dem Abgabemarkt. An dem Markt sollten auch Akteure teilnehmen können, die nicht ursächlich Emissionen verursachen, aber durch gezielte Bewirtschaftungsmaßnahmen oder Nutzungsänderungen von Flächen zu Minderungen der Belastung beitragen (Swedish Environmental Protection Agency 2009, S. 32 ff.; 2010).

Der Markt für Belastungsrechte

312. Der Markt für Belastungen stellt einen Handelsplatz dar, auf dem Emittenten und Vermeider direkt in Kontakt treten. Hier können Belastungsrechte bzw. Immissionsrechte gehandelt werden. Interessant ist diese Lösung auch für Verursacher, die auf dem Abgabemarkt zum Beispiel Belastungsrechte für fünf Jahre erworben haben, diese Rechte aber nach zwei Jahren nicht mehr benötigen, weil sie die Aktivität eingestellt haben oder selbst neue Techniken bzw. Managementmaßnahmen eingeführt haben. Sie können die verbleibenden Rechte auf dem Markt für Belastungsrechte verkaufen. Dieser Markt stellt damit teilweise eine Alternative und auch eine Ergänzung zum Abgaben- und Maßnahmenmarkt dar.

Die Käufer von Belastungszertifikaten sind vor allem regulierte Quellen, die über ihr cap hinaus emittieren und dafür Abgaben zahlen müssen. Es können aber auch Akteure Zertifikate kaufen, die eine Minderung herbeiführen wollen und die Belastungsrechte nicht auszunutzen gedenken (z. B. Umwelt- und Naturschutzorganisationen). Außerdem können Spekulanten Zertifikate kaufen, mit dem Ziel, diese mit Gewinn wieder zu verkaufen, zum Beispiel auf dem Maßnahmenmarkt.

Die Verursacher haben folglich drei Möglichkeiten, ihr cap einzuhalten und damit aus Sicht der ökologischen Treffsicherheit gleichermaßen zum Umweltziel beizutragen: erstens können sie selbst Maßnahmen ergreifen, zweitens können sie Abgaben an die Behörde zahlen (die dann ihrerseits Maßnahmenverträge abschließt und so sicherstellt, dass die Belastungsgrenze insgesamt nicht überschritten wird) und drittens können die Verursacher auf dem Markt für Belastungsrechte Zertifikate kaufen (in Swedish Environmental Protection Agency 2009, S. 32 ff. ist das Konzept detailliert dargestellt).

Das Instrument wurde in erster Linie für den Meeresschutz konzeptioniert. Um auch die Minderungsanforderungen im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie zu erfüllen, schlagen die Autoren vor, die Handelbarkeit der Emissionsrechte geografisch zu begrenzen oder Kompensationsmaßnahmen in bestimmten geografischen Gebieten bei der Auktionierung oder durch Vorgaben zu bevorzugen (Swedish Environmental Protection Agency 2009, S. 35 ff.; 2010).

Die Behörde braucht sehr detaillierte Informationen, um auf allen Märkten eine wirkungsbezogene, das heißt immissionsbezogene differenzierte Bewertung der Emissionen und Vermeidungsmaßnahmen festzulegen. Nur unter dieser Voraussetzung entfaltet das Instrument sein hohes Potenzial, kosteneffizient und ökologisch treffsicher die Umweltziele zu erreichen. Allerdings liegt gerade darin auch das Risiko, dass die Transaktionskosten sehr hoch werden, und es macht die Umsetzung in der Praxis eher unwahrscheinlich. Würde es implementiert werden, wäre auf jeden Fall eine Abwägung im Trade-off zwischen ökologischer Treffsicherheit (genaueste Bewertung der Emissionen und Vermeidungsmaßnahmen) und der um Transaktionskosten weiter gefassten Kosteneffizienz notwendig.

5.4 Fazit

313. Die theoretischen Ausführungen und die in diesem Kapitel dargestellten Beispiele zeigen, dass die unterschiedlichen Instrumententypen in ihren verschiedenen Ausgestaltungsformen Stärken und Schwächen haben und sich für unterschiedliche Zielsetzungen eignen. Dabei ist zentral, dass den Verursacherkreisen bewusst wird, welche Anforderungen aus Umweltsicht unvermeidbar sind. Das Wissen dieser Akteure muss konstruktiv in der Gestaltung und Umsetzung der Instrumente einbezogen werden.

Gleichzeitig ist die Minderung der Einträge reaktiven Stickstoffs in die Umwelt besonders komplex, weil den Stickstoffeinträgen eine ganze Reihe von unterschiedlichen Quellen und Treibern zugrundeliegen (s. Kap. 4). Zudem bestehen viele unterschiedliche Ziele, weil eine Belastungsminderung für verschiedene Umweltgüter erreicht werden soll (s. Kap. 3). Um diese Vielschichtigkeit anzugehen, ist ein Multiimpulsansatz notwendig, bei dem sämtliche der vorgestellten Instrumententypen ihre Berechtigung haben. Die Ausführungen in Kapitel 6 können Hinweise darauf geben, für welches Ziel und welchen Verursacherkreis welcher Instrumententyp welchen Beitrag leisten kann.

Bei der Umsetzung einer umfassenden Stickstoffstrategie können zur Gesamtminderung der Stickstoffeinträge, das heißt zur Reduzierung der Hintergrundbelastung, insbesondere ökonomische Instrumente ohne räumliche Komponente eingesetzt werden. Auch flächendeckend einheitliche ordnungsrechtliche Auflagen können zu diesem Ziel und an Belastungshotspots zu einer Entschärfung beitragen, allerdings sind sie der Bewertung der ökonomischen Theorie zufolge tendenziell weniger kosteneffizient. Ordnungsrechtlich differenzierte Vorgaben an die Produktion, wie sie zum Teil über planerische Instrumente realisiert werden können, sowie räumlich gezielt ausgestaltete förderpolitische Instrumente müssen dazu genutzt werden, höhere Schutzstandards gebietsspezifisch umzusetzen. Förderpolitische Instrumente, die am Verbraucherverhalten ansetzen, können je nach Fördergegenstand zu einer gebietsspezifischen Entlastung beitragen. Beim Verkehr wäre hier zum Beispiel an die Förderung des öffentlichen Personennahverkehrs oder von emissionsarmen Fahrzeugen in hochbelasteten Ballungsräumen zu denken. Häufig sind jedoch Emission und Konsum räumlich entkoppelt. Zum Beispiel führt eine fleischreduzierte Versorgung durch öffentliche Einrichtungen nicht räumlich gezielt zur Reduzierung der Tierhaltungsdichte bzw. der Überschüsse an einem ausgewählten, besonders belasteten Standort, trägt jedoch zu einer Gesamtminderung der Stickstoffproblematik bei, sodass Instrumente, die konsumentenseitig die Suffizienz stärken, durchaus eine wichtige Rolle spielen.

Der Einsatz informatorischer Instrumente ist in vielen Fällen als Grundvoraussetzung für die notwendigen Verhaltensänderungen bei den Verursachern zu sehen und damit auch essenziell für den zielführenden Einsatz von Instrumententypen mit einer stärkeren Eingriffstiefe. Allerdings können informatorische Instrumente nicht sicherstellen, dass das Gelernte auch umgesetzt wird, weil die Adressaten in dieser Hinsicht einen großen Spielraum besitzen. Informatorische Instrumente sollten folglich als Ergänzung zu anderen Instrumenten sowohl produzenten- als auch konsumentenseitig Teil der Stickstoffpolitiken sein.

314. Im Rahmen dieser ökonomisch-theoretischen Betrachtung wurde nicht beleuchtet, dass Akteurskonstellationen, Pfadabhängigkeiten und die Problematik der öffentlichen Güter maßgeblich mitbestimmen, inwieweit sich neue Instrumente oder die Weiterentwicklung der bestehenden stickstoffbezogenen Politiken sich durchsetzen können. Dies wird in Kapitel 7 diskutiert.

6 Stickstoffbezogene Politiken und Empfehlungen für ihre Weiterentwicklung

315. Um die Biodiversität, die Qualität des Grundwassers, die menschliche Gesundheit und das Klima zu schützen, ist eine deutliche Reduktion der Einträge von Stickstoffverbindungen in die Umwelt notwendig. Der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) sieht daher einen Handlungsbedarf, der sich an den folgenden Ansätzen orientieren sollte (vgl. Tz. 175):

- Flächendeckende Minderung der Emissionen von reaktiven Stickstoffverbindungen, insbesondere um die Hintergrundbelastung zu reduzieren,
- gezielte regionale und lokale Minderung der Stickstoffeinträge in Hotspots und empfindlichen Gebieten,
- Verstärkung des Schutzes von Ökosystemen durch naturschutzfachliche Maßnahmen,
- keine zusätzlichen Stickstoffeinträge in bislang wenig belastete Gebiete und Gewässer.

316. In diesem Kapitel werden die existierenden stickstoffbezogenen Politiken daraufhin evaluiert, ob sie – mit Blick auf den Eintrag reaktiver Stickstoffverbindungen – eine ausreichende Grundlage liefern, um den Schutz der Ökosysteme und der menschlichen Gesundheit zu gewährleisten. Bei der Bewertung der Regulierungen sollen die oben genannten vier Handlungsansätze als Leitlinien dienen. Darauf aufbauend werden Empfehlungen zur inhaltlichen Weiterentwicklung der Regulierungen und/oder zur Verbesserung ihrer Umsetzung gegeben. Außerdem wird dort, wo der SRU es als erforderlich ansieht, eine Erweiterung des Instrumentariums empfohlen. Über eine solche Fortentwicklung der bisherigen Umweltpolitik hinaus wird aber eine grundlegendere Herangehensweise notwendig sein, wie sie in Kapitel 7 entwickelt wird.

317. Es gibt bereits eine Vielzahl von Regelungen, die die Stickstoffproblematik in unterschiedlicher Weise adressieren (für einen theoretischen Überblick aus ökonomischer Sicht s. Kap. 5.1). Im Hinblick auf die Zielsetzung der jeweiligen rechtlichen Vorgabe gibt es zwei wesentliche Unterscheidungen: einerseits die rechtlichen Vorgaben, die Schutzziele formulieren und einen Rahmen zur Zielerfüllung setzen; andererseits rechtliche Vorgaben, die sich an die Verursacher der Stickstoffproblematik richten. Zudem wirken manche Instrumente nur indirekt auf die Stickstoffproblematik.

318. Im ersten Teil des Kapitels (Kap. 6.1 bis Kap. 6.3) werden die Umweltmedien Luft und terrestrische und aquatische Ökosysteme und die entsprechenden, am Schutzgut orientierten Richtlinien betrachtet. Dazu gehören die Richtlinie über nationale Emissionshöchstmengen 2001/81/EG (NEC-Richtlinie), die Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG, die Vogelschutzrichtlinie 2009/147/EG und die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie 92/43/EWG (FFH-Richtlinie), die Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (WRRL), die Nitratrichtlinie 91/676/EWG

und die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie 2008/56/EG (MSRL). Diese Richtlinien bieten wichtige Instrumente, um die genannten vier Handlungsansätze für eine Stickstoffreduktion verfolgen zu können. Dabei liegt der Fokus der Betrachtung auf dem Schutz der Biodiversität, denn hier sieht der SRU einen besonderen Handlungsbedarf (vgl. Kap. 3.4). Außerdem erfordert der Schutz der Biodiversität häufig ein niedrigeres Belastungsniveau als es für den Gesundheitsschutz der Fall ist. Folglich werden die Anforderungen zum Schutz der Biodiversität nicht durch Ziele und Maßnahmen des Gesundheitsschutzes abgedeckt.

319. Die erfolgreiche Umsetzung der auf ein schutzgutbezogenen Instrumente ist aber auf wirkungsvolle Minderungsmaßnahmen in den Stickstoff emittierenden Sektoren angewiesen. Der zweite Teil des Kapitels behandelt Politiken und Instrumente, die direkt die wichtigsten Verursacherkreise adressieren: die Landwirtschaft (Kap. 6.4) mit den zwei wichtigen Treibern Strom aus Biomasse (Kap. 6.5) und Lebensmittelkonsum (Kap. 6.6), den Verkehr (Kap. 6.7) und die stationären Feuerungsanlagen (Kap. 6.8).

320. Wie in Kapitel 5 gezeigt, ist bei der gegebenen Vielschichtigkeit der Ziele ein Geflecht von Instrumenten notwendig, denen im Mix jeweils unterschiedliche Funktionen zukommen. Welches Ziel ein Instrument vordringlich verfolgt, ist auch maßgeblich dafür, welche Relevanz den verschiedenen in Kapitel 5.2 dargestellten umweltökonomischen Bewertungskriterien zukommt. Während bei der Gesamtminderung der Stickstoffeinträge vorwiegend auf die Kosteneffizienz und dynamische Anreizwirkung abgezielt werden kann, rückt bei den räumlich ausgerichteten Instrumenten der Aspekt der ökologischen Treffsicherheit stärker ins Zentrum.

6.1 Emissionshöchstmengen und Qualitätsziele in der Luftreinhaltepolitik

321. Etwa die Hälfte aller reaktiven Stickstoffverbindungen, die in die Umwelt gelangen, werden als Stickstoffoxide (NO_x), Ammoniak (NH_3) und Lachgas (N_2O) in die Luft emittiert (s. Abb. 3-2 und Tz. 82). Dort führen sie zu Gesundheitsbelastungen und tragen zum Klimawandel bei; die Deposition von luftgetragenen Stickstoffverbindungen ist zudem die Hauptursache für die Stickstoffbelastung terrestrischer Ökosysteme (Abschn. 3.4.1.3). In aquatischen Ökosystemen ist der Eintrag über die Luft weniger relevant, allerdings erfolgen immer noch etwa 20 bis 25 % der Stickstoffeinträge in die Nord- und Ostsee über den Luftpfad (Tz. 115).

322. Es ist das langfristige Ziel der EU, die Luftverschmutzung so weit zu reduzieren, dass weder die Luftgüteleitwerte der Weltgesundheitsorganisation für die menschliche Gesundheit (vgl. Abb. 3-14) noch die Grenzwerte für kritische Einträge (Critical Loads) (Tz. 150) und die Toleranzwerte (Critical Levels) von Ökosystemen überschritten werden (Europäische Kommission 2013c; S. 6; vgl. auch 7. Umweltaktionsprogramm der EU: Europäische Kommission 2014a). Ziel der nationalen Biodiversitätsstrategie ist es sogar, bereits bis 2020

die empfindlichen Ökosysteme nachhaltig vor Eutrophierung zu schützen (BMU 2007; s. a. Tz. 603). Im Hinblick auf den Klimawandel hat sich die Bundesregierung das Ziel gesetzt, bis 2050 die Treibhausgase, ausgehend von 1990, um 80 bis 95 % zu reduzieren (Statistisches Bundesamt 2014).

Der SRU unterstützt ausdrücklich diese Ziele. Es ist aber offensichtlich, dass es bis zur Zielerreichung noch ein weiter Weg ist. Die EU-Kommission hat für die Mitgliedstaaten modelliert, wie sich der Anteil an Ökosystemflächen, deren Critical Loads für die Eutrophierung überschritten sind (Tz. 150), durch Emissionsminderungsmaßnahmen verringert (AMANN et al. 2014). Für Deutschland wäre demnach bereits für eine Halbierung des Anteils dieser Überschreitungsflächen (- 55 %) eine Minderung der Emissionen von Ammoniak um 50 % und von Stickstoffoxiden um 73 % notwendig – verglichen mit dem Zustand von 2005. Die Gesundheitsgefahren durch Feinstaub und durch bodennahes Ozon könnten durch diese Emissionsminderungen ebenfalls in etwa nur halbiert werden (ebd.).

323. Anthropogene Emissionsquellen für Ammoniak bzw. Stickstoffoxide sind hauptsächlich die Landwirtschaft, stationäre Feuerungsanlagen und der Verkehr (Tab. 3-4). Die emittierten luftgetragenen Stickstoffverbindungen wirken teils in der Nähe der Emissionsquelle, teils werden sie über weite Strecken transportiert, bevor sie deponieren und schädlich wirken. Somit setzt sich die Belastung eines Gebietes mit Luftschadstoffen immer aus einer Hintergrundbelastung und (falls vorhanden) einer lokalen Belastung zusammen.

Um die Belastung der Ökosysteme und der menschlichen Gesundheit zu verringern, ist es aus Perspektive der Luftreinhaltung daher wesentlich, sowohl flächendeckend die ferntransportierten bzw. weitgetragenen Emissionen zu mindern – und damit die Hintergrundbelastung zu reduzieren – als auch die Emissionen vor Ort durch räumlich gezielte Maßnahmen zu vermindern. Die Reduzierung der Hintergrundbelastung trägt auch dazu bei, unbelastete Gebiete vor Belastung zu schützen (s. Handlungsansätze, Tz. 315).

324. Diese Handlungsansätze können im Luftreinhaltrecht prinzipiell durch drei strategische Vorgehensweisen umgesetzt werden (FROMMER et al. 2012):

- Festlegung nationaler Emissionshöchstmengen,
- Festlegung von Standards für gebietsbezogene Luftreinhaltung,
- Festlegungen im Rahmen der anlagenbezogenen Luftreinhaltung.

Nationale Emissionshöchstmengen werden in Abschnitt 6.1.1 behandelt, Standards für gebietsbezogene Luftreinhaltung in Abschnitt 6.1.2. Die anlagenbezogene Luftreinhaltung wird bei der Genehmigung von Tierhaltungsanlagen (Abschn. 6.4.3) und bei den stationären Feuerungsanlagen (Kap. 6.8) thematisiert. Ein in diesem Zusammenhang interessantes, wirkungsbezogenes Instrument ist die FFH-Verträglichkeitsprüfung (Abschn. 6.2.2).

6.1.1 Nationale Emissionshöchstmengen

Göteborg-Protokoll und NEC-Richtlinie

325. Nationale Emissionshöchstmengen sind notwendig, um eine flächendeckende Reduzierung von Luftschadstoffen zu erreichen. Im Rahmen des Übereinkommens über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigungen (CLRTAP) wurden 1999 erstmals nationale Emissionshöchstmengen für Luftschadstoffe festgelegt, und zwar im sogenannten Göteborg-Protokoll zur Bekämpfung der Versauerung, Eutrophierung und der Bildung von bodennahem Ozon (UNECE 2014). Neu war auch, dass die Emissionsbegrenzungen wirkungsbezogen berechnet wurden, indem über Ausbreitungsrechnungen und die Beachtung der Critical Loads und Levels (s. Tz. 150) die Wirkungen der Emissionen auf die Umwelt und die menschliche Gesundheit modelliert wurden. Die Zuteilung von Emissionsminderungsanforderungen an die einzelnen Staaten wurde im Hinblick auf die Kosten und die regionalspezifischen Umweltwirkungen optimiert (s. a. SPRANGER 2014).

326. Das Göteborg-Protokoll wurde in der EU durch die NEC-Richtlinie umgesetzt. Darin sind für Stickstoffoxide und Ammoniak (neben Schwefeldioxid (SO₂) und flüchtigen Kohlenwasserstoffen ohne Methan (NMVOC) nationale Emissionshöchstmengen für alle europäischen Mitgliedstaaten festgelegt worden. Ziele dieser Emissionsobergrenzen sind, wie beim Göteborg-Protokoll, die Verminderung der Eutrophierung und Versauerung von Ökosystemen sowie die Verringerung der gesundheitlichen Belastung durch Ozon. Auch die wirkungsbezogene Berechnung der Emissionshöchstmengen und die Optimierung der Maßnahmen hinsichtlich der Kosten und der regionalspezifischen Wirkungen erfolgten entsprechend dem Verfahren beim Göteborg-Protokoll.

Die NEC-Richtlinie verpflichtet die Mitgliedstaaten Emissionsdaten zu erheben, eine Ursachenanalyse zu betreiben und Maßnahmenprogramme zur Erreichung der Ziele aufzustellen (s. a. SRU 2008, Tz. 310 ff.). Grundsätzlich können die Mitgliedstaaten selbst bestimmen, mit welchen Minderungsmaßnahmen sie die Ziele einhalten wollen, sodass sie im Prinzip die effizientesten Maßnahmen aussuchen können.

327. In Deutschland wurde die NEC-Richtlinie durch die 39. Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen (39. BImSchV) umgesetzt. Es wurde ein „Nationales Programm zur Verminderung der Ozonkonzentration und zur Einhaltung der Emissionshöchstmengen“ veröffentlicht (UBA 2007). Dieses Programm listet die erforderlichen Maßnahmen auf, die ergriffen werden müssen, um die Ziele der NEC-Richtlinie zu erreichen. Es ist gemäß § 34 39. BImSchV nur ein „politisches Programm der Bundesregierung“, insofern geht von den nationalen Emissionsobergrenzen vor allem eine politische aber noch keine unmittelbare Steuerungswirkung aus.

Die Emissionshöchstmengen der NEC-Richtlinie wurden in Deutschland für Ammoniak 2010 nur knapp eingehalten, 2011 überschritten und 2012 wieder knapp unterschritten. Für Stick-

stoffoxide wurden die Emissionshöchstmengen sowohl 2010 als auch 2011 und 2012 deutlich verfehlt (UBA 2014b; Abb. 6-1). Dennoch konnte im Zeitraum von 1980 bis 2010 in Deutschland eine kontinuierliche Zunahme der Flächenanteile mit Einhaltung der Critical Loads für Versauerung und Eutrophierung nachgewiesen werden (UBA 2014 f, S. 40).

328. Innerhalb der EU gab es 2011 bei Stickstoffoxid noch sechs und bei Ammoniak noch zwei andere Staaten, die ihre Emissionshöchstmengen nicht einhalten konnten (EEA 2013). Das 2010-Ziel einer 30 %igen Reduzierung des Eutrophierungsrisikos wurde lediglich auf 22,8 % der EU-15-Fläche und auf 22,5 % der EU-27-Fläche erreicht (HETTELINGH et al. 2013).

Die Einhaltung der Emissionshöchstmengen der NEC-Richtlinie ist aber nicht ausreichend, um die weiterhin bestehende Belastung, insbesondere von terrestrischen Ökosystemen durch Ammoniak und Stickstoffoxid sowie der Menschen in Ballungsräumen durch Feinstaub, Ozon und Stickstoffdioxid zu mindern (AMANN et al. 2014). Eine weitergehende Verschärfung der Emissionshöchstmengen ist notwendig. Dabei kann die Verschärfung der Emissionshöchstmenge sowohl auf europäischer Ebene als auch (bis zu einer EU-Lösung) auf nationaler Ebene gemäß Artikel 193 des Vertrages über die Arbeitsweise der europäischen Kommission (AEUV) als Schutzverstärkungsmaßnahme erfolgen.

Neue Reduktionsverpflichtungen

329. Nachdem 2012 bereits die Reduktionsziele des Göteborg-Protokolls fortgeschrieben worden waren (die neuen Ziele gelten für 2020 (UNECE 2012; SPRANGER 2014)), legte die Europäische Kommission im Dezember 2013 ein Maßnahmenpaket für saubere Luft in Europa vor („Umwelt: Neues Maßnahmenpaket für saubere Luft in Europa“. Pressemitteilung der Europäischen Kommission vom 18. Dezember 2013). Das Maßnahmenpaket enthält neben dem Entwurf für eine überarbeitete NEC-Richtlinie (Entwurf einer NERC-Richtlinie; Europäische Kommission 2013d) ein neues „Programm für eine saubere Luft in Europa“ (Europäische Kommission 2013c) sowie einen Vorschlag für eine Richtlinie, die erstmalig Grenzwerte für mittelgroße Feuerungsanlagen festlegt (Europäische Kommission 2013e).

330. Im Kommissionsentwurf für die NERC-Richtlinie werden nun, wie auch im Göteborg-Protokoll, ebenfalls Reduktionsverpflichtungen („National Emission Reduction Commitments“) vorgeschlagen, im Unterschied zur UNECE aber für sechs Luftschadstoffe und für das Zieljahr 2030. Zu den Schadstoffen der alten NEC-Richtlinie (Stickstoffoxide, Ammoniak, flüchtige Kohlenwasserstoffe ohne Methan und Schwefeldioxid) sind Methan (CH₄) und Feinstaub (PM_{2,5}) hinzugekommen. In Bezug auf die stickstoffhaltigen Luftschadstoffe nennt der Entwurf für Deutschland eine Reduktionsverpflichtung von 39 % für Ammoniak und von 69 % für Stickstoffoxid, Bezugsjahr ist 2005 (Anhang II des Richtlinienentwurfs). Für 2020 wurden als Reduktionsverpflichtungen die Reduktionsziele des Göteborg-Protokolls aufgenommen. Für 2025 gibt es keine bindenden Reduktionsverpflichtungen,

aber die Mitgliedstaaten sollen im Jahr 2025 ihre jährlichen Emissionen der Schadstoffe auf die Werte beschränken, die sich aus einer linearen Reduktion zwischen 2020 und 2030 ergeben. Dies gilt jedoch nur für erforderliche Maßnahmen, die nicht mit unverhältnismäßigen Kosten verbunden sind (Art. 4 Abs. 2 des Richtlinienentwurfs).

331. Die Reduktionsverpflichtungen stützen sich auf die Ergebnisse von umfangreichen Modellierungen und Szenarienberechnungen (s. a. Folgenabschätzung (Impact-Assessment) zum oben genannten Kommissionsvorschlag (Europäische Kommission 2013b)). Den Berechnungen lagen Prognosedaten zur ökonomischen Entwicklung in den Mitgliedstaaten, dem zukünftigen Energieverbrauch, den technischen Emissionsvermeidungspotenzialen und deren Kosten sowie Daten zur atmosphärischen Dispersion von Luftschadstoffen und deren Wirkungen auf Umwelt und Gesundheit zugrunde (s. a. SRU 2008, Tz. 287). Zu den betrachteten Szenarien gehörten das Baseline-Szenario („Current legislation (CLE)“-Szenario), bei dem alle für die Emissionsminderung relevanten nationalen Regulierungen berücksichtigt wurden, inklusive der nationalen Umsetzungen EU-weiter Regulierungen. Es wurden aber keine neuen EU-Politiken angenommen (Europäische Kommission 2013b, S. 38). Außerdem wurden verschiedene Minderungsszenarien simuliert, unter anderem das Maximal-Szenario (MTFR-Szenario, MTFR – Maximum Technically Feasible Reduction), bei dem alle zur Verfügung stehenden technischen Maßnahmen berücksichtigt wurden. In der Folgenabschätzung wurden die Kosten und Nutzen der Schadstoffminderungen gegeneinander abgewogen. Dabei wurde ein Optimum bei einem Szenario gefunden, das ein 75 %-gap-closure darstellt, das heißt, die Lücke zwischen Baseline-Szenario und dem Maximal-Szenario wird zu 75 % geschlossen. Dieses Ziel wurde aber in den Verhandlungen innerhalb der Kommission kurzfristig in ein 70 %-gap-closure verändert, das zu den im Kommissionsentwurf stehenden Reduktionsverpflichtungen führt. Außerdem wurde das Zieljahr von 2025 auf 2030 verschoben und auch damit das ursprüngliche Anspruchsniveau abgeschwächt. Die Berechnungen des Impact-Assessment wurden Anfang 2014 aktualisiert und an die Zielvorgaben des Kommissionsentwurfs angepasst (AMANN et al. 2014).

Nach Abschätzungen der Europäischen Kommission können mit den Reduktionsverpflichtungen des Entwurfs für eine NERC-Richtlinie in der EU bis 2030 die Gesundheitsbelastungen durch Feinstaub um 52 % und die Ökosystemflächen, auf denen die Critical Loads für die Eutrophierung (s. Tz. 150; Abb. 3-17) überschritten sind, um 35 % gemindert werden. Für Deutschland werden die entsprechenden Reduktionen der Belastung mit 49 % bzw. 46 % abgeschätzt (AMANN et al. 2014). Damit sind diese Reduktionsverpflichtungen nur ein Zwischenschritt auf dem Weg zu den langfristigen Zielen der europäischen Luftreinhaltepolitik, nämlich die Luftqualität so zu verbessern, dass sie keine signifikanten negativen Belastungen und Risiken für Mensch und Umwelt mehr verursacht (s. Tz. 322). Der monetarisierte Nutzen wird als ungefähr 12- bis 40-mal größer als die Kosten abgeschätzt. Allerdings wurden bei der Abwägung von Kosten und Nutzen der Minderungsmaßnahmen auf der Nutzen-Seite nur einige der eingesparten Gesundheitskosten monetarisiert, Umwelt-

kosten wurden nicht berücksichtigt. Damit wird der tatsächliche Nutzen deutlich unterschätzt. Die Europäische Kommission bezeichnet die Kostenbetrachtungen des Impact Assessment daher auch als konservativ („Questions and answers on the EU Clean Air Policy Package“. Pressemitteilung der Europäischen Kommission vom 18. Dezember 2013).

332. In Abbildung 6-1 sind die Ammoniak- und Stickstoffoxidemissionen in Deutschland für das Bezugsjahr 2005 und für 2010 (UBA 2014b) sowie zwei Prognosen dieser Emissionen für 2030 aufgeführt. Es handelt sich bei den Prognosen zum einen um das Baseline-Szenario (Tz. 331), das im Impact-Assessment der Kommission für Deutschland berechnet wurde, und zum anderen um die Prognose des sogenannten Aktuelle-Politik-Szenarios (APS), das einer Studie im Auftrag des Umweltbundesamts (UBA) entnommen wurde (JÖRß et al. 2014). Im APS werden Maßnahmen berücksichtigt, die bis zum 8. Juli 2011 ergriffen worden sind und nach dem 1. Januar 2005 erstmalig in Kraft traten oder geändert wurden.

Gleichzeitig enthält die Abbildung die Reduktionsverpflichtungen der NEC-Richtlinie, des revidierten Göteborg-Protokolls und des Kommissionsvorschlags für eine NERC-Richtlinie.

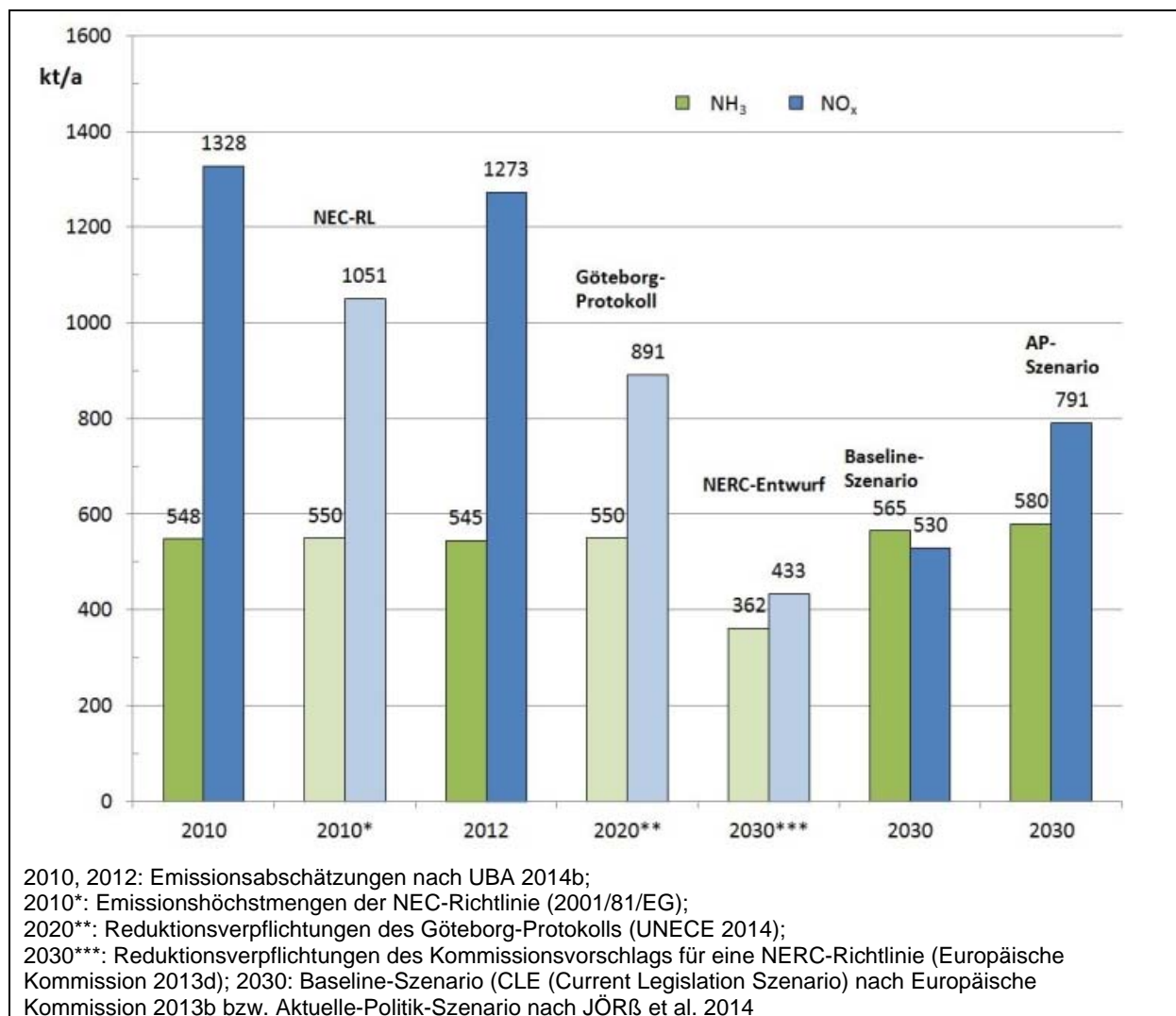
333. Die Emissionsdaten zeigen, dass die Stickstoffoxidemissionen zwischen 2005 und 2010 deutlich gemindert werden konnten, während die Ammoniakemissionen in diesem Zeitraum kaum zurückgingen (s. a. Abb. 3-3). Die Prognosen für 2030 ergeben für Stickstoffoxid eine weitere Reduktion der Emissionen, allerdings unterscheiden sich die Abschätzungen der Kommission und des UBA deutlich: Das Baseline-Szenario der Kommission ist optimistischer und liegt um ein Drittel unter den Emissionsprognosen des Aktuelle-Politik-Szenarios des UBA. Für Ammoniak wird in beiden Prognosen keine wesentliche Emissionsänderung bis 2030 vorhergesagt. Alle vier Prognosen verdeutlichen aber, dass die Reduktionsverpflichtungen des Kommissionsvorschlags für eine NERC-Richtlinie ohne weitere Minderungsmaßnahmen in Deutschland bis 2030 nicht eingehalten werden können. Um die Ziele des NERC-Entwurfs zu erreichen, müssen bei den Ammoniakemissionen noch circa 200 kt/a zusätzlich gemindert werden, bei den Stickstoffoxidemissionen besteht nach den Prognosen eine Lücke von etwa 300 kt/a (APS), bzw. 100 kt/a (Baseline-Szenario der Kommission).

334. Um die Emissionsverpflichtungen zu erreichen, sollen die Mitgliedstaaten zukünftig ein nationales Luftreinhalteprogramm erstellen („National Air Pollution Control Programme“, Art. 6 des Entwurfs). Diese Verpflichtung gibt es auch schon in der derzeitigen NEC-Richtlinie. Neu ist aber, dass die möglichen Inhalte des Programms relativ detailliert im Anhang III des Kommissionsentwurfs beschrieben werden. In Teil 1 dieses Anhangs sind Minderungsmaßnahmen für den Sektor aufgelistet, die in einem Luftreinhalteprogramm enthalten sein können. Die Maßnahmenvorschläge beziehen sich ausschließlich auf die Landwirtschaft und umfassen hauptsächlich Maßnahmen zur Minderung von Ammoniak (Teil A). Genannt werden Anwendungsbeschränkungen und Minderungsmaßnahmen bei der Anwendung von synthetischen Stickstoffdüngern, bei der Ausbringung von Wirtschaftsdünger, zur Lagerung von Wirtschaftsdünger aus Tierhaltungsanlagen und zu eiweißarmen Fütterungsstrategien.

Bemerkenswert ist, dass zum Teil konkrete Minderungsquoten genannt werden; die Quoten beziehen sich auf eine Referenzmethode aus einem Leitfaden der UNECE (2012). Wie aber bereits bei der NEC-Richtlinie können letztendlich die Mitgliedstaaten entscheiden, welche Instrumente und Maßnahmen sie einsetzen, um die Einhaltung der Reduktionsverpflichtungen sicherzustellen.

Abbildung 6-1

**Emissionen und Emissionsprognosen für Stickstoffoxide und Ammoniak
in Deutschland im Vergleich mit internationalen
Reduktionsverpflichtungen bzw. -vorschlägen (Emissionen in kt/a)**



SRU/SG 2015/Abb. 6-1; Datenquelle: siehe Legende

Die Maßnahmen zur Ausbringung von Wirtschaftsdünger entsprechen weitestgehend den Forderungen des SRU (vgl. SRU et al. 2013; Tz. 416 f.). Insgesamt ist aber die Formulierung zur Umsetzung des Anhangs („Measures which may be included“) sehr schwach, außerdem wird die Einführung der meisten Maßnahmen bis 2022 empfohlen, obwohl es sich um Techniken handelt, die bereits heute zum Stand der Technik zählen.

Zu begrüßen sind die Maßnahmen des Kommissionsentwurfs zum Stickstoffmanagement. Es wird empfohlen, ein Stickstoffmanagement einzuführen, bei dem der gesamte Stickstoffkreislauf berücksichtigt wird. Außerdem wird die Etablierung einer nationalen Stickstoffbilanz („national nitrogen budget“) vorgeschlagen (Anh. III, Teil 1, A2 des Kommissionsentwurfs für eine NERC-Richtlinie; zur Stickstoffbilanz vgl. auch Abschn. 3.2.1 und Tz. 618 ff.).

Neu ist auch die Aufnahme eines wirkungsbezogenen Monitorings im NERC-Richtlinienentwurf (Art. 8). Hierdurch ergibt sich im nationalen Luftreinhalteprogramm die Möglichkeit, bei der Darstellung der Emissionsminderungsmaßnahmen nicht nur die Auswirkung auf die Gesamtemissionen, sondern auch auf die räumliche Verteilung der Belastung und ihrer Wirkungen zu berücksichtigen.

Emissionsminderungspotenziale in Deutschland

335. In einem Forschungsvorhaben hat das UBA untersucht, welche Emissionsminderungen in Bezug auf verschiedene Luftschadstoffe mit unterschiedlichen Minderungsszenarien erreicht werden können (JÖRß et al. 2014). Für Stickstoffoxide wurde von 2005 bis 2030 in einem Maximalszenario eine Minderung der Emissionen um 58 % errechnet (Szenario „EWS+“). Berücksichtigt wurden die drei relevantesten Emittenten von Stickstoffoxiden (Feuerungsanlagen, Industrie und Verkehr). Die Emissionsminderung bei den stationären Feuerungsanlagen ergab sich vor allem über die Annahmen der Umsetzung von Klimaschutzmaßnahmen und beträgt 43 % (vgl. auch Kap. 6.8). Die Minderungen in der Industrie (30 %) beruhen auf Annahmen zur Verschärfung von Emissionsgrenzwerten. Die Emissionsminderungen im Verkehrssektor betragen 80 % und begründen sich im Wesentlichen mit der Umsetzung bereits beschlossener Grenzwertverschärfungen für Kraftfahrzeuge. Bei den Verkehrsemissionen muss allerdings berücksichtigt werden, dass diese Emissionsminderungen nicht ausreichen, um die lokalen Luftqualitätswerte für Stickstoffdioxid einzuhalten (s. a. Tz. 120 ff. und Kap. 6.7).

336. Die Ergebnisse des Forschungsvorhabens für Ammoniak zeigen, dass mit dem Aktuelle-Politik-Szenario (Tz. 332) bis 2030 keine weiteren Emissionsminderungen für Ammoniak erreicht werden können (vgl. Abb. 6-1). Damit kann auch die Emissionsobergrenze der derzeit gültigen NEC-Richtlinie (550 kt/a) nicht sicher eingehalten werden. Deutlich verfehlt werden die Ziele des Kommissionsentwurfs für 2030.

Für den wichtigsten Emittenten von Ammoniak, dem Landwirtschaftssektor (s. a. Kap. 6.4), werden die Emissionen für 2030 auf 550 kt/a geschätzt. In einem Szenario, das ergänzende Maßnahmen in der Landwirtschaft berücksichtigt (Szenario LaWi-APS+NH₃, JÖRß et al. 2014), wurde ein zusätzliches Minderungspotenzial von circa 76 kt/a Ammoniak berechnet. Zu den Maßnahmen gehören eine emissionsarme Ausbringung von Wirtschaftsdünger, die Abdeckung von Güllelagern, eine stickstoffreduzierte Fütterung und die Abluftreinigung bei Schweineställen (Tab. 6-1). Wichtige Instrumente zur Realisierung dieses Potenzials sind die

Düngeverordnung (vgl. Abschn. 6.4.2) und die Genehmigung von Tierhaltungsanlagen (vgl. Abschn. 6.4.3), die über die bisherigen Regelungen hinaus verschärft werden müssten. Zusätzlich können durch Maßnahmen bei der Biogasproduktion weitere 26 kt/a Ammoniak reduziert werden (Szenario LaWi-APS+NH₃+KS, JÖRß et al. 2014). Die oben genannten Maßnahmen haben zusammengefasst ein Minderungspotenzial von circa 100 kt/a, sie gehören zum Stand der Technik und sind größtenteils relativ kosteneffizient.

337. Weitergehende Minderungsmaßnahmen sind in einer Studie des UBA aufgeführt (DÖHLER et al. 2011). So könnte die emissionsarme Ausbringung von Wirtschaftsdünger erheblich erweitert werden, wenn sie auch auf unbewachsenen Flächen nur noch mit dem Schleppschuh-Verfahren erfolgte bzw. auf Grünland und im Bestand mit der Schlitztechnik und zusätzlich die Einarbeitungszeit des Wirtschaftsdüngers weiter verringert würde. Außerdem könnte die Abluftreinigung auf kleinere Schweineställe und auf Geflügelhaltungsanlagen ausgeweitet werden. Ein verringerter Einsatz von Harnstoffdünger könnte ebenfalls Emissionen mindern, alternativ wären Vorgaben zur emissionsarmen Einarbeitung und der Einsatz von Urease-Hemmstoffen denkbar. Aus den in DÖHLER et al. (2011) bei den einzelnen Minderungsmaßnahmen genannten Minderungspotenzialen lässt sich überschlägig ein zusätzliches Minderungspotenzial von etwa 50 bis 100 kt/a abschätzen.

Tabelle 6-1

Maßnahmen zur Minderung von NH₃-Emissionen

NH ₃ -Minderungsmaßnahme	In kt NH ₃ /a
Werte aus JÖRß et al. (2014), Szenario LaWi-APS+NH ₃	
Einarbeitung von Geflügelmist innerhalb von 4 h; Gülleausbringung mit Schleppschlauch auf bewachsenen Ackerflächen; Gülleausbringung mit Schleppschuh auf Grünland; Einarbeitung von Festmist innerhalb von 4 h (ohne Geflügelmist und Trockenkot)	rd. 60,8
Abdeckung von Schweinegüllelagern mit Schwimmfolie;	rd. 4,3
Stickstoffreduzierte Fütterung bei Mastschweinen und Sauen (50 % aller Schweinebestände)	rd. 3,7
Abluftreinigung in 20 % aller Schweinebestände	rd. 7,7
Maßnahmen bei der Biogasproduktion (z. B. gasdichte Lagerung der Gärreste, höherer Anteil von Gülle statt pflanzlicher Gärsubstrate)	rd. 26
Weitergehende Minderungsmaßnahmen basierend auf DÖHLER et al. (2011)	
Ausbringung von Wirtschaftsdünger auch auf unbewachsenen Flächen nur noch mit dem Schleppschuh-Verfahren; auf Grünland und im Bestand mit der Schlitztechnik und zusätzlich eine Einarbeitung des Wirtschaftsdüngers innerhalb von 1 h	Summe schätzungsweise 50- 100 kt
Ausweitung der Abluftreinigung auf kleinere Schweineställe und auf Geflügelhaltungsanlagen	
verringertes Einsatz von Harnstoffdünger, oder Vorgaben zur emissionsarmen Einarbeitung und zum Einsatz von Urease-Hemmstoffen	
SRU/SG 2014-2/Tab. 6-1; Datenquellen: JÖRß et al. 2014; DÖHLER et al. 2011	

Insgesamt ergibt sich damit ein theoretisches Minderungspotenzial bei den technischen Maßnahmen von etwa 150 bis 200 kt/a Ammoniak. Als Suffizienzmaßnahme hätten im Prin-

zip Maßnahmen zur Veränderung der Ernährungsgewohnheiten der Bevölkerung ein sehr großes Minderungspotenzial (vgl. Abschn. 4.1.5 und 6.6.2), sofern die Tierhaltung im Inland parallel zu einer sinkenden Konsumnachfrage reduziert werden würde. Nach einer Abschätzung von WESTHOEK et al. (2014) könnte eine Halbierung des Konsums von Produkten aus der Tierhaltung zu einer Verringerung der Ammoniakemissionen um etwa 40 % führen, vorausgesetzt es käme dann zu einer parallelen Reduzierung der Fleisch-, Eier- und Milchproduktion und unter der Annahme, dass die proteinhaltigen tierischen Nahrungsmittel durch Getreide und nicht durch Früchte und Gemüse ersetzt würden, die Gesamtkalorienzufuhr aber konstant bleibt. Auch wenn mit der in der Modellrechnung postulierten Annahme der ausschließlichen Substitution der tierischen Produkte mit Getreideprodukten in der Praxis zurückhaltend umgegangen werden muss, insbesondere weil dies mit gesundheitspolitischen Zielen konfliktieren kann, zeigt die Modellrechnung doch die großen Minderungspotenziale einer Suffizienzpolitik im Lebensmittelkonsum auf.

In einem Bericht für die Europäische Kommission, der im Rahmen der Erarbeitung des Impact-Assessment erstellt wurde, wurden die Maximal-Szenarien (Tz. 331) der Mitgliedstaaten verglichen. Demnach besteht in Deutschland EU-weit das höchste Reduktionspotenzial (51 %) in Bezug auf weitere Ammoniakminderungen – bei Berücksichtigung der Kosten für die Minderungsmaßnahmen. Die Ursachen für das hohe Reduktionspotenzial liegen teils darin, dass es in Deutschland große Betriebe gibt, in denen mehr Minderungstechniken angewendet werden können, teils aber auch darin, dass kosteneffiziente Minderungsmaßnahmen zu wenig ausgeschöpft werden (OENEMA et al. 2012, S. 33 f.).

Bewertung des Kommissionsvorschlags und Empfehlungen

338. Grundsätzlich begrüßt der SRU, dass die Europäische Kommission einen Vorschlag zur Weiterentwicklung der NEC-Richtlinie vorgelegt hat. Die Absenkung der Emissionshöchstmengen für Stickstoffoxide und für Ammoniak ist wichtig, um die Stickstoffbelastung weiter zu mindern. Diese Minderungsziele sind aber aus Wirkungssicht immer noch zu wenig ambitioniert (Tz. 331). Mit den vorgeschlagenen Reduktionsverpflichtungen, die erst 2030 eingehalten werden müssen, werden in Deutschland weiterhin etwa 40 % der natürlichen und halbnatürlichen Ökosystemflächen die Critical Loads für Eutrophierung überschritten sein. Bei der Belastung der menschlichen Gesundheit durch Feinstaub und durch bodennahes Ozon kann im Vergleich zur Belastung von 2005 nur eine Reduzierung um 49 % bzw. um 33 % erwartet werden. Zwar orientieren sich die Reduktionsziele an einer umfangreichen Kosten-Nutzen-Abschätzung, aber letztendlich wurde nicht das Optimum der Szenarien, sondern eine geringere Emissionsreduktion gewählt (Tz. 331). Besonders kritisch sieht der SRU, dass die Reduktionsverpflichtungen erst ab 2030 gelten und für 2025 keine bindenden Verpflichtungen festgelegt sind.

Da aber die Reduktionsverpflichtungen für die verursachenden Sektoren teils erhebliche Anstrengungen bedeuten würden und insgesamt auf EU-Ebene eine schwierige Verhand-

lung und eher eine Abschwächung des Kommissionsvorschlags zu erwarten sind, sollte die Bundesregierung die Reduktionsverpflichtungen des Kommissionsvorschlags dringend unterstützen. Sie sollte sich – um die im 7. Umweltaktionsprogramm (UAP) formulierten Ziele zur Luftreinhaltung in der EU und die Ziele der nationalen Biodiversitätsstrategie (Tz. 322) konsequent zu verfolgen – zudem dafür einsetzen, die Reduktionsziele für 2030 zu verstärken, indem auch für 2025 rechtlich verbindliche Reduktionsziele festgelegt werden. Nur dann kann die Kommission auch sicher sein, dass die Mitgliedstaaten bereits jetzt Maßnahmen ergreifen, um ihre Emissionen zu mindern, damit die Zielerreichung nicht gefährdet wird. Die Reduktionsziele für 2025 sollten so festgelegt werden, dass dann etwa die Hälfte der bis 2030 notwendigen Emissionsminderungen erreicht werden. Durch die Festlegung von nationalen Reduktionsverpflichtungen in der EU können außerdem die Belastungen durch die ferntransportierten Schadstoffe gemindert werden.

Der SRU begrüßt außerdem, dass im Entwurf für eine NERC-Richtlinie die Erstellung einer nationalen Stickstoffbilanz empfohlen wird. Ein solches Instrument hat große Bedeutung für eine umfassende Betrachtung der Stickstoffproblematik (s. a. Tz. 39, Abschn. 3.2.1 und Tz. 618 ff.).

6.1.2 Luftqualitätsziele für die lokale Belastungsminderung

339. Die nationalen Emissionshöchstmengen für Stickstoffoxide und Ammoniak (Abschn. 6.1.1) sind zwar ein wichtiges Instrument, um eine Minderung der Gesamtbelastung und damit eine Reduzierung der Hintergrundbelastung zu erreichen. Sie können aber lokale Überschreitungen nicht verhindern. Für die Belastungsminderung in lokalen Überschreitungsgebieten können zwei Ansätze verfolgt werden:

- Es werden Emissionsbegrenzungen bei Anlagen (Kap. 6.8; s. a. Abschn. 6.4.3) und insbesondere Emissionsstandards im Verkehrsbereich sowie weitere verkehrspolitische Maßnahmen eingeführt (s. a. Kap. 6.7).
- Es werden gebietsbezogene Qualitätsstandards festgelegt, bei deren Überschreitung räumlich gezielte Maßnahmen ergriffen werden müssen.

Im Folgenden soll es um den zweiten, qualitätszielbezogenen Ansatz gehen. Dieser ist für die aquatischen Ökosysteme bereits über die Wasserrahmenrichtlinie eingeführt worden (vgl. Tz. 360). Für die Gesundheit und die terrestrischen Ökosysteme sind die gebietsbezogenen Luftqualitätsstandards der Luftqualitätsrichtlinie, umgesetzt in Deutschland durch die 39. BImSchV von Bedeutung. Zu den Luftqualitätsstandards, die dem Schutz der menschlichen Gesundheit dienen, gehören die Luftqualitätsgrenzwerte für Stickstoffdioxid und für Feinstaub sowie der Zielwert für bodennahes Ozon (s. a. Abschn. 3.3.1). Außerdem gibt es noch einen Luftqualitätsgrenzwert für Stickstoffoxide zum Schutz der Vegetation. Die Feinstaub- und Ozonwerte hängen eng mit der Stickstoffproblematik zusammen, weil Ammoniak

und Stickstoffoxide relevante Vorläufersubstanzen für Feinstaub und Stickstoffoxide für bodennahe Ozon sind (s. Tz. 124 und 128). Bei der Beurteilung der Luftqualität wird das gesamte Staatsgebiet Deutschlands berücksichtigt, aber Messungen müssen nur dort durchgeführt werden, wo die wahrscheinlich höchste Belastung für Menschen zu erwarten ist bzw. für die Grenzwerte zum Schutz der Vegetation in bestimmten, emittententfernten Gebieten (s. Tz. 341).

Bewertung der Luftqualitätsgrenzwerte für die menschliche Gesundheit

340. Die Grenzwerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit werden in Ballungsräumen, insbesondere an verkehrsreichen Straßen, regelmäßig überschritten (vgl. Tz. 120). Sie sind außerdem nur ein Zwischenschritt zum langfristigen Ziel der Europäischen Kommission, eine Luftqualität zu erreichen, die die menschliche Gesundheit nicht mehr beeinträchtigt (s. Tz. 322).

Die Luftqualitätswerte für Feinstaub ($PM_{2,5}$ und PM_{10}) wurden bisher nicht an die mittlerweile deutlich verschärften Luftgüteleitwerte der World Health Organization (WHO) angepasst. Dies soll aber nach Aussagen der Europäischen Kommission langfristig nachgeholt werden (Europäische Kommission 2013c, S. 4; s. Tz. 129 ff., Abb. 3-14). Die Kommission begründet die Verschiebung der Anpassung damit, dass die Mitgliedstaaten es bisher noch nicht geschafft haben, die derzeit geltenden Qualitätsziele zu erreichen. Es gibt 17 Vertragsverletzungsverfahren in Bezug auf die Überschreitung der PM_{10} -Grenzwerte („widespread non-compliance“, Europäische Kommission 2013c). Deutschland hat wegen der Überschreitung der Stickstoffdioxidgrenzwerte Fristverlängerungen beantragt, die auch teilweise gebilligt wurden. In dieser Hinsicht soll mit dem Maßnahmenpaket der Europäischen Kommission zur Luftreinhaltung (Tz. 329) erreicht werden, dass die Mitgliedstaaten eine vollständige Übereinstimmung mit den Grenzwerten bis 2020 erreichen. Die WHO empfiehlt für Ozon seit längerem die Einführung eines niedrigeren Zielwertes von $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (WHO 2013, REVIHAAP). Für Stickstoffdioxid gibt es ebenfalls deutliche Hinweise, dass die derzeitigen Luftqualitätswerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit nicht ausreichend sind (s. Tz. 122). Der SRU hat bereits in seinem Umweltgutachten 2004 die Verschärfung des Jahresmittelgrenzwertes auf $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ empfohlen (SRU 2004b, Tz. 547). Zum Schutz der menschlichen Gesundheit sollte in der Luftqualitätsrichtlinie der Jahresmittelgrenzwert für Stickstoffdioxid herabgesetzt und die Luftqualitätswerte für Ozon, $PM_{2,5}$ und PM_{10} an die überarbeiteten, deutlich strengeren Luftgüteleitwerte der WHO angepasst werden.

Bewertung der Luftqualitätsrichtlinie hinsichtlich des Biodiversitätsschutzes (terrestrische Ökosysteme)

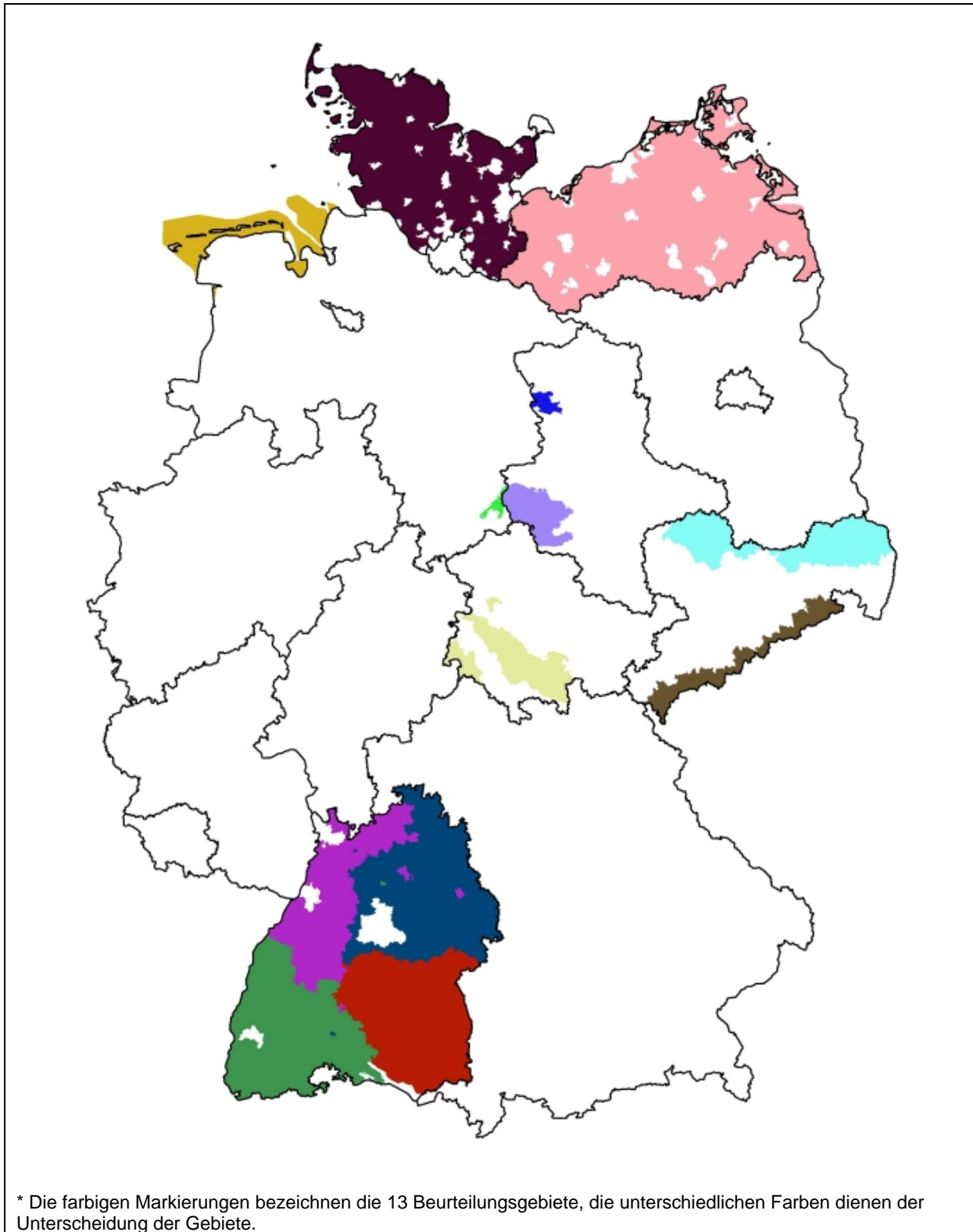
341. Neben den direkten Eingriffen in Ökosysteme sind Schadstoffeinträge die vorrangige Ursache für den anhaltenden Verlust der Biodiversität (s. Abschn. 3.4.1.3). Gebietsbezogene Luftqualitätsgrenzwerte sind daher insbesondere auch wichtig, um terrestrische Ökosysteme

vor Eutrophierung und Versauerung zu schützen. In der Luftqualitätsrichtlinie gibt es diesbezüglich nur Grenzwerte für Stickstoffoxide und Schwefeldioxid. Es fehlen Luftqualitätsgrenzwerte für Ammoniak, obwohl Ammoniak ebenfalls ein relevanter Schadstoff in Bezug auf die Belastung terrestrischer Ökosysteme ist.

Außerdem muss der Immissionsgrenzwert für Stickstoffoxide ($30 \mu\text{g}/\text{m}^3$), der zum Schutz der Vegetation festgelegt wurde, definitionsgemäß nur in Emittenten fernen Beurteilungsgebieten überprüft und eingehalten werden („[...] mehr als 20 km von Ballungsräumen beziehungsweise mehr als 5 km von anderen bebauten Flächen, Industrieanlagen oder Autobahnen oder Hauptstraßen“ (Luftqualitätsrichtlinie, Anlage III, B.2 bzw. 39. BImSchV, Anlage 3, B.2). In der englischen Originalfassung der Luftqualitätsrichtlinie heißt es allerdings: “[...] more than 20 km away from agglomerations or more than 5 km away from other built-up areas [...]“ (Luftqualitätsrichtlinie, Anlage III, B.2 bzw.). Die Definition in der 39. BImSchV wird von den Bundesländern verschieden interpretiert: Während Mecklenburg-Vorpommern, Schleswig-Holstein und Baden-Württemberg ihre Beurteilungsgebiete so festlegen, dass das Kriterium „20 km von Ballungsräumen entfernt“ ausreicht, berücksichtigen die anderen Bundesländer noch die Nähe zu großen Straßen, sodass kaum Beurteilungsgebiete ausgewiesen werden. Insgesamt ergaben sich daraus im Jahr 2013 für Deutschland 13 Beurteilungsgebiete, die nur einen kleinen Teil der Fläche Deutschlands umfassen und überwiegend in den zuerst genannten Bundesländern liegen (Abb. 6-2). In diesen 13 Beurteilungsgebieten wurde der Grenzwert für Stickstoffoxide zum Schutz der Vegetation seit 2001 nicht überschritten. Zudem ist pro 20.000 km^2 bzw. 40.000 km^2 (je nach Hintergrundkonzentration) nur jeweils eine Messstation erforderlich, weshalb lokale Konzentrationen im ländlichen Raum nicht erfasst werden. Und für die Bestimmung des ländlichen Hintergrunds ist keine Messung von Ammoniak vorgeschrieben (Anlage 4 der 39. BImSchV). Für eine Verträglichkeitsprüfung nach der FFH-Richtlinie (s. Abschn. 6.2.2) sind diese Grenzwerte daher in aller Regel nicht relevant (BALLA et al. 2013).

342. Außerdem ist der Stickstoffoxidwert zum Schutz der Vegetation nur geeignet, Schäden an oberirdischen Pflanzenteilen zu vermeiden, er reicht aber nicht aus, um Böden vor Versauerung und Eutrophierung zu schützen (SRU 2004b, Tz. 575). Die Einhaltung des Stickstoffoxidwertes der 39. BImSchV bedeutet – in einem „worst case“ mit Angaben aus BALLA et al. (2012) überschlägig berechnet – eine Deposition an Stickstoffdioxid von circa $8,5 \text{ kg}$ Stickstoff pro Hektar und Jahr. Das heißt, viele Ökosysteme (26 der 58 in Tabelle 3-7 gelisteten FFH-Lebensraumtypen) könnten durch eine solche Deposition in Bezug auf die Qualität ihres Zustandes negativ beeinflusst werden. Noch gravierender ist aber, dass die Deposition von Ammoniak nicht berücksichtigt wird. Würden zu der trockenen Deposition von Stickstoffoxiden noch jene von Ammoniak hinzugerechnet, entspräche dies einer Belastung von mehr als 30 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr (BALLA et al. 2013). Weiterhin bleibt die nasse Deposition unberücksichtigt. Damit schützt die 39. BImSchV die terrestrischen Ökosysteme nicht ausreichend vor einer zu hohen Stickstoffbelastung.

Abbildung 6-2

NO_x-Beurteilungsgebiete zum Schutz der Vegetation im Jahr 2013

Quelle: UBA 2013e

343. Es wäre daher sinnvoll, wie es auch in einem Bericht für die Generaldirektion Umwelt empfohlen wurde (Europäische Kommission – Generaldirektion Umwelt 2013), auf Ammoniak bezogene Grenzwerte in die Luftqualitätsrichtlinie aufzunehmen. Diese Grenzwerte

sollten sich an der Empfindlichkeit des jeweiligen Schutzgebiets (also z. B. an den Critical Loads) orientieren. Mit der daraus folgenden Aufnahme von Grenzwerten für ländliche Räume in die 39. BImSchV sollten aber auch die Kriterien für die Festlegung von Beurteilungsgebieten so definiert werden, dass im Sinne der Luftqualitätsrichtlinie bereits die Entfernung „20 km von Ballungsräumen“ ausreicht, um ein Beurteilungsgebiet auszuweisen. Eine Anpassung der 39. BImSchV wäre im Übrigen auch ohne die Änderung der Luftqualitätsrichtlinie möglich (s. Tz. 340).

Wichtig wäre allerdings, dass die Erhebung der Belastung durch Stickstoffoxide und Ammoniak mit der Möglichkeit, wirksame Maßnahmen umzusetzen, verbunden wird. Dazu gehört, dass bei Überschreitung der lokalen Grenzwerte die zuständigen Behörden regionale Luftreinhaltepläne für ländliche Gebiete aufstellen müssen – analog zu dem System, wie es für Ballungsräume bei Überschreitung der Stickstoffdioxid- oder Feinstaub-Grenzwerte gemäß § 47 BImSchG i. V. m. §§ 27 f. 39 BImSchV vorgeschrieben ist. Dieses planerische Instrument hätte den Vorteil, dass alle Verursachergruppen angesprochen werden und die verschiedenen Minderungsmaßnahmen, die regional ergriffen werden können (vgl. Kap. 6.2), wirkungsorientiert verknüpft werden. Insgesamt wäre damit eine gute Grundlage dafür geschaffen, im Sinne der nationalen Biodiversitätsstrategie bis zum Jahre 2020 Critical Loads für Versauerung und Nährstoffeinträge (Eutrophierung) einzuhalten, sodass auch empfindliche Ökosysteme nachhaltig geschützt werden.

6.1.3 Fazit Emissionshöchstmengen und Luftqualitätsziele

344. Grundsätzlich bieten die Emissionshöchstmengen für Luftschadstoffe und die Luftqualitätsgrenzwerte eine geeignete Grundlage, um erstens eine flächendeckende Minderung der Hintergrundbelastung zu erreichen, und zweitens gezielt die Belastung in lokalen Hotspots zu mindern.

Neue Emissionshöchstmengen für Ammoniak und Stickstoffoxide wurden von der Europäischen Kommission im Dezember 2013 in einem Vorschlag für eine neue NERC-Richtlinie vorgelegt. Mit den vorgeschlagenen Reduktionszielen müsste Deutschland (ausgehend von 2005) bis 2030 seine Ammoniakemissionen um 39 % und seine Stickstoffoxidemissionen um 69 % mindern. Mit diesen Reduktionsverpflichtungen würden in Deutschland nach wie vor auf etwa 40 % der natürlichen und halbnatürlichen Ökosystemflächen die Critical Loads für Eutrophierung überschritten sein. Bei der Belastung der menschlichen Gesundheit durch Feinstaub und durch bodennahes Ozon könnte im Vergleich zur Belastung von 2005 nur eine Reduzierung um 49 % bzw. um 33 % erwartet werden. Besonders kritisch sieht der SRU, dass die Reduktionsverpflichtungen erst ab 2030 gelten und für 2025 keine bindenden Verpflichtungen festgelegt sind.

Dennoch ist der Kommissionsvorschlag ein wichtiger Schritt auf dem Weg zu einer Reduzierung der Belastung durch Luftschadstoffe. Daher empfiehlt der SRU der Bundesregierung,

den Kommissionsvorschlag für eine neue NERC-Richtlinie zu unterstützen. Um aber die im 7. Umweltaktionsprogramm formulierten Ziele zur Luftreinhaltung in der EU und die Ziele der nationalen Biodiversitätsstrategie (vgl. Tz. 322) konsequent zu verfolgen, sollte sich die Bundesregierung zusätzlich dafür einsetzen, dass rechtlich verbindliche Reduktionsziele auch für 2025 festgelegt werden. Dies ist notwendig, damit die Mitgliedstaaten bereits jetzt Maßnahmen ergreifen, um ihre Emissionen zu mindern und die Reduktionsziele einzuhalten. Nach Auffassung des SRU könnte für Ammoniak und für Stickstoffoxide für 2025 ein Minderungsziel festgelegt werden, das etwa der Hälfte der Reduzierungsverpflichtung bis 2030 entspricht.

345. Bei den Luftqualitätszielen empfiehlt der SRU, dass zum Schutz der menschlichen Gesundheit der Jahresmittelgrenzwert für Stickstoffdioxid in der Luftqualitätsrichtlinie auf $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ herabgesetzt wird und die Luftqualitätswerte für Ozon, $\text{PM}_{2,5}$ und PM_{10} an die überarbeiteten, deutlich strengeren Luftgüteleitwerte der WHO angepasst werden.

Außerdem wäre es sinnvoll, auf Ammoniak bezogene Grenzwerte in die Luftqualitätsrichtlinie aufzunehmen. Diese Grenzwerte sollten sich an der Empfindlichkeit des jeweiligen Schutzgebiets (also z. B. an den Critical Loads) orientieren. Gleichzeitig sollten die Bedingungen für die Festlegung von Beurteilungsgebieten überprüft werden. Es sollte dann ferner auch für die Überschreitung der lokalen Grenzwerte für Ammoniak gelten, dass die zuständigen Behörden regionale Luftreinhaltepläne für ländliche Gebiete aufstellen müssen. Damit könnten alle Verursachergruppen angesprochen werden und die verschiedenen Minderungsmaßnahmen, die regional ergriffen werden können, wirkungsorientiert verknüpft werden.

Wenn es auf EU-Ebene zu keiner entsprechenden Änderung der Luftqualitätsrichtlinie käme, könnte Deutschland auf der Grundlage der Schutzverstärkungsklausel gemäß Artikel 193 AEUV selbst strengere Grenzwerte festsetzen.

6.2 Naturschutzfachliche Instrumente zum Schutz terrestrischer Ökosysteme

346. Wie in Kapitel 3 dargestellt, werden Einträge von reaktivem Stickstoff als eine der größten Gefährdungen für die Biodiversität angesehen, da sie das Spektrum der Arten in stickstofflimitierten Ökosystemen verändern (SALA et al. 2000). Um die Gefahr der Vereinheitlichung der Artenzusammensetzung und Biotope und des Verlustes seltener, besonders empfindlicher Arten sowie bestimmter Bodenfunktionen zu reduzieren, müssen sowohl die weiträumigen Einträge über die Luft gemindert als auch direkte, lokale Stickstoffeinträge, beispielsweise durch landwirtschaftliche Praktiken, reduziert werden. Über die Luftreinhaltepolitik hinaus sind naturschutzfachliche Instrumente für den Schutz der terrestrischen Biodiversität von großer Bedeutung, um die lokalen Belastungen insbesondere empfindlicher Gebiete zu reduzieren. Sollten Ökosysteme trotz Maßnahmen der Luftreinhaltepolitik und intensivierter Naturschutzmaßnahmen nicht in absehbarer Zeit wiederhergestellt werden

können, muss darüber nachgedacht werden, ob aktive Maßnahmen zur Wiederherstellung (Restaurierung) als Naturschutzmaßnahme notwendig werden (KROS und BAL 2013).

Erfordernis des Naturschutzes neben der Luftreinhaltung

347. Über eine anspruchsvoll ausgestaltete Luftreinhaltepolitik können weiträumige Stickstoffemissionen gemindert und über regionale Luftreinhaltepläne gebietspezifische Belastungen reduziert werden (Kap. 6.1). Damit können die Hintergrundbelastungen und auch regionale und lokale Einträge verringert werden. Darüber hinaus werden aber auch naturschutzfachliche Instrumente und Maßnahmen benötigt, um besonders empfindliche Gebiete gegenüber Einträgen reaktiver Stickstoffverbindungen zu schützen und die Belastung der terrestrischen Ökosysteme durch Stickstoffemissionen zu mindern. Diese besonders empfindlichen Gebiete sind durch bestimmte Bodentypen, naturräumliche Gliederungen, gefährdete Lebensraumtypen oder Arten charakterisiert. Je empfindlicher Ökosysteme auf erhöhte Konzentrationen von Stickstoffverbindungen reagieren, desto wichtiger ist es, neben der Hintergrundbelastung auch nahe gelegene Emissionsquellen zu reduzieren sowie die Anwendung naturschutzfachlicher Instrumente (Abschn. 6.2.1 bis 6.2.6) zu intensivieren.

Der SRU hat in der Vergangenheit in vielen verschiedenen Kontexten Empfehlungen zum Naturschutz ausgesprochen (u. a. SRU 2012; 2007b; 2002). Grundsätzlich sollte es das Ziel naturschutzfachlicher Maßnahmen zum Schutz terrestrischer Ökosysteme sein, deren Resilienz (Tz. 16) zu erhöhen und den Einfluss aller Stressfaktoren zu minimieren (RABITSCH und ESSL 2013). Zu diesem Zweck sind Naturschutzinstrumente besonders geeignet, welche die Stickstoffbelastungen terrestrischer Ökosysteme reduzieren können. Die nachfolgende Diskussion einzelner Aspekte naturschutzfachlicher Instrumente (wie z. B. Monitoring, FFH-Verträglichkeitsprüfung, Management und Zonierung von Schutzgebieten), die überwiegend im Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) geregelt sind, zeigt, dass in der Regel weniger eine unzureichende Zielsetzung das Problem ist. Vielmehr sind die Maßnahmen zur Zielerreichung nicht effektiv genug und die Umsetzung wird nicht ambitioniert genug angegangen. Allerdings wurden die Ziele bisher nicht durch ein stringentes umweltpolitisches Maßnahmenprogramm der Länder mit Unterstützung des Bundes unterlegt (vgl. Abschn. 7.4.3).

6.2.1 Monitoring und Indikatoren: Dokumentation der Belastungssituation

348. Obwohl § 6 BNatSchG festlegt, dass Bund und Länder im Rahmen ihrer Zuständigkeiten Natur und Landschaft beobachten, regelt das Gesetz kein umfassendes, flächendeckendes Biodiversitätsmonitoring, welches den Zustand der biologischen Diversität in den verschiedenen Umweltmedien abbildet. Dies ist umso problematischer, als ein solches Monitoring die Voraussetzung für eine flächendeckende Überwachung der Belastungs-

situation terrestrischer Ökosysteme durch Stickstoffemissionen sowie für die räumlich gezielte Planung von Maßnahmen und die Überprüfung ihrer Wirksamkeit ist (SRU 2012, Kap. 10).

Im Bereich des Naturschutzes existieren bundesweit Monitoringprogramme für einzelne Artengruppen (z. B. Vögel) und zur Erfüllung von Berichtspflichten. So ist mit der Ausweisung von FFH-Gebieten nach Artikel 11 der FFH-Richtlinie die Verpflichtung zu einer allgemeinen Überwachung der Arten und Lebensraumtypen von gemeinschaftlichem Interesse verbunden. Die Zustände in diesen Schutzgebieten müssen systematisch erfasst und dokumentiert werden. Allerdings werden im Rahmen des FFH-Monitorings bislang Einträge von Schadstoffen nicht ermittelt.

Hinsichtlich der Stickstoffbelastung sind die vorhandenen Monitoringprogramme bisher für eine angemessene Politikberatung und eine wissenschaftlich fundierte Darstellung des Zustandes der biologischen Diversität nicht ausreichend und sollten ergänzt werden. Das Biodiversitätsmonitoring sollte ein wichtiger Bestandteil eines medienübergreifenden und interdisziplinären Monitorings auch der Normallandschaft sein, für das sich der SRU bereits in seinem Umweltgutachten 2012 ausgesprochen hat (SRU 2012, Kap. 10).

Um den Zustand der biologischen Diversität flächendeckend und statistisch abgesichert auch in der Normallandschaft zu erfassen und Ursachen von Veränderungen abbilden zu können, befürwortet der SRU deshalb die deutschlandweite Einführung der ökologischen Flächenstichprobe (ÖFS) (vgl. SRU 2012, Abschn. 10.3.1).

Weiterhin schlägt der SRU vor, einen neuen Indikator für das Indikatorenset der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt zu entwickeln, der eine zusammenschauende Betrachtung zwischen den Belastungen durch reaktive Stickstoffverbindungen und dem Zustand, insbesondere der terrestrischen Ökosysteme mit ihren Bestandteilen, ermöglicht. Für aquatische Ökosysteme gibt es bereits den Indikator „Ökologischer Gewässerzustand“, der diese Belastung mit berücksichtigt.

6.2.2 Weiterentwicklung der Critical Loads und Nutzung in der FFH-Verträglichkeitsprüfung

349. Auf lokaler Ebene kann die konsequente Anwendung und Umsetzung der im Bundesnaturschutzgesetz verankerten Instrumente einen wesentlichen Beitrag zum Schutz besonders empfindlicher Ökosysteme gegenüber Stickstoffbelastungen leisten. Insbesondere die FFH-Verträglichkeitsprüfung für Vorhaben, die mit den Schutzziele konfliktieren können (z. B. Bau von Straßen, Industrie- und Tierhaltungsanlagen), kann hier eine entscheidende Rolle spielen. Nach § 34 Absatz 1 BNatSchG sind Projekte, die einzeln oder im Zusammenwirken mit anderen Projekten oder Plänen geeignet sind das Gebiet erheblich zu beeinträchtigen und nicht unmittelbar der Verwaltung des Gebiets dienen, vor ihrer Zulassung oder Durchführung auf ihre Verträglichkeit mit den Erhaltungszielen eines Natura 2000-Gebiets zu

überprüfen. Natura 2000-Gebiete umfassen FFH-Gebiete und ausgewiesene besondere Vogelschutzgebiete.

Als maßgeblicher Beurteilungsmaßstab für Stickstoffeinträge gelten im wissenschaftlichen Raum die Critical Loads (BALLA et al. 2013; 2012). Mit den Critical Loads (Tz. 27 ff.) werden Schwellen für die Deposition von versauernden und eutrophierenden Verbindungen definiert, unter denen nach aktuellem Wissen keine schädlichen Auswirkungen auf Rezeptoren wie Pflanzen, Ökosysteme oder Materialien zu erwarten sind (Kap. 2 und 3). Die Rechtsprechung fordert für eine vorhabenbezogene FFH-Verträglichkeitsprüfung die Anwendung des besten wissenschaftlichen Kenntnisstandes (EuGH Ur. v. 11. März 2013 – C-258/11, ZUR 2013, 483 Rn. 40 – 44; Ur. v. 7. September 2004 – C-127/02, Slg. 2004, I-7405 Rn. 43 – 59.; BVerwG Ur. v. 12. März 2008 – 9 A 3.06, NuR 2008, 633 Rn. 94). Eine allgemein anerkannte Methodenkonvention zur Beurteilung von Stickstoffeinträgen im Rahmen von FFH-Verträglichkeitsprüfungen von Verkehrsinfrastrukturvorhaben existiert bislang noch nicht (BALLA et al. 2013). Das Bundesverwaltungsgericht (BVerwG) nimmt bei Überschreitung der Critical Loads eine erhebliche Beeinträchtigung an (BVerwG Ur. v. 14. April 2010 – 9 A 5.08, NuR 2010, 558 Rn. 91 ff.). Besteht schon eine (zu) hohe Vorbelastung, sieht das Gericht aber aus Gründen der Verhältnismäßigkeit zusätzliche Einträge bis zu 3 % als unbeachtlich an (BVerwG Ur. v. 29. September 2011 – 7 C 21.09, NuR 2012, 119 Rn. 40 ff.; kritisch hierzu GELLERMANN 2012). BALLA et al. (2012) haben in dem von der Bundesanstalt für Straßenwesen (BASt) geförderten Vorhaben „Untersuchung und Bewertung von straßenverkehrsbedingten Nährstoffeinträgen in empfindliche Biotope“ methodische Empfehlungen in Form einer Fachkonvention für den Projekttyp Straße erarbeitet, um das Konzept der Critical Loads für die FFH-Verträglichkeitsprüfung zu operationalisieren. Die Beurteilung der Empfindlichkeit von FFH-Gebieten basiert auf Critical Loads für die verschiedenen Lebensraumtypen, die jeweils durch empirische Daten und Modellrechnungen ermittelt wurden. Die Autoren haben auch Grenzwerte entwickelt, unterhalb derer Zusatzbelastungen als irrelevant angesehen oder nicht mehr nachgewiesen werden können: einen vorhabenbezogenen Grenzwert von 0,3 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr und eine rezeptorbezogene Bagatellschwelle von 3 % der jeweiligen Critical Loads (BALLA et al. 2012).

Der von BALLA et al. (2014) entwickelte Vorschlag für eine Fachkonvention zur Anwendung von Critical Loads in der FFH-Verträglichkeitsprüfung ist prinzipiell auch auf andere Projekttypen wie beispielsweise Tierhaltungs- und Industrieanlagen übertragbar (vgl. Abschn. 6.4.3) und kann somit auch zur Ermittlung und Beurteilung von Kumulationseffekten herangezogen werden, auch wenn es sich bei den Bewertungen immer um standortbezogene Einzelfallentscheidungen handelt, die sich nur begrenzt standardisieren lassen. KOHLS et al. (2014) sprechen sich dafür aus, die Übertragbarkeit der Ergebnisse für Vorhaben außerhalb des Straßenverkehrs zu diskutieren. Dabei ist zu berücksichtigen, dass bei Straßen und Industrieanlagen relevante Belastungen durch Stickstoffoxideinträge entstehen können, wäh-

rend es bei Tierhaltungsanlagen Ammoniakimmissionen sind. Auch der SRU befürwortet die konsequente Umsetzung der Fachkonvention im Straßenbau und ihre Übertragung auf andere Projekttypen.

Die Critical Loads sollten kontinuierlich weiterentwickelt und dem Stand des Wissens angepasst werden. So konnten in Untersuchungen teilweise bereits Schadwirkungen unterhalb der bisher angenommenen sicheren Werte festgestellt werden. PAYNE et al. (2013) konnten zum Beispiel für europäisches Grünland nachweisen, dass 60 % der Veränderungen auf der Ebene von Arten bereits unterhalb der „offiziellen“ Critical Loads geschehen. Die meisten Artenvorkommen, die zurückgehen, gehören dabei zur Gruppe der krautigen Pflanzen. Die Wirkungen von Stickstoffdepositionen auf empfindliche und für saures Grünland typische Arten beginnen bereits bei sehr niedrigen Depositionsraten (zwischen 5 und 10 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr). Sie verhalten sich nicht linear und ereignen sich überwiegend unterhalb des angegebenen oberen Grenzwerts der Critical Loads für das untersuchte Grünland (10 bis 15 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr). ROTH et al. (2013) konnten zeigen, dass der bisher genutzte Wert der Critical Loads von 10 bis 20 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr für Gebirgswiesen (mountain hay meadows, EUNIS-Code E2.3) auf 10 bis 15 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr herabgesetzt werden sollte. Darüber hinaus hat eine zusätzliche Stickstoffdeposition auf bereits stark belastete Gebiete (z. B. mit Einträgen von 30 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr) wahrscheinlich einen geringeren verändernden Einfluss als auf mäßig belastete (z. B. mit 10 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr).

Zudem liegen genaue empirische Studien zu Critical Loads bislang nicht für alle sensitiven Ökosystemtypen vor. Daher sind mehr experimentelle Untersuchungen mit einer ausreichend großen Spanne von Stickstoffzugaben auf Standorten mit geringen Hintergrunddepositionen oder in Regionen mit noch nicht untersuchten Ökosystemtypen für eine Präzisierung der Critical Loads in den kommenden Jahren notwendig (BOBBINK und HETTELINGH 2011).

FFH-Verträglichkeitsprüfung und Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft

350. Bei landwirtschaftlichen Stoffeinträgen in FFH-Gebieten erfolgt regelmäßig keine FFH-Verträglichkeitsprüfung, zum einen weil es an einem Zulassungsverfahren für landwirtschaftliche Tätigkeiten fehlt, in dessen Rahmen diese Prüfung erfolgen könnte (sodass die Landwirte ihre Tätigkeit daher nicht als Projekte nach § 34 Absatz 6 BNatSchG anzeigen müssen), zum anderen weil in der deutschen Praxis regelmäßig pauschal vermutet wird, dass die ordnungsgemäße Landwirtschaft in der Regel keine erheblichen Beeinträchtigungen mit sich bringt und eine FFH-Verträglichkeitsprüfung daher nicht erforderlich ist (MÖCKEL et al. 2014, S. 271 ff.).

Dieser pauschale Ausschluss steht aber im Widerspruch zur Rechtsprechung des EuGH, der der Auffassung ist, dass landwirtschaftliche Maßnahmen auch Projekte im Sinne der FFH-

Richtlinie sein können (ebd.). Auch das BVerwG hat in mehreren Entscheidungen anerkannt, dass stoffliche Depositionen die für ein Natura 2000-Gebiet festgelegten Erhaltungsziele erheblich beeinträchtigen können (ebd.). Soweit nicht in der jeweiligen Schutzgebietsverordnung rechtsverbindliche, standortbezogene Anforderungen zur Bewirtschaftung bestehen, kann daher nach einer Auffassung zumindest auf eine FFH-Vorprüfung nicht verzichtet werden (ebd.). Der SRU empfiehlt den Vorschlag insbesondere im Hinblick auf eine praktikable Umsetzung zu prüfen.

6.2.3 Eingriffsregelung

351. In einem Rechtsgutachten für das UBA wird vertreten, dass das Instrument der Eingriffsregelung mit seinen Vermeidungs- und Kompensationspflichten auch bei stofflichen Einträgen eine wichtige Steuerungswirkung entfalten könnte. Vorgeschlagen wird deshalb § 14 Absatz 1 BNatSchG klarstellend um „grundstücksbezogene Nutzungsintensivierungen durch mechanische, hydrologische oder stoffliche Veränderungen“ im Eingriffstatbestand zu erweitern (MÖCKEL et al. 2014, S. 269 ff.).

Überwiegend wird die Anwendung der Eingriffsregelung auf stoffliche Beeinträchtigungen allerdings abgelehnt, weil es zu keinen Veränderungen der Gestalt oder Nutzung von Grundstücken käme (LÜTTKES in: LÜTTKES/EWER 2011, § 14 Rn. 8; FISCHER-HÜFTLE in: SCHUMACHER/CZYBULKA/FISCHER-HÜFTLE 2011, vor §§ 13–19 Rn. 2; PRALL/KOCH in: SCHLACKE 2012, § 14 Rn. 7, 28; KLINCK 2012, S. 102.). Fraglich ist überdies, ob eine solche Ausweitung des Eingriffsbegriffs praktikabel wäre, weil entweder jegliche landwirtschaftliche Nutzung einen Eingriff darstellen könnte oder schwierige Abgrenzungsfragen auftreten könnten.

6.2.4 Verbesserung des Schutzgebietsmanagements

352. Viele Schutzgebiete werden direkt, zum Beispiel durch landwirtschaftliche Aktivitäten, oder indirekt, zum Beispiel durch Einträge über die Luft, durch Stickstoffeinträge belastet. Schutzgebietsverordnungen sind ein wichtiges Instrument, durch das, wenn es adäquat ausgestaltet ist, wichtige, lokal wirkende Maßnahmen umgesetzt werden können, die durch optimierte systemverträgliche Nutzung den Stickstoffgehalt im Ökosystem vermindern. Der Landesgesetzgeber kann und muss in den Schutzerklärungen oder durch unmittelbar geltende Regelungen der Landesnaturschutzgesetze sicherstellen, dass der Schutzzweck erreicht wird. Mithin können konkrete Ge- und Verbote sowohl allgemeiner Natur als auch in Bezug auf einen bestimmten Nutzer – wie den Landwirt – ausgesprochen werden. Für diese Regelungen schreiben einige Länder finanzielle Ausgleichszahlungen vor, auch wenn es sich um zumutbare Anforderungen handelt, die über die gute fachliche Praxis hinausgehen (z. B. Art. 42 BayNatSchG; § 58 BW-NatSchG; § 43 NdsNatSchG). Kritisch bewertet werden Ausgleichszahlungen für zumutbare Einschränkungen der Bewirtschaftung wie in § 52 Absatz 5 und § 78 Absatz 5 Wasserhaushaltsgesetz (WHG). Nach Auffassung von MÖCKEL

et al. (2014, S. 334 f.) sind diese nicht gemäß Artikel 12 und 14 Grundgesetz verfassungsrechtlich geboten und stellen daher Subventionen der Landwirtschaft dar, die nicht mit dem Verursacherprinzip vereinbar sind. Die Maßnahmen, die im Rahmen des Schutzgebietsmanagements durchgeführt werden, werden im Wesentlichen über Vertragsnaturschutzangebote oder Agrarumweltmaßnahmen der Länder, über den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER) und durch die Länder finanziert.

Natura 2000-Gebiete werden durch die nationalen Schutzgebietskategorien in §§ 22 bis 29 BNatSchG ausgewiesen und unterliegen einem Verschlechterungsverbot. Nach § 33 Absatz 1 BNatSchG sind alle Veränderungen und Störungen, die zu einer erheblichen Beeinträchtigung eines Natura 2000-Gebiets in seinen für die Erhaltungsziele oder den Schutzzweck maßgeblichen Bestandteilen führen können, unzulässig. Über Schutzgebietsverordnungen bzw. Managementpläne können Maßnahmen festgesetzt werden, die den Stickstoffeinsatz auch der Landwirtschaft in den Schutzgebieten begrenzen. Diese Schutzgebietsverordnungen und Managementpläne müssen anspruchsvoll ausgestaltet und auch wirksam vollzogen werden. Hier sind insbesondere die Befreiungen (§ 67 BNatSchG), die pauschal oder individuell für landwirtschaftliche Tätigkeiten in Schutzgebieten erteilt werden können, problematisch und sollten kritisch überprüft werden.

Viele bedrohte Lebensraumtypen, wie beispielsweise stickstoffarme Grünländer, sind auf ein Management im Sinne konkreter Bewirtschaftungsmaßnahmen angewiesen. Um einen guten Erhaltungszustand der Gebiete wiederherzustellen oder zu erhalten, müssen nach Auffassung des SRU für die Gebiete, in denen dies noch nicht geschehen ist, Managementpläne aufgestellt werden. Die bereits bestehenden Pläne müssen überprüft, präzisiert sowie auf die Stickstoffproblematik abgestimmt und umgesetzt werden.

Dabei ist es wichtig, auch gebietsübergreifende stoffliche Belastungen in die Managementpläne für die Schutzgebiete einzubeziehen. BÖHNKE-HENRICHS und LIPP (2012) haben in einer Studie verschiedene Managementpläne für FFH-Gebiete in Deutschland hinsichtlich ihrer naturschutzfachlichen Qualität sowie nach formal-inhaltlichen und planerischen Kriterien beurteilt. Zwei Drittel der von ihnen untersuchten Pläne zeigten zum Beispiel hinsichtlich der formal-inhaltlichen oder planerischen Ausgestaltung Defizite. Zu den planerischen Kriterien gehörten unter anderem eine ausreichende Präzisierung, die flächenscharf unter Benennung konkreter Maßnahmen erfolgen sollte, sowie die Benennung und Lösung von Zielkonflikten und die gebietsübergreifende Planung unter Berücksichtigung von Einflüssen von außen auf das Gebiet (ebd.). Hierbei müssen auch Stickstoffeinträge berücksichtigt werden.

Berücksichtigung von Stickstoffbelastungen in Schutzgebietsverordnungen und Managementplänen

353. In Schutzgebietsverordnungen und Managementplänen können Maßnahmen zur Begrenzung der naturschutzfachlich relevanten Beeinträchtigungen festgelegt werden. Diese umfassen neben der Vermeidung von Stickstoffemissionen und -immissionen ein breites Spektrum und reduzieren zum einen die Stickstoffeinträge und verringern zum anderen die Auswirkungen der verbleibenden Stickstoffeinträge. Dies kann beispielweise erfolgen durch

- die Einschränkung landwirtschaftlicher Düngung durch Konkretisierung der zulässigen Gesamtdüngermengen (über die Vorgaben der Düngeverordnung hinaus),
- die Entnahme von Biomasse durch Ernte oder Nutzung, wie zum Beispiel Mahd, Beweidung (Schafe, Ziegen, Rinder, Pferde),
- die Entnahme von Gehölz, Entbuschung, Abtragen der oberen Bodenschichten (Schopfern, Plaggen), kontrolliertes Abbrennen sowie Entkusseln (die gezielte Gehölzentnahme in Hoch- und Zwischenmooren).

Die Bewirtschaftung muss entweder in der jeweiligen Schutzgebietsverordnung rechtsverbindlich geregelt oder durch Agrarumweltmaßnahmen oder Vertragsnaturschutz mit den Nutzern vereinbart werden. Diese Maßnahmen erfordern eine hohe Sach- und Ortskenntnis, müssen für jeden Einzelfall angepasst werden und können auch unbeabsichtigte Nebenwirkungen haben (STEVENS et al. 2013). Beispielweise konnten FOTTNER et al. (2007) in einer Studie zeigen, dass Schafbeweidung in der Lüneburger Heide einen Teil der atmosphärischen Stickstoffeinträge kompensieren kann. Die Besatzdichte und das Herdenmanagement haben dabei einen entscheidenden Einfluss auf die Stoffflüsse. Die Autoren weisen in diesem Sinne allerdings darauf hin, dass die langfristige Beweidung von Heiden auch zu einem Austrag von Phosphor und damit zu Veränderungen in den Pflanzengesellschaften führen kann.

6.2.5 Nutzung von Zonierungen nach Bundesnaturschutzgesetz und Einrichtung von Pufferzonen um empfindliche Gebiete

354. Die Konzentration luftgetragener Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft nimmt mit zunehmender Entfernung von der Quelle ab, da es sich hierbei um Ammoniakemissionen handelt, die zu einem großen Teil nahe der Emissionsquelle deponieren (DRAGOSITS et al. 2006). Lokale „Pufferzonen“ (im weiteren Sinn) mit niedrigen Stickstoffemissionen und Baumreihen können um die Gebiete oder um die Emissionsquellen selbst eingerichtet werden. Es sei darauf hingewiesen, dass der Begriff „Pufferzone“ hier nicht im umfassenden Sinn der Definition der Weltnaturschutzunion IUCN verwendet wird, sondern sich nur auf die Einwirkung des Stickstoffs auf geschützte Gebiete bezieht, dass also hier die umfassenden Funktionen einer „Pufferzone“ nach IUCN auf einen Teilaspekt beschränkt werden.

Für Schutzgebiete gemäß § 22 Absatz 1 Satz 2 BNatSchG bietet das Bundesnaturschutzgesetz prinzipiell die Möglichkeit, diese zu zonieren und dabei auch ihre Umgebung einzubeziehen. Die Nutzungen in diesen Gebieten können in einem hohen Detaillierungsgrad gesteuert werden, da nach § 22 Absatz 1 Satz 2 BNatSchG die Unterschutzstellung von Teilen von Natur und Landschaft durch Erklärung erfolgt. Diese Schutzerklärung muss mindestens den Schutzgegenstand, den Schutzzweck und die zur Erreichung des Schutzzwecks notwendigen Gebote und Verbote enthalten (HENDRISCHKE in: SCHLACKE 2012, § 22 Rn. 8). Soweit benötigt, sollen auch die Pflege-, Entwicklungs- und Wiederherstellungsmaßnahmen oder die erforderlichen Ermächtigungen hierzu festgeschrieben werden. Die zur Sicherung des Schutzzwecks notwendigen Ge- bzw. Verbote können nicht nur, sondern müssen bestimmt werden (ebd., § 22 Rn. 14). In den Pufferzonen rund um Schutzgebiete können theoretisch lediglich geringe Stickstoffemissionen zugelassen werden (etwa durch eine extensive landwirtschaftliche Nutzung) oder direkte anthropogene Stickstoffemissionen sogar gänzlich untersagt werden. Davon profitieren insbesondere kleinere Gebiete, da die Randbereiche großer Gebiete bereits selbst wie „Pufferzonen“ fungieren können (DRAGOSITS et al. 2006). Dies ist in Deutschland besonders relevant, da hier beispielsweise FFH-Gebiete mehrheitlich sehr klein sind (RATHS et al. 2006).

Eine weitere effektive Maßnahme zur Senkung der Stickstoffeinträge ist das Anlegen von Baumreihen als Depositionsfänger, entweder direkt um die empfindliche, zu schützende Fläche herum oder um die Emissionsquelle selbst. DRAGOSITS et al. (2006) haben die Effekte dieser Maßnahmen exemplarisch für eine Region in Großbritannien modelliert. Die Autoren konnten zeigen, dass Baumreihen um landwirtschaftliche Betriebe deren trockene Ammoniakdepositionen um bis zu 21 % reduzieren können, abhängig von der Breite der Baumreihen. Werden die Baumreihen direkt um die zu schützenden Gebiete angelegt, können sie noch effektiver sein (ebd.). Wo die Ausweisung von Schutzgebieten nicht möglich ist, sollten sowohl Pufferzonen als auch Barrierepflanzungen finanziert werden.

6.2.6 Langfristige finanzielle und personelle Stärkung des Naturschutzes

355. Wie schon im Sondergutachten des SRU „Umweltverwaltungen unter Reformdruck“ von 2007 dargestellt, sind insbesondere in den Teilen der Verwaltung, die für den Naturschutz zuständig sind, die personellen Ressourcen verringert worden. Darunter leidet der Vollzug des Naturschutzrechts aber auch die Planung und Durchführung von Naturschutzmaßnahmen (SRU 2007b).

Naturschutzfachliche Maßnahmen zum Schutz terrestrischer Ökosysteme werden zu einem erheblichen Teil durch öffentliche Mittel finanziert. Zur wirkungsvollen Umsetzung des Naturschutzrechts und für ergänzende Maßnahmen bedarf es zudem ausreichender personeller und finanzieller Mittel für die Planung und Durchführung (Tz. 451). Instrumente, die auf eine freiwillige Teilnahme der Landwirtschaft setzen, spielen für den Schutz der terrestrischen

Biodiversität vor Stickstoffeinträgen eine wichtige Rolle, weil sich (pro-)aktives Handeln von Landbewirtschaftern zugunsten des Naturschutzes, zum Beispiel die Durchführung von Pflegemaßnahmen, kaum durch Ge- und Verbote erreichen lässt (von MÜNCHHAUSEN et al. 2009, S. 180). Wichtig ist vor allem die Langfristigkeit der naturschutzfachlichen Maßnahmen. Viele (ökologische) Prozesse in terrestrischen Ökosystemen laufen über mittlere bis lange Zeiträume von Jahren bis Jahrzehnten ab. Daher ist insbesondere der Erfolg vieler Agrarumwelt- und Vertragsnaturschutzmaßnahmen abhängig von langfristigen und kontinuierlichen Planungen der Landnutzung. Hemmnisse für die notwendige langfristige Planung können unter anderem betriebswirtschaftliche Veränderungen, nicht ausreichende finanzielle Anreize, Flächenkonkurrenz durch Biomasseanbau zur Energiegewinnung und die Sorge vor Vertragsverstößen sein. Die als „Sonderbewirtschaftung“ empfundenen Naturschutzmaßnahmen auf einzelnen Flächen verkomplizieren für die Landwirte die Betriebsabläufe. Dazu kommen eventuelle technische Schwierigkeiten wie die Arbeitsbreite der Maschinen und nicht zuletzt die Sorge, dass sich als Folge von Naturschutzmaßnahmen problematische Wildkräuterarten ausbreiten könnten (WEISS et al. 2013, S. 143 f.). Nach Auffassung des SRU sollte diesen Hemmnissen durch Beratung entgegengewirkt und die finanzielle und personelle Ausstattung dieser Instrumente auf freiwilliger Basis weiter gestärkt werden, um ihre Akzeptanz seitens der beteiligten Akteure weiter zu erhöhen.

Generell entsprechen Subventionen für das Unterlassen von negativen externen Effekten in der ökonomischen Theorie im Grunde nicht dem Verursacherprinzip und an vielen Stellen in stickstoffrelevanten Politiken wird über die Grenze der Anwendung des Verursacherprinzips diskutiert. Letztlich muss daher ein gesellschaftlich tragfähiger Konsens gefunden werden, inwieweit die Verursacher der Stickstoffemissionen oder die Gesellschaft die Kosten der Emissionsminderungen tragen soll (Kap. 5).

6.2.7 Fazit: Naturschutzfachliche Instrumente zum Schutz terrestrischer Ökosysteme

356. Weil die Luftreinhaltepolitik alleine nicht ausreicht, um die Ziele des Naturschutzes zu erreichen, werden darüber hinaus naturschutzfachliche Instrumente und Maßnahmen benötigt, um besonders empfindliche Gebiete zu schützen und die Belastung der terrestrischen Ökosysteme durch die verbleibenden Stickstoffemissionen zu mindern.

Um Belastungen terrestrischer Ökosysteme in Schutzgebieten zu reduzieren, ist ein adäquates Management eine wichtige, lokal wirkende Maßnahme, um durch optimierte systemverträgliche Nutzung den Stickstoffgehalt und -eintrag zu vermindern. Um einen guten Erhaltungszustand der Gebiete wiederherzustellen oder zu erhalten, müssen Managementpläne für die jeweiligen Gebiete aufgestellt werden, wo sie noch fehlen, und die bereits bestehenden Pläne überprüft, präzisiert sowie auf die bestehende Stickstoffproblematik abgestimmt und umgesetzt werden.

Grundlage für eine flächendeckende Überwachung der Belastungssituation ist ein flächendeckendes Monitoring der Biodiversität. Die deutschlandweite Einführung der ökologischen Flächenstichprobe ist ein wichtiger Bestandteil eines medienübergreifenden und interdisziplinären Monitorings zur Beobachtung des Zusammenspiels von abiotischen, biotischen und Klimafaktoren.

Auf lokaler Ebene kann die FFH-Verträglichkeitsprüfung einen wesentlichen Beitrag zum Schutz besonders empfindlicher Ökosysteme gegenüber Stickstoffbelastungen leisten. In dem von der BAST geförderten Vorhaben „Untersuchung und Bewertung von straßenverkehrsbedingten Nährstoffeinträgen in empfindliche Biotop“ wurde eine Fachkonvention für den Projekttyp Straße im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsprüfung erarbeitet. Der SRU befürwortet die konsequente Umsetzung der Fachkonvention im Straßenbau und ihre Übertragung auf andere Projekttypen.

Nach der Rechtsprechung des EuGH können landwirtschaftliche Maßnahmen auch Projekte im Sinne der FFH-Richtlinie sein. Es ist daher zu prüfen, wie das Erfordernis einer FFH-Vorprüfung praktikabel umgesetzt werden kann, soweit nicht in der jeweiligen Schutzgebietsverordnung rechtsverbindliche, standortbezogene Anforderungen zur Bewirtschaftung bestehen.

6.3 Instrumente zum Schutz aquatischer Ökosysteme und des Grundwassers

357. Wie bereits in Abschnitt 3.4.2 dargestellt, werden die aquatischen Systeme erheblich durch Stickstoffeinträge belastet. Die Nitratbelastungen des Grundwassers und das Eutrophierungsproblem der Küstengewässer weisen im besonderen Maße auf den bestehenden großen Handlungsbedarf hin (Europäische Kommission 2014c; s. a. Tz. 109 und Tz. 164 ff.).

Für den Schutz der Gewässer in Deutschland vor Stickstoffeinträgen ist die europäische Gewässerschutzpolitik maßgeblich. Hinsichtlich des Schutzes des Grundwassers, der Binnengewässer und der Küstengewässer steht die Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (WRRL) im Vordergrund. Darüber hinaus bestehen wasserrechtliche Instrumente, die zur Entlastung beitragen können. Der Meeresschutz wird über die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie 2008/56/EG (MSRL) abgedeckt. Räumlich ergeben sich zwischen Wasserrahmenrichtlinie und Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie Überschneidungen, da beide auf die Küstengewässer anzuwenden sind und ein Großteil der Stoff- bzw. Nährstoffeinträge in die Meere über die Flüsse erfolgen. Die Arbeiten zur Umsetzung der regionalen Konventionen zum Meeresschutz sind gerade auch für die Nährstoffproblematik von hoher Relevanz, da in deren Rahmen unter anderem bereits frühzeitig konkrete Minderungsziele erarbeitet und verabschiedet wurden. Die dort erarbeiteten Strategien und Ziele haben für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie und der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie eine hohe Bedeutung, unter anderem da sie dort aufgegriffen werden und somit wesentlich zur Umsetzung bei-

tragen. Außerdem steht bei den Bemühungen, die Stickstoffeinträge in die Fließgewässer zu mindern, der Meeresschutz im Fokus.

6.3.1 Wasserrahmenrichtlinie und Grundwasserrichtlinie

6.3.1.1 Verpflichtungen

358. Für den generellen Schutz der Gewässer aber auch für deren Schutz vor den Nährstoffeinträgen sind die Wasserrahmenrichtlinie und ihre Tochtrichtlinie, die Grundwasserrichtlinie 2006/118/EG (GWRL) von zentraler Bedeutung.

359. Das übergeordnete Ziel der im Jahr 2000 in Kraft getretenen Wasserrahmenrichtlinie ist es, einen Ordnungsrahmen für den Schutz der Binnenoberflächengewässer, der Übergangsgewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers zu schaffen (Art. 1 WRRL). Die Richtlinie verfolgt damit einen integrativen, ganzheitlichen Ansatz, indem sie die Mitgliedstaaten dazu verpflichtet, eine umfassende Strategie zum Schutz ihrer Gewässer zu erstellen.

Die Wasserrahmenrichtlinie brachte weitreichende Änderungen des nationalen Wasserrechts mit sich, denn sie stellt einen grundsätzlich anderen Regelungsansatz dar, weshalb auch von einem „Paradigmenwechsel“ gesprochen wurde (OLDIGES 2006, S. 116). Dies liegt in erster Linie daran, dass die Richtlinie einen verfahrensrechtlichen Ansatz zur Regelung von Umweltproblemen wählt, der seine umweltpolitischen Ziele vor allem durch planerische Instrumente verwirklicht (DURNER 2008, S. 458). Dieser Ansatz schlägt sich insbesondere in der Pflicht der Mitgliedstaaten nieder, Maßnahmen- bzw. Aktionspläne zur Erreichung bestimmter Umweltziele aufzustellen (ebd.). Somit liegt die materielle Ausgestaltung bzw. die Verantwortung für die Instrumente und Maßnahmen zur Zielerreichung im Wesentlichen in der Verantwortung der Mitgliedstaaten bzw. auf nationaler Ebene. Außerdem orientiert sich die Wasserrahmenrichtlinie nicht an nationalstaatlichen Grenzen: vielmehr erfolgt die Bewirtschaftungsplanung auf der Ebene der Flussgebietseinheiten bzw. an ökologisch und hydrologisch zusammenhängenden Gewässersystemen. Für Deutschland wurden zehn Flussgebiete identifiziert, acht grenzübergreifende (Donau, Rhein, Maas, Ems, Oder, Elbe, Eider und Schlei-Trave) und zwei (Weser und Warnow-Peene) ausschließlich innerhalb der Grenzen Deutschlands (BMU 2010).

Zielsetzung: guter ökologischer Zustand

360. Die Mitgliedstaaten sollen dafür sorgen, dass bis zum Jahr 2015 ein guter ökologischer – bzw. für erheblich veränderte Gewässer ein gutes ökologisches Potenzial – und ein guter chemischer Zustand in den europäischen Oberflächen-, Übergangs- und Küstengewässern erreicht wird (Tab. 6-2). Die Wasserrahmenrichtlinie sieht zu diesem Zweck aber keine materiellen Gewässerqualitätsnormen vor. Diese finden sich vielmehr im Wesentlichen in den Tochtrichtlinien der Wasserrahmenrichtlinie oder werden von den Mitgliedstaaten

festgelegt. Außerdem soll die Verschlechterung des Zustands der Oberflächengewässer verhindert werden. Für Grundwasserkörper werden neben anderen die Ziele eines guten chemischen Zustands und die Verhinderung der Verschlechterung des Zustandes angestrebt. Unter bestimmten Ausnahmen, für die strenge Bedingungen erfüllt sein müssen, ist eine Fristverlängerung um zweimal sechs Jahre und somit eine Erreichung des guten Zustands bis spätestens 2027 möglich (Art. 4 WRRL; s. Tz. 364). Außerdem kann das Ziel eines guten ökologischer Zustands unter bestimmten Bedingungen abgesenkt werden (Art. 4 WRRL; s. Tz. 360).

Tabelle 6-2

**Vorgesehene und tatsächliche Zielerreichung
für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie**

Zielerreichung Wasserrahmenrichtlinie	Vorgesehene Fristen	Tatsächliche Zielerreichung
guter Zustand in Oberflächengewässern und im Grundwasser	Dezember 2015	offen (vorauss. 18 % der Oberflächenwasserkörper und 64 % Grundwasserkörper erreichen den guten Zustand im Jahr 2015)
Erfüllung der Ziele in Schutzgebieten	Dezember 2015	bislang nicht erfolgt
Fristverlängerung für Zielerreichung	Dezember 2009/2015/ 2021	offen
letzte Frist für Zielerreichung	Dezember 2027	offen
SRU/SG 2015/Tab. 6-2; Datenquelle: BMU 2013b; BMUB 2011		

Umsetzung

361. Das Jahrzehnt nach der Verabschiedung der Wasserrahmenrichtlinie war durch einen Prozess der Umsetzung und Verwirklichung geprägt, der auch heute noch weit von seinem Abschluss entfernt ist und der in mehrere Schritte untergliedert werden kann (DURNER 2010, S. 453). Den ersten Schritt bildete die normative Umsetzung im Wasserhaushaltsgesetz sowie in den 16 Landeswassergesetzen und -verordnungen (s. Abb. 6-3). Diesem schlossen sich bis 2004 die in der Richtlinie vorgesehenen Bestandsaufnahmeprozesse und die Aufstellung von Monitoringprogrammen an. Die Bestandsaufnahmen wurden inzwischen durch die Ergebnisse der Monitoringprogramme weitestgehend bestätigt (s. Abschn. 3.2.4). Darauf folgte der als dritter Schritt vorgesehene Planungsprozess: Bis zum Dezember 2009 waren für jede Flussgebietseinheit ein Bewirtschaftungsplan und ein Maßnahmenprogramm zu erstellen (BMU 2010).

Abbildung 6-3

Umsetzungsschritte der Wasserrahmenrichtlinie mit Zeitplan

Umsetzungsschritte der WRRL	Fristen*	Tatsächliche Umsetzung
Normative Umsetzung der WRRL im Bundesrecht und Landesgesetzen	Dezember 2003	2002 2003-2005
↓	↓	↓
Bestandsaufnahme	Dezember 2004	2005
↓	↓	↓
Monitoringprogramme	Dezember 2006	2007
↓	↓	↓
Bewirtschaftungsplan für jede Flussgebietseinheit	Dezember 2009	2010
Maßnahmenprogramm für jede Flussgebietseinheit		
↓	↓	↓
Vollzug der Maßnahmen, aus den Programmen	Dezember 2012	bislang nicht vollständig erfolgt

* ohne Ausnahmetatbestände und Fristverlängerungen

SRU/SG 2015/Abb. 6-3

Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme

362. Die Mitgliedstaaten sind aufgefordert, für jedes Flusseinzugsgebiet Bewirtschaftungspläne aufzustellen (Abb. 6-3). Soweit sich diese grenzüberschreitend ausdehnen, sollte dies möglichst in Kooperation untereinander bzw. mit allen Staaten, in deren Grenzen das Flusseinzugsgebiet liegt, erfolgen (Art. 13 WRRL). Die Bewirtschaftungspläne setzen sich insbesondere aus der kartografischen Darstellung der Gewässer bzw. Wasserkörper, der Schutzgebiete und des Überwachungsnetzes, einer Zusammenfassung der Belastungslage, einer Liste der Umweltziele, einer Zusammenfassung der wirtschaftlichen Analyse des Wassergebrauchs und dem Maßnahmenprogramm (das der Umsetzung dient) einschließlich einer Liste der zuständigen Behörden zusammen (Anhang VII WRRL).

363. Die Wasserrahmenrichtlinie unterscheidet hinsichtlich der Maßnahmenprogramme zwischen grundlegenden und ergänzenden Maßnahmen (Art. 11 WRRL). Bei den grundlegenden Maßnahmen handelt es sich um solche, die der Erfüllung der Mindestanforde-

rungen dienen. Diese Mindestanforderungen ergeben sich aus bereits zeitlich vor der Annahme der Wasserrahmenrichtlinie in Kraft getretenen EU-Rechtsvorschriften (Art. 11 WRRL). Zu nennen sind insbesondere gemeinschaftliche Wasserschutzvorschriften, welche Emissionsbegrenzungen, Emissionsgrenzwerte oder bei diffusen Einträgen Begrenzungen, die die Verwendung der besten verfügbaren Umweltpraxis einschließen, vorsehen. Diese ergeben sich im Zusammenhang mit Stickstoffeinträgen insbesondere aus der Nitratrichtlinie 91/676/EWG, der Trinkwasserrichtlinie 98/83/EG, der Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser 91/271/EWG, der Klärschlammrichtlinie 86/278/EWG und der Badegewässerrichtlinie 2006/7/EG.

Alle Aktivitäten, die über die Einhaltung dieser Mindeststandards hinausgehen und der Einhaltung der Umweltziele der Wasserrahmenrichtlinie dienen, werden als ergänzende Maßnahmen bezeichnet. Hierzu findet sich im Anhang VI Teil B der Wasserrahmenrichtlinie eine Liste mit 107 Maßnahmentypen, zu denen zum Beispiel Rechtsinstrumente, administrative Instrumente und wirtschaftliche oder steuerliche Instrumente gehören. Ein und dieselbe Maßnahme kann, je nach dem Ziel, das mit ihr verfolgt wird, sowohl als grundlegende oder als ergänzende Maßnahme gemeldet werden. Das erfolgreiche Zusammenwirken von grundlegenden und ergänzenden Maßnahmen ist eine wesentliche Voraussetzung für eine erfolgreiche Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie.

Die Maßnahmenprogramme müssen plangemäß spätestens 2015 und danach alle sechs Jahre überprüft und nötigenfalls aktualisiert werden. Grundsätzlich steht den Mitgliedstaaten ein breites Spektrum an Instrumenten zur Verfügung. Für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland wurde bisher überwiegend auf bereits bestehende Instrumente zurückgegriffen. Obwohl die Wasserrahmenrichtlinie betont, dass bei ihrer Umsetzung das Verursacherprinzip einzuhalten sei (Art. 9 WRRL), ist dies bislang überwiegend nicht der Fall, vielmehr dominieren vor allem in der Landwirtschaft – als Hauptverursacher der Stickstoffbelastungen – als ergänzende Maßnahmen solche, die freiwillig ergriffen werden und für die eine Kompensation geleistet wird (Tz. 374 ff.).

Ausnahmetatbestände und Fristverlängerungen

364. Bereits im Dezember 2012 hätten die in den Bewirtschaftungsplänen festgelegten Maßnahmen umgesetzt sein müssen. Allerdings wird den Mitgliedstaaten unter bestimmten Bedingungen, die zu begründen sind, eine stufenweise Umsetzung der Maßnahmen eingeräumt, um so die Durchführungskosten auf einen möglichst großen Zeitraum zu verteilen (29. Erwägungsgrund und Art. 4 WRRL). Darüber hinaus können die Mitgliedstaaten noch weitergehende Ausnahmen geltend machen. So können zum Beispiel nach der Wasserrahmenrichtlinie weniger strenge Umweltziele zur Geltung kommen, wenn Wasserkörper so stark belastet sind, dass eine Zustandsverbesserung bis 2027 mit verhältnismäßigen Maßnahmen nicht zu erreichen ist (Art. 4 Abs. 5 WRRL). Dabei ist allerdings eine Verschlechterung der Gewässer zu verhindern. Zulässig ist auch eine vorübergehende Verschlechterung

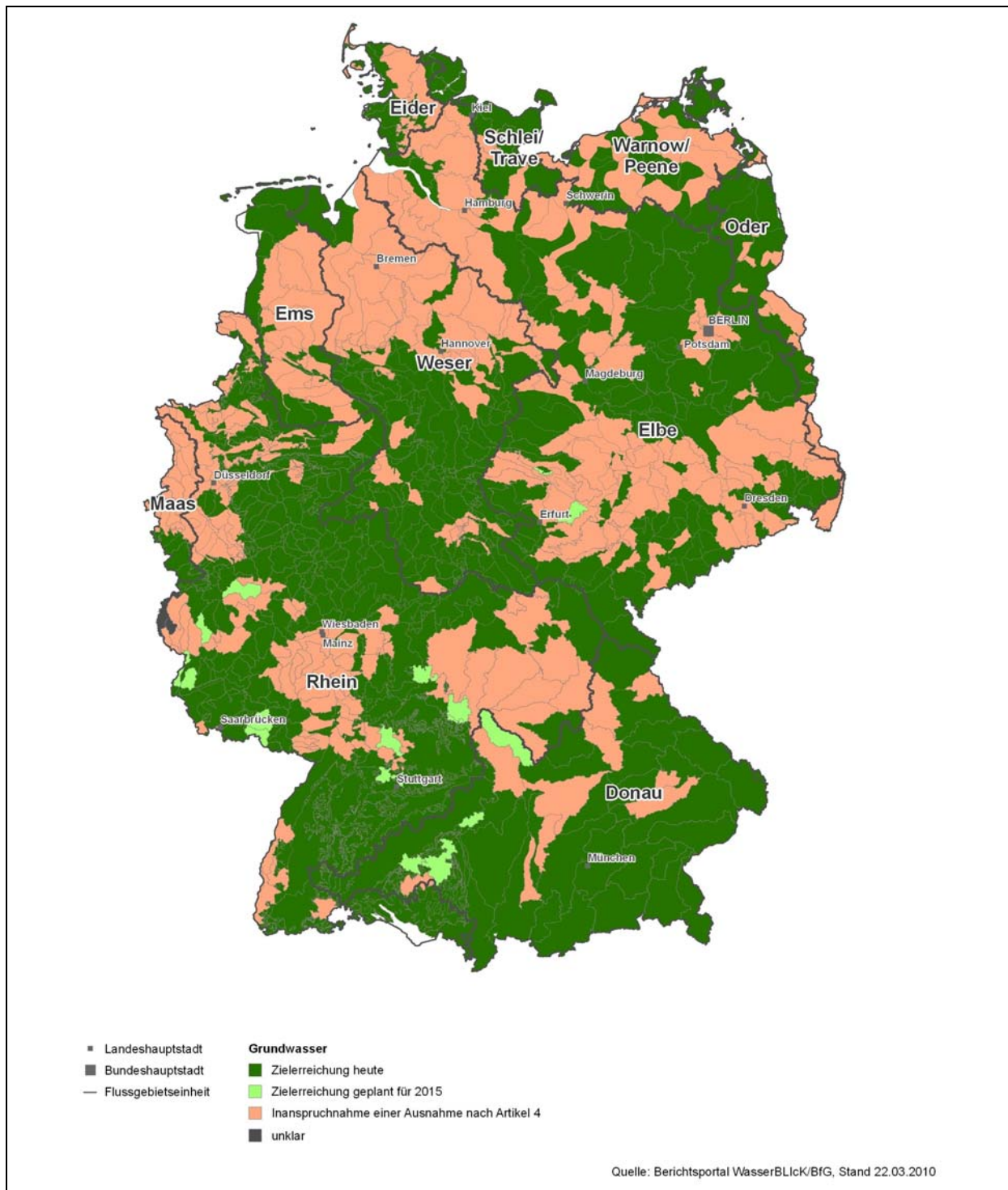
aufgrund natürlicher Ursachen oder höherer Gewalt, insbesondere durch starke Überschwemmungen oder lang anhaltende Dürren (Art. 4 Abs. 5 und 6 WRRL).

In Deutschland wurden für 82 % der Oberflächengewässer und 36 % der Grundwasserkörper Ausnahmen geltend gemacht (s. a. Abb. 6-4). Als Gründe hierfür werden primär angeführt, dass Maßnahmen mehr Zeit benötigen, um eine Wirkung zu zeigen, eine Abschwächung der Ziele, weil die Gewässer als künstlich oder erheblich verändert ausgewiesen wurden, oder eine mangelnde technische Durchführbarkeit der Maßnahmen (JEKEL et al. 2014). Auffällig ist dabei, dass insbesondere in Gebieten mit hoher Viehbesatzdichte, wie im Nordwesten Deutschlands, großflächig Ausnahmen für Grundwasserkörper zum Tragen kommen (s. Abb. 6-4).

Die hohe Zahl insbesondere an Oberflächenwasserkörpern, für die eine Ausnahme in Anspruch genommen wurde, hat zu Kritik an der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie geführt. Es wird befürchtet, dass die Ausnahmetatbestände missbraucht werden, um Anstrengungen zur Qualitätsverbesserung aus dem Weg zu gehen (EKARDT und WEYLAND 2014; REINHARDT 2013). Der SRU teilt diese Bedenken und empfiehlt den Ländern, mit Fristverlängerungen restriktiv umzugehen.

Abbildung 6-4

Zielerreichung und Inanspruchnahme von Ausnahmen für Grundwasserkörper in Deutschland



Quelle: BMU 2010

Problem der Definition der Oberflächengewässer bei der Umsetzung

365. Ein Problem bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in nationales Recht betrifft Unklarheiten hinsichtlich der Einbeziehung von Oberflächengewässern. So werden im

Anhang II der Wasserrahmenrichtlinie unter Nummer 2.1 Oberflächengewässer in Wasserkörpertypen eingeteilt. Vorgeschlagen werden dafür zwei Systeme. Das in Deutschland angewendete System unterteilt die Gewässer in Größenklassen, die bei Flüssen ab einer Einzugsgebietsgröße von 10 km² beginnen, bei Seen ab einer Oberflächengröße von 0,5 km². Nach MÖCKEL und BATHE (2013) haben die meisten Bundesländer dies dahin gehend interpretiert, dass sie Gräben (z. B. Straßengräben und Entwässerungsgräben) und Teiche, die nicht oder nur durch künstliche Vorrichtungen mit anderen Gewässern verbunden sind, ganz oder teilweise von den Vorschriften des Landesrechts und des Wasserhaushaltsgesetzes und damit von den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie ausgenommen haben. Gerade bei diesen Gewässern ist eine hohe stoffliche Belastung zu erwarten. Außerdem haben diese Gewässer aufgrund ihrer großen Zahl in der Fläche eine besondere Bedeutung für die Ökologie und Hydrologie der Landschaft (LAWA 2003; BMU 2010; MÖCKEL et al. 2014). Der SRU stellt diese Interpretation des Anhangs infrage und ist der Auffassung, dass die Wasserrahmenrichtlinie auf alle Oberflächengewässer anzuwenden ist (s. a. Europäische Kommission – Generaldirektion Umwelt 2003; MÖCKEL 2013b).

6.3.1.2 Umsetzung in Deutschland im Hinblick auf die Stickstoffproblematik

Stickstoffqualitätsziele und ihre nationale Konkretisierung

366. Anspruchsvolle Qualitätsziele sind der erste Schritt für einen erfolgreichen Gewässerschutz. Für den Grundwasserschutz legt die Grundwasserrichtlinie Kriterien für die Beurteilung des guten chemischen Zustands des Grundwassers und Kriterien für die Ermittlung und Umkehrung signifikanter und anhaltender steigender Trends sowie für die Festlegung der Ausgangspunkte für die Trendumkehr fest (Art. 1 Abs. 1 GWRL). Dazu gehören unter anderem Normen zur Beurteilung des chemischen Zustands des Grundwassers, die in Anhang I zu finden sind (s. a. Art. 3 GWRL). Danach liegt die Grundwasserqualitätsnorm für Nitrate bei 50 mg/l (Anhang I GWRL).

Bei der Einstufung des chemischen Zustands der Oberflächengewässer wird zwischen „nicht gut“ und „gut“ unterschieden. Für die Bewertung des Nitratgehaltes der Oberflächengewässer wird auf die Qualitätsnorm aus der Nitratrichtlinie von 50 mg/l zurückgegriffen (BMU und BMELV 2012). Außerdem erfolgt die Wassergüteklassifikation hinsichtlich des Nitratgehalts der Oberflächengewässer in Deutschland nach dem fünfstufigen Bewertungssystem der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) aus dem Jahr 1998 (LAWA 1998; s. Tab. 6-3). Dies spielt insbesondere für den Schutz der Unteranlieger bzw. der Meere eine Rolle.

Tabelle 6-3

**Güteklassifizierung von Oberflächengewässern
hinsichtlich des Nitratgehalts**

Stoff	Stoffbezogene chemische Gewässergüteklasse						
	I (anthropogen unbelastet)	I-II	II	II-III	III (erhöht belastet)	III-IV	IV (hoch belastet)
Nitrat-Stickstoff [mg/l N]	≤ 1	≤ 1,5	≤ 2,5	≤ 5	≤ 10	≤ 20	> 20
Entspricht: Nitrat [mg/l NO ₃]	≤ 4,4	≤ 6,6	≤ 11,1	≤ 22,1	≤ 44,3	≤ 88,5	> 88,5

SRU/SG 2015/Tab. 6-3; Datenquelle: LAWA 1998

367. Die Minderung der Stickstofffrachten der Fließgewässer ist vor allem für den Schutz der Küstengewässer von Bedeutung, da dort – im Gegensatz zu den Flüssen – Stickstoff oftmals den limitierenden Nährstoff darstellt. Limitierend bedeutet in dem Zusammenhang, dass die Stickstoffkonzentration im Wasser und nicht die Konzentrationen anderer Nährstoffe wie zum Beispiel von Phosphat für das Algenwachstum bzw. die Primärproduktion ausschlaggebend ist. Auf Empfehlung der LAWA wurden von einer Arbeitsgruppe des Bund/Länder-Messprogramms (BLMP) Stickstoffreduzierungsziele für die Flussgebiete Ems, Weser, Elbe und Eider aus den Anforderungen an den ökologischen Zustand der Küstengewässer nach der Wasserrahmenrichtlinie abgeleitet (ARGE BLMP Nord- und Ostsee 2011). Der Rhein wurde dabei mit betrachtet. Vorgeschlagen wird für alle genannten Flussgebiete eine Zielkonzentration von 2,8 mg/l Gesamtstickstoff am Übergangspunkt Land-See, entsprechend dem bereits vereinbarten Ziel der Flussgebietsgemeinschaft Rhein (FGG-Rhein). Dies entspräche einer Verminderung der Flusseinträge um 38 bis 48 % im Vergleich zu den Werten aus dem Berichtszeitraum 2001 bis 2005. Diese Eintragsreduzierungen würden bis 2021 zu einer Minderung der Gesamtstickstoffkonzentrationen um 40 bis 63 % in den Küstengewässerkörpern der deutschen Bucht führen. Die Minderungen der Gesamtstickstoffkonzentrationen, die aus deutscher Sicht auf Ebene des Oslo-Paris-Übereinkommens zum Schutz des Nordostatlantiks (OSPAR) erforderlich sind, liegen bei 74 bis 82 % und damit signifikant höher (ARGE BLMP Nord- und Ostsee 2011). Beim BLMP-Vorschlag wurden bereits Überlegungen, inwieweit eine Zielerreichung realistisch ist, mit berücksichtigt. Somit ist der Zielwert 2,8 mg/l aus naturwissenschaftlicher Sicht ein Kompromiss und sollte nach Auffassung des SRU nur als Zwischenziel auf dem Weg hin zu einem guten ökologischen Zustand in den Küstengewässern betrachtet werden. Langfristig sollte ein anspruchsvollerer Wert angestrebt werden.

Maßnahmenprogramme zur Minderung der Stickstoffeinträge

368. Vorschläge für mögliche Maßnahmen zur Stickstoffminderung in Maßnahmenprogrammen im Rahmen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie wurden schon früh von verschiedenen Seiten entwickelt (LAWA und LABO 2002; OSTERBURG et al. 2007). Seit

dem Jahr 2009 liegen die Bewirtschaftungspläne einschließlich der dazugehörigen Maßnahmenprogramme für alle Flussgebietseinheiten vor.

Um die Berichterstattung zu vereinfachen, wurden die Maßnahmen für die Oberflächengewässer bzw. Grundwasser zusammenfassend in sogenannten Planungseinheiten bzw. Koordinierungsräumen, 225 bzw. 41 an der Zahl, dokumentiert. In einem Großteil der Planungseinheiten wurden Maßnahmen ergriffen, die die Landwirtschaft und die Kommunen betreffen. Maßnahmen im Sektor Fischerei, ein weiterer Verursacher, waren nur für etwa ein Viertel der Einheiten von Relevanz und werden im Folgenden nicht weiter angesprochen (BMU 2013b).

Der Schwerpunkt der folgenden Darstellung liegt in der Maßnahmenplanung zur Verringerung der Nährstoff- bzw. Stickstoffbelastung aus der Landwirtschaft.

6.3.1.2.1 Stand der Umsetzung von Maßnahmen zur Minderung der landwirtschaftlichen Stickstoffeinträge

369. Für 60 % aller Fließgewässer-Wasserkörper in Deutschland wurden landwirtschaftliche Maßnahmen zur Minderung der Nährstoffeinträge geplant (s. Tab. 6-4). Dabei handelt es sich sowohl um ergänzende als auch grundlegende Maßnahmen. Bei den Grundwasserkörpern betraf dies 69 % und bei den Seen 46 %. Bei den Küsten- und Übergangsgewässern ist der Anteil, der von diesen Maßnahmen betroffen ist (Übergangsgewässer: 20 %, Küstengewässer: 3 %), wie auch deren Häufigkeit eher gering.

Tabelle 6-4

Anzahl der Wasserkörper, für die landwirtschaftliche Maßnahmen* vorgesehen sind

Gewässerkategorie	Anzahl betroffener Wasserkörper (in Klammern: Gesamtzahl Wasserkörper)	Aggregation
Flüsse	5.978 (9.900)	Oberflächengewässer
Seen	324 (710)	
Übergangsgewässer	1 (5)	
Küstengewässer	2 (74)	
Grundwasser	690 (1.000)	Grundwasser
* ausgenommen sind landwirtschaftliche Beratungsmaßnahmen		
SRU/SG 2015/Tab. 6-4		

Oberflächengewässer

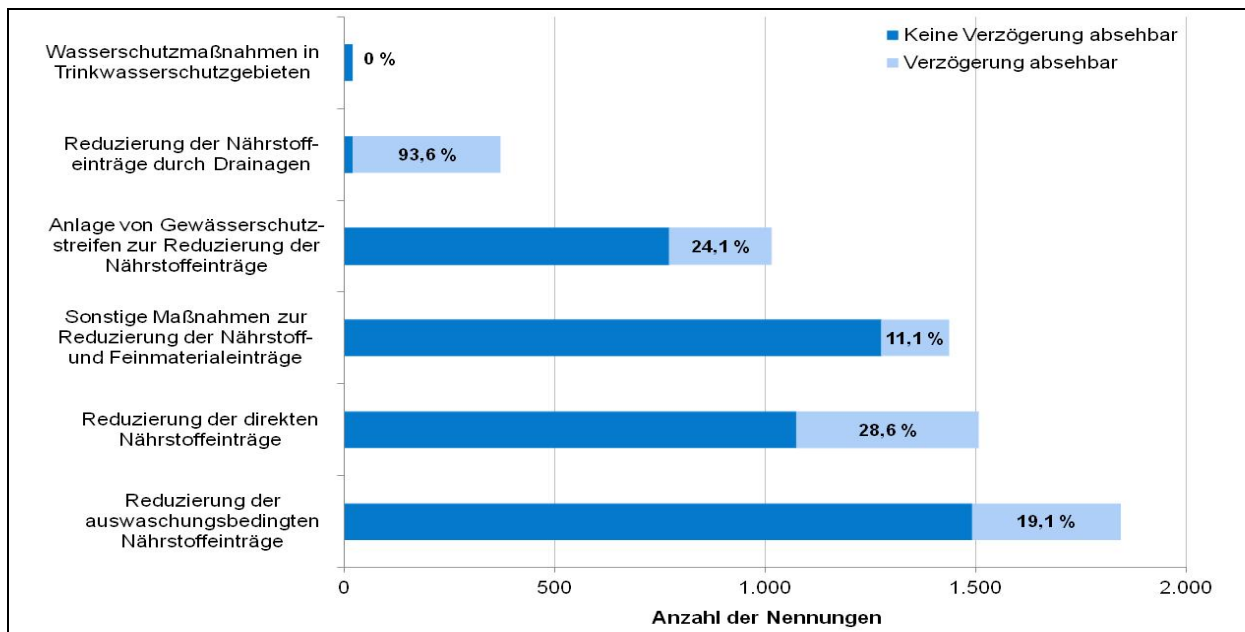
370. Die meisten landwirtschaftlichen Maßnahmen zur Nährstoffproblematik, die für die Oberflächengewässer ergriffen werden, dienen der Reduzierung der auswaschungsbedingten Nährstoffeinträge. Darunter fallen unter anderem der Anbau von Zwischenfrüchten und die Umstellung auf ökologischen Landbau (s. Abb. 6-5 und Tab. 6-5). Am zweithäufigsten wurden Maßnahmen zur Minderung der direkten Nährstoffeinträge geplant. Dabei handelt es sich ausschließlich um Maßnahmen zur Umsetzung der guten fachlichen Praxis

und somit um grundlegende Maßnahmen bzw. Verpflichtungen, die die Landwirte ohnehin einhalten müssen.

Etwas weniger häufig bzw. 1.436-mal werden in den nationalen Bewirtschaftungsplänen Maßnahmen gegen den Eintrag von Feinmaterialien in die Oberflächengewässer aufgeführt, die sich primär auf eine veränderte Bodenbearbeitung beziehen (s. Tab. 6-5). Es ist vorgesehen bei etwa 1.000 Oberflächenwasserkörpern Gewässerrandstreifen anzulegen. Dabei besteht ein direkter Zusammenhang zur Umsetzung von hydromorphologischen Maßnahmen. Vergleichsweise selten taucht in der Planung die Verringerung von Nährstoffeinträgen aus Drainagen auf, obwohl die Nährstoffeinträge über diesen Weg in die Oberflächengewässer eine hohe Relevanz insbesondere in den norddeutschen Bundesländern haben. Auch gaben nur die beiden Bundesländer Brandenburg und Schleswig-Holstein an, überhaupt Maßnahmen zur Minderung der Nährstoffeinträge aus Drainagen zu ergreifen.

Abbildung 6-5

Häufigkeit der Nennung der einzelnen Maßnahmentypen und prozentualer Anteil, bei dem Umsetzungsverzögerungen auftreten



SRU/SG 2015/Abb. 6-5;
Datenquelle: VÖLKER 2014, basierend auf WasserBLICK o. J., Stand: 31.10.2012

Tabelle 6-5

Maßnahmentypen zur Minderung der landwirtschaftlichen Nährstoffeinträge

Maßnahmen- bezeichnung	Wasser- körper	Erläuterung
Maßnahmen zur Reduzierung der auswaschungsbedingten Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft	OW	Verminderung der Stickstoffauswaschungen aus landwirtschaftlich genutzten Flächen, z. B. durch Zwischenfruchtanbau und Untersaatenanbau (Verringerung bzw. Änderung des Einsatzes von Düngemitteln, Umstellung auf ökologischen Landbau). Soweit eine Maßnahme neben OW auch auf GW wirkt, kann diese auch bei Grundwasser eingetragen werden.
Maßnahmen zur Reduzierung der auswaschungsbedingten Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft	GW	Maßnahmen zur Verminderung der GW-Belastung mit Nährstoffen aus landwirtschaftlich genutzten Flächen, die über die „gute fachliche Praxis“ hinausgehen, z. B. durch Zwischenfruchtanbau und Untersaatenanbau (inkl. Verringerung bzw. Änderung des Einsatzes von Düngemitteln, Umstellung auf ökologischen Landbau). Soweit eine Maßnahme neben GW auch auf OW wirkt, kann diese auch bei OW eingetragen werden.
Maßnahmen zur Reduzierung der direkten Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft	OW/GW	Maßnahmen zur Aufrechterhaltung und Umsetzung der „guten fachlichen Praxis“ in der landwirtschaftlichen Flächenbewirtschaftung. Dies umfasst keine Maßnahmen, die über die „gute fachliche Praxis“ hinausgehen (z. B. Agrarumweltmaßnahmen).
Sonstige Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstoff- und Feinmaterialeinträge aus der Landwirtschaft	OW	Maßnahmen zur Erosionsminderung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen, die über die „gute fachliche Praxis“ hinausgehen, z. B. pfluglose, konservierende Bodenbearbeitung, erosionsmindernde Schlagunterteilung, Hangrinnenbegrünung, Zwischenfruchtanbau.
Anlage von Gewässerschutzstreifen zur Reduzierung der Nährstoffeinträge	OW	Anlage, Erweiterung sowie ggf. Extensivierung linienhafter Gewässerrandstreifen bzw. Schutzstreifen insbesondere zur Reduzierung der Phosphoreinträge und Feinsedimenteinträge in Fließgewässer. Hinweis: primäre Wirkung ist Reduzierung von Stoffeinträgen.
Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstoffeinträge durch Drainagen aus der Landwirtschaft	OW	Maßnahmen zur Reduzierung von Stoffeinträgen aus Dränagen u. a. Änderung der Bewirtschaftung drainierter Flächen bzw. techn. Maßnahmen am Drainagesystem (Controlled Drainage, spezielle Rohrmaterialien, Draineteiche, technische Filteranlagen usw.).
Umsetzung/Aufrechterhaltung von Wasserschutzmaßnahmen in Trinkwasserschutzgebieten	OW/GW	Maßnahmen in Wasserschutzgebieten mit Acker- oder Grünlandflächen, die über die „gute fachliche Praxis“ hinausgehen und durch Nutzungsbeschränkungen oder vertragliche Vereinbarungen zu weitergehenden Maßnahmen verpflichtet. Entsprechend der Schutzgebietsskizze wird die Maßnahme entweder nur dem OW oder dem GW zugeordnet.
OW = Oberflächengewässer GW = Grundwasser Quelle: GRÜNNEWIG et al. 2008; LAWA 2013		

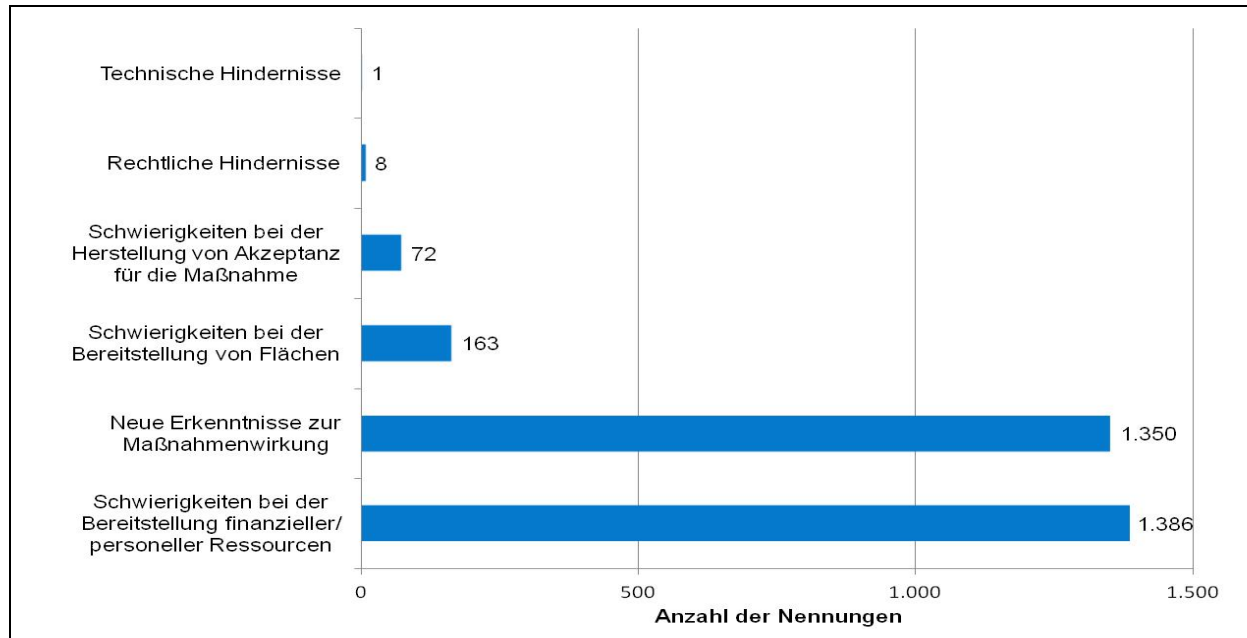
Etwa bei 25 % aller Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft in die Oberflächengewässer war bereits im Jahr 2012 absehbar, dass sie verzögert umgesetzt werden würden. Als häufigster Grund wurden hierfür Schwierigkeiten bei der Bereitstellung finanzieller und/oder personeller Ressourcen genannt (s. Abb. 6-6). Ein Grund für die fehlenden finanziellen Ressourcen könnte darin liegen, dass die Kosten für die Maßnahmen (z. B. Anlegen von Gewässerschutzstreifen) von der Allgemeinheit getragen werden und dass somit das Verursacherprinzip, wie in Artikel 9 Wasserrahmenrichtlinie vorgesehen, nicht zum Tragen kommt. Fast genauso oft wurden als Grund neu hinzugekommene aber auch fehlende relevante Erkenntnisse zur Maßnahmenwirkung genannt. Verzögerungen traten besonders häufig (etwa 94 % der Fälle) bei Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstoffeinträge durch Drainagen auf. Technisch stellen diese, wie zum Beispiel das Anlegen von Drainteichen und künstlichen Feuchtgebieten, keine besondere Herausforderung dar (GOCKE et al. 2012). Sie erfordern aber Ressourcen zum Beispiel in Form von landwirtschaftlicher Fläche. Ähnliches gilt für die Anlage von Gewässerrandstreifen, für die als häufigster Grund für Verzögerungen „Schwierigkeiten bei der Bereitstellung von Flächen“ genannt wurde (s. a. Tz. 395).

Erstaunlicherweise waren auch beim Maßnahmentyp zur Reduzierung der direkten Nährstoffeinträge in fast 30 % der Fälle Verzögerungen absehbar, obwohl diese Maßnahmen fast durchgehend die Einhaltung der guten fachlichen Praxis betreffen. Eventuell bezieht sich dies auch auf fehlende personelle Ressourcen für die Kontrolle und Überwachung der Maßnahmen, für die die Bundesländer die Verantwortung haben (s. a. MÖCKEL et al. 2014).

Insgesamt wurden zum 31. Oktober 2012 36 % der Maßnahmen zur Minderung der Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft abgeschlossen, 27 % befinden sich in der Planung oder Ausführung und 37 % sind noch nicht begonnen worden (s. Abb. 6-7). Zu den Letzteren zählen auch solche, für die Verzögerungen bereits absehbar waren. Besonders niedrig war der Anteil abgeschlossener Maßnahmen bei der Anlage von Drainagen und Gewässerschutzstreifen.

Abbildung 6-6

Gründe für Verzögerungen bei der Umsetzung von Maßnahmen zur Minderung der Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft in die Oberflächenwasserkörper

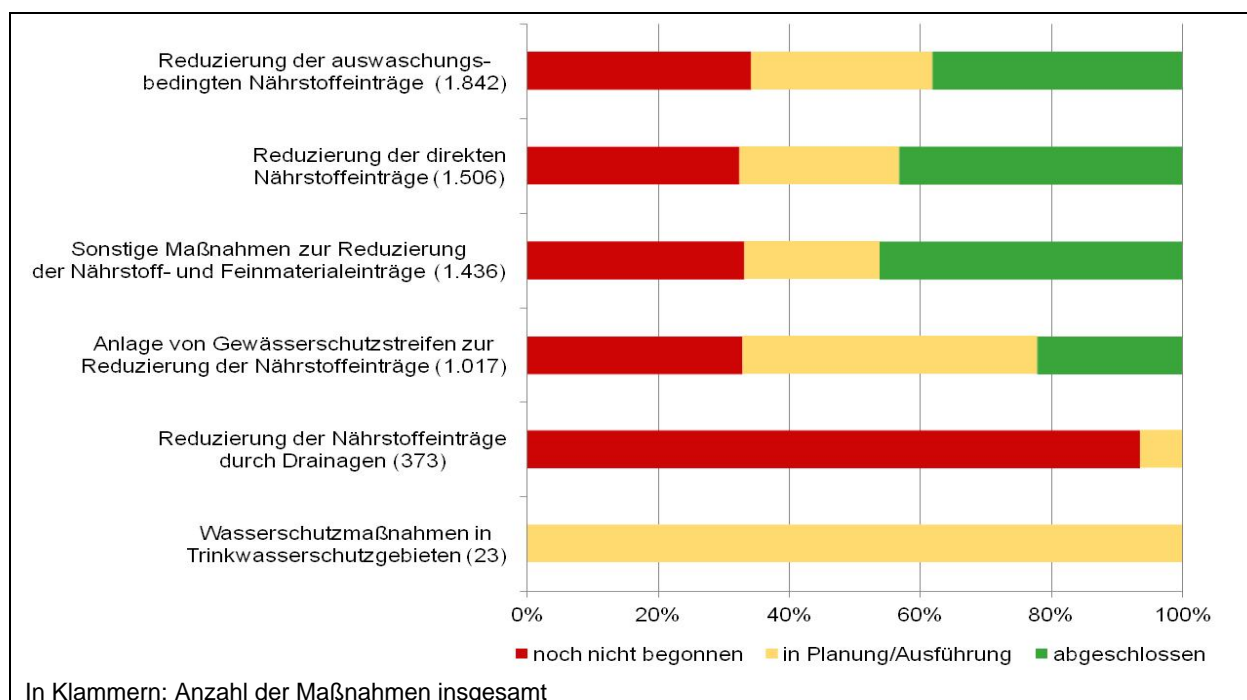


SRU/SG 2015/Abb. 6-6;

Datenquelle: VÖLKER 2014, basierend auf WasserBLICK o. J., Stand: 31.10.2012

Abbildung 6-7

Umsetzungsstand der Maßnahmen zur Minderung der landwirtschaftlichen Nährstoffeinträge



SRU/SG 2015/Abb. 6-7;

Datenquelle: VÖLKER 2014, basierend auf WasserBLICK o. J., Stand: 31.10.2012

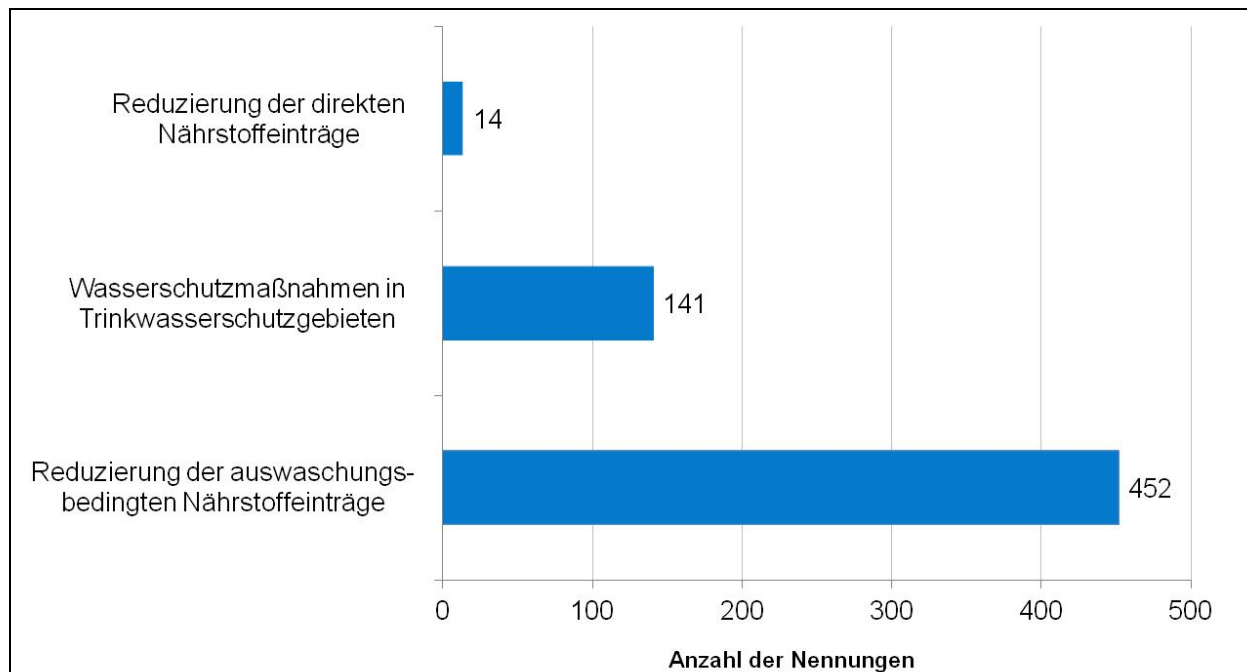
Grundwasserkörper

371. Bei den Maßnahmen zur Minderung der Nährstoffeinträge in die Grundwasserkörper wurde zwischen drei Maßnahmentypen unterschieden (s. Abb. 6-8). Am häufigsten bzw. für 452 der Grundwasserkörper sind Maßnahmen zur Reduzierung der auswaschungsbedingten Nährstoffeinträge geplant. Dazu gehören in Analogie zu den Oberflächengewässern zum Beispiel der Zwischenfruchtanbau, Untersaaten und die Umstellung auf ökologischen Landbau. Wasserschutzmaßnahmen in Trinkwasserschutzgebieten stehen an zweiter Stelle und sind für 141 Grundwasserkörper vorgesehen. Dabei handelt es sich um Maßnahmen, die über die Umsetzung der guten fachlichen Praxis hinausgehen und entweder vertraglich oder ordnungsrechtlich festgelegt wurden. Von Maßnahmen zur Minderung der direkten Nährstoffeinträge sind, da diese nur eine geringe Relevanz für das Grundwasser haben, nur wenige Grundwasserkörper betroffen. Gerade einmal für 1,6 % der Wasserkörper wurden Verzögerungen bei der Umsetzung der Maßnahmen frühzeitig geltend gemacht.

Die Zahlen zum Umsetzungsstand zeigen, dass mit 1,6 % der Maßnahmen noch nicht begonnen wurden, sich 93 % in der Planung oder Ausführung befinden und nur 5,4 % der Maßnahmen bereits abgeschlossen sind.

Abbildung 6-8

Häufigkeit der Nennung der einzelnen Maßnahmentypen zur Minderung der Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft ins Grundwasser



SRU/SG 2015/Abb. 6-8;
Datenquelle: VÖLKER 2014, basierend auf WasserBLiCK o. J., Stand: 31.10.2012

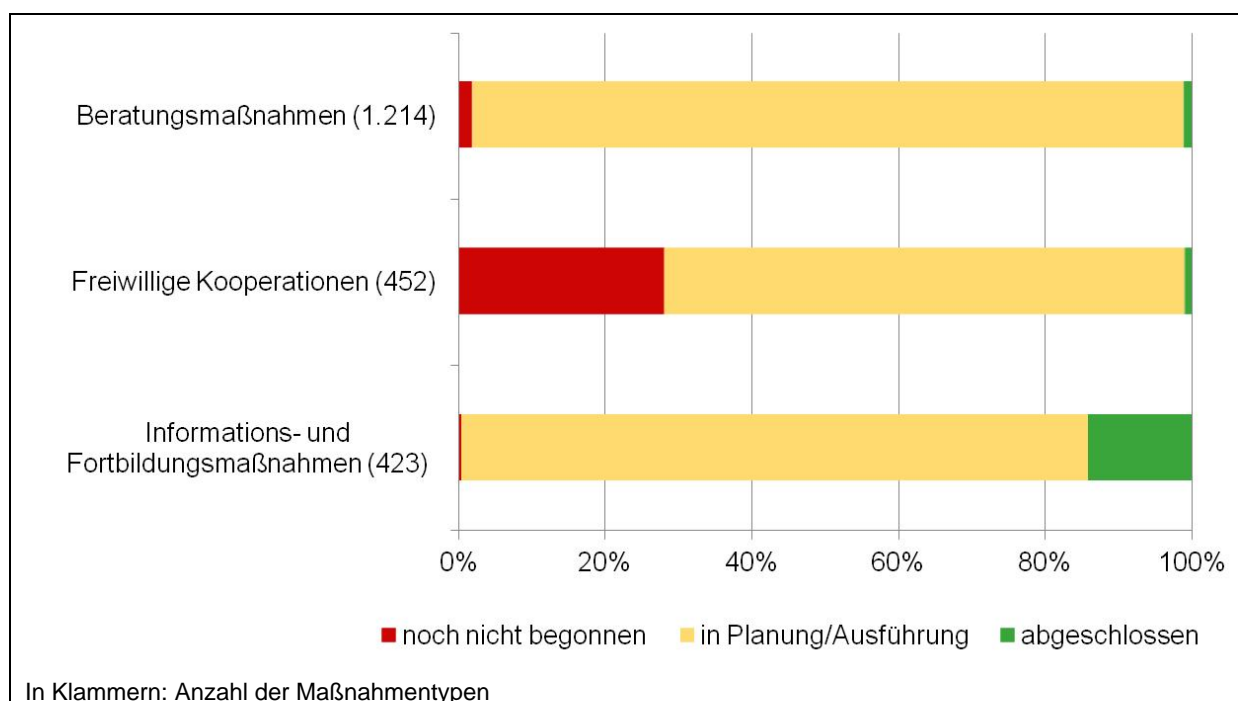
Konzeptionelle Maßnahmen und landwirtschaftliche Beratung

372. Ein wichtiger Teil zur Minderung der Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft stellen sogenannte konzeptionelle Maßnahmen in den Maßnahmenprogrammen dar. Bei den kon-

zeptionellen Maßnahmen handelt es sich größtenteils um Beratungen; freiwillige Kooperationen und Informations- und Fortbildungsmaßnahmen sind weniger häufig vorgesehen. Dabei erfolgt keine Unterscheidung zwischen Oberflächen- und Grundwasserkörpern, da konzeptionelle Maßnahmen für beide eine positive Wirkung haben sollten. Wie man in Abbildung 6-9 sehen kann, befindet sich der Großteil dieser Maßnahmen in der Planungs- und Durchführungsphase.

Abbildung 6-9

Umsetzungsstand konzeptioneller Maßnahmen



SRU/SG 2015/Abb. 6-9;
Datenquelle: VÖLKER 2014, basierend auf WasserBLICK o. J., Stand: 31.10.2012

Zwischenfazit zur Umsetzung der Maßnahmen in der Landwirtschaft

373. Die Darstellung der Maßnahmenumsetzung in der Landwirtschaft basiert auf den Daten aus dem Berichtswesen des Bundes und der Länder an die Europäische Kommission (s. VÖLKER 2014). Diese aggregierten Daten lassen keine konkreten Rückschlüsse auf Einzelmaßnahmen zu, was ihre Interpretation erschwert, da immer nur Maßnahmentypen berichtet wurden. Teilweise werden sehr unterschiedliche Maßnahmen unter einem Typ subsumiert. Beispielsweise fallen unter den Typ „Reduzierung der auswaschungsbedingten Nährstoffeinträge“ vielfältige Maßnahmen, die das Betriebsmanagement betreffen (z. B. Zwischenfruchtanbau), aber auch die Umstellung auf ökologischen Landbau. Ebenso können Einzelmaßnahmen, wie der Zwischenfruchtanbau, unter verschiedenen Maßnahmentypen auftauchen. Somit ist eine genaue Zuordnung von Einzelmaßnahmen innerhalb eines Maßnahmentyps nicht möglich. Eine Bewertung der Umsetzung auf der Basis dieser sehr aggregierten Berichterstattung ist daher schwierig.

Insgesamt ist festzuhalten, dass zahlreiche Maßnahmen zur Reduzierung der Stickstoff- bzw. Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft im Rahmen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie geplant sind. Bei den ergänzenden Maßnahmen handelt es sich dabei in der Regel um freiwillige Maßnahmen, rechtlich oder vertraglich bindende Maßnahmen werden kaum genannt. Auffällig viele der Maßnahmen waren Ende 2012 noch nicht zum Abschluss gebracht worden. Besonders auffällig waren die Verzögerungen bei Oberflächengewässern, aber sie können auch für die Grundwasserkörper festgestellt werden. Mangelnde finanzielle und personelle Ressourcen und fehlende Akzeptanz sind die Hauptgründe für Verzögerungen. Ohne ausreichende Ressourcen lassen sich die fehlende Akzeptanz von Landwirten und anderen Betroffenen aber kaum überwinden. Das gilt insbesondere für kostenintensive Maßnahmen, wie zum Beispiel die Stickstoffeinträge über Drainagen zu mindern oder solche, bei denen Nutzungskonflikte – beispielsweise bei der Schaffung von Gewässerrandstreifen – besonders groß sind.

6.3.1.2.2 Agrarumweltmaßnahmen und Gewässerschutz

374. Bei einem Großteil der landwirtschaftlichen Maßnahmen, die zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie ergriffen werden, handelt es sich um ergänzende bzw. um freiwillige Maßnahmen, die finanziell entgolten werden. Sie werden durch Förderprogramme der Bundesländer zur ländlichen Entwicklung gefördert. Hierbei liefert die zweite Säule der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) einen wichtigen Beitrag (s. a. Tz. 451). Für die Finanzierung von Maßnahmen zur Minderung der Nitrateinträge aus der Landwirtschaft kommen insbesondere die ELER-Verordnung (EU) Nr. 1305/2013 bzw. Fördermittel aus der Bundesländer-Gemeinschaftsaufgabe zur Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes (GAK) zum Tragen. Mit der ELER-Verordnung können auch Kosten und Einkommensverluste, die durch die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie entstehen, finanziell abgegolten werden (s. Art. 30 Abs. 1 ELER-Verordnung). In den Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen der Wasserrahmenrichtlinie gibt es nur wenige Hinweise zur Art der Finanzierung (BMU 2010).

Von den Mitteln, die in Deutschland insgesamt für die Entwicklung ländlicher Räume zur Verfügung stehen – in der Förderphase 2007 bis 2013 waren das 16,4 Mrd. Euro – flossen in der Vergangenheit je nach Bundesland ein Fünftel bis ein Drittel in Maßnahmen zum Gewässerschutz (BMU 2010; s. a. Tz. 451). Angesichts der großen Herausforderungen, die mit der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie verbunden sind und der weiterhin viel zu hohen Nährstoff- bzw. Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft in die aquatische Umwelt, stellt sich die Frage, ob dies ausreicht. Es ist zu prüfen, wie der Gewässerschutz in stärkerem Maße in Agrarumweltmaßnahmen verankert werden sollte. Auch wenn die Auswirkungen von Agrarumweltmaßnahmen auf die Umwelt nicht immer einfach nachvollziehbar sind, sollte auf die Effektivität der Maßnahmen und ihrer langfristigen Wirkung angesichts begrenzter Mittel geachtet werden, ebenso wie auf eine zielführende Kontrolle (MÖCKEL

2014). Beispielsweise sollte nur das gefördert werden, was über die gute landwirtschaftliche Praxis hinausgeht. Eine Evaluation der Agrarumweltmaßnahmen, die zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie vorgesehen sind, wie sie zum Beispiel vom Thünen-Institut für das Land Nordrhein-Westfalen durchgeführt wurde, ist dringend zu empfehlen (REITER et al. 2008). Zum Beispiel ist die Frage nach der räumlichen Treffsicherheit, das heißt inwieweit Betriebe in besonders schützenswerten Gebieten zur Teilnahme motiviert werden, ein wichtiges Bewertungskriterium. In der Regel zeigen Agrarumweltmaßnahmen nur eine Wirkung in dem Zeitraum, in dem der Landwirt an dieser teilnimmt und nicht darüber hinaus. Auch aus diesem Grund hat der SRU erhebliche Zweifel, dass freiwillige Maßnahmen alleine ausreichen, und sieht den Bedarf, diese durch Nutzungseinschränkungen zu ergänzen. Dies gilt auch unter dem Gesichtspunkt, dass die Attraktivität für die Landwirte an Agrarumweltmaßnahmen teilzunehmen von sehr vielen Faktoren abhängig ist und nicht selten gerade auch in problematischen bzw. empfindlichen Gebieten und bei hochproduktiven Betrieben unzureichend ist (REITER et al. 2008; TRAUTMANN 2009; HOMM-BELZER 2009).

6.3.1.2.3 Landwirtschaftliche Beratung und Ausbildung zu Gewässerschutzfragen

375. Die landwirtschaftliche Beratung bzw. konzeptionelle Maßnahmen (Tz. 372) stellen ein weiteres wichtiges Standbein der ergänzenden Maßnahmen nach Wasserrahmenrichtlinie zur Minderung der landwirtschaftlichen Nährstoffeinträge dar (zur landwirtschaftlichen Beratung s. a. Tz. 308). In Deutschland fällt die landwirtschaftliche Beratung in die Zuständigkeit der Bundesländer. In den Bundesländern ist diese unterschiedlich geregelt und wird durch verschiedene Akteure wahrgenommen. Schematisch lassen sich nach THOMAS (2007) die landwirtschaftlichen Beratungsformen in den Ländern in vier Organisations- und Finanzierungsmodelle unterteilen: Staatliche Officialberatung, Beratung durch Landwirtschaftskammern, Beratungsringe in Form eingetragener Vereine und Privatberatung. Die staatliche Officialberatung, bei der die Beratung von den zuständigen Landesbehörden ausgeht, ist in Süddeutschland vorherrschend, während die Beratungslandschaft im Nordwesten Deutschlands und im Saarland durch die Landwirtschaftskammern geprägt und in Ostdeutschland rein privatwirtschaftlich organisiert ist (ebd.). Bei genauerer Betrachtung gibt es vielfältige Variationen und Mischformen. So existieren in nahezu allen Bundesländern parallel zur Officialberatung Beratungsringe, Betriebsleiterarbeitskreise und private Beratungsunternehmen. Bei der staatlichen Officialberatung wird die Beratung gleichzeitig mit den Hoheitsaufgaben wie Kontrolle und Ausbildung ausgeübt (ebd.). Dagegen unterscheiden sich die Landwirtschaftskammern zum Teil dadurch, welche Hoheitsaufgaben ihnen vom Land übertragen wurden und welche sie somit neben der Beratung erfüllen (s. a. Tz. 430).

376. Auch in der Ausgestaltung der Beratung und Einbindung in den Schutzansatz bestehen Unterschiede. Zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie wird in der Regel eine Kombination unterschiedlicher Instrumente gewählt, von denen die Beratung einen wichtigen Teil

darstellt. Außerdem werden Anreize – wie das Angebot von Fördermaßnahmen – und Kooperationen genutzt, um die Bereitschaft zur Beratung zu erhöhen. Die Beratungsangebote sind zum Teil an die besonderen Standortbedingungen angepasst. Kooperative Ansätze, beispielsweise solche in denen versucht wird, gemeinsam Lösungen für die Stickstoffproblematik zu finden, werden als besonders Erfolg versprechend eingeschätzt und in verschiedenen Bundesländern praktiziert (Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen 2011; NLWKN 2014; THOMAS 2003). Ein Fachgespräch zum Thema Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie, welches der SRU am 30. Januar 2014 mit Gewässerschutzexperten aus den Bundesländern geführt hat, ergab, dass die fachliche Nähe des Beraters zur Landwirtschaft förderlich für die Akzeptanz der Beratung ist. Weitere zielführende Elemente, die genannt wurden, sind die Einbeziehung von Best-practice-Beispielen oder Modellbetrieben, in denen bereits entsprechende Maßnahmen umgesetzt wurden. Meist wird die direkte Beratung durch Informationsveranstaltungen oder -kampagnen ergänzt.

377. Für Nordrhein-Westfalen wurde die Gewässerschutzberatung der Landwirtschaft im Zusammenhang mit der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie evaluiert (FOHRMANN und LIESENFELD 2012). Diese Evaluation soll im Folgenden dargestellt werden. Leider fehlen soweit ersichtlich vergleichbare Untersuchungen für andere Länder. Informationen zur Ausgestaltung der Gewässerschutzberatung in Niedersachsen und Baden-Württemberg finden sich auch in den folgenden Kapiteln (s. Tz. 381 ff.). In Nordrhein-Westfalen übernimmt die Landwirtschaftskammer wesentliche Aufgaben bei der Gewässerschutzberatung. Sie wurde vom Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes beauftragt, ein entsprechendes Konzept zu erarbeiten und umzusetzen (Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen 2004; 2011). Zum einen werden Beratungen im Rahmen von Kooperationsgemeinschaften zum Trinkwasserschutz, die schon mehr als zwanzig Jahre bestehen, zwischen Landwirten und der Wasserwirtschaft angeboten. Aufbauend auf diesen Erfahrungen wurde inzwischen auch in Gebieten außerhalb von Wasserschutzgebieten, in denen die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie im Grundwasser oder in Oberflächengewässern nicht eingehalten werden, ein Beratungskonzept umgesetzt. Der Beratungsschwerpunkt liegt in der Minderung diffuser Stoffeinträge, insbesondere von Stickstoff. Dabei wird unterschieden zwischen einer Grundberatung, die allen Landwirten in den belasteten Gebieten angeboten wird, einer Regionalberatung, die regionale Besonderheiten gezielt aufgreift sowie auf gruppenspezifische Prozesse abzielt, und einer Intensivberatung, die einzelne Betriebe, die Flächen in besonders empfindlichen Bereichen bewirtschaften, wahrnehmen können (FOHRMANN und LIESENFELD 2012; Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen 2011). Bei der Grundberatung handelt es sich primär um überregionale Informationsveranstaltungen zu den Themen Stickstoffdüngung, betriebliches Nährstoffmanagement sowie Pflanzen- und Erosionsschutz. Die Regionalberatung ist als Vertiefung der Grundberatung zu verstehen. Zielkulisse sind von den Bezirksregierungen ausgewiesene, besonders wassersensible Gebiete innerhalb der Belastungsgebiete. In diesen Ge-

bieten werden alle dort wirtschaftenden Landwirte gezielt angesprochen und über die Besonderheit der Standorte und das Beratungsangebot aufgeklärt. Wichtige Elemente der Regionalberatung sind die Erprobung, Etablierung und Demonstration von gewässerschonenden Bewirtschaftungsverfahren. Inzwischen wurden in Nordrhein-Westfalen wie in Niedersachsen dreißig Modellbetriebe etabliert (DUNAJTSCHIK 2014).

Bei der Intensivberatung handelt es sich um eine betriebsindividuelle und schlagspezifische Beratung. Das potenzielle Eintragsrisiko wird anhand von Intensitätskriterien zur Flächennutzung festgelegt. Zu den Faktoren gehören somit auch der vermehrte Betrieb von Biogasanlagen und der verstärkte Umbruch von Grünland. Zu den Beratungsschwerpunkten zählen zum Beispiel eine betriebs- und schlagspezifische Düngeplanung, N_{\min} -Beprobungen auf Einzelschlägen und die Optimierung der Wirtschaftsdünger- und Gärresteverwertung (Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen 2011).

378. Ziel des Beratungskonzeptes in Nordrhein-Westfalen ist es insbesondere, die Belange des Gewässerschutzes noch stärker in die betrieblichen Abläufe und Verfahren einzubinden, die Akzeptanz von Agrarumweltmaßnahmen zu erhöhen und gewässerschonende Produktions- und Bewirtschaftungsformen langfristig zu etablieren. Die Beratung wird durch spezielle Förderprogramme in den belasteten Gebieten ergänzt. Die Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen weist auf messbare Erfolge der Beratung hin, aber auch darauf, dass in Regionen mit intensiver Tierhaltung und Gemüseanbau eine Intensivierung der bisherigen Arbeit erforderlich ist. Auch sollte nach Einschätzung der Kammer der Flächenbezug gestärkt werden und sich noch enger auf besonders sensible Regionen konzentrieren (Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen 2011).

FOHRMANN und LIESENFELD (2012) weisen darauf hin, dass die Bereitschaft zur Mitarbeit in Trinkwasserschutzkooperationen in Nordrhein-Westfalen größer ist, als bei Landwirten, die außerhalb der Trinkwasserschutzgebiete wirtschaften. Ganz abgesehen davon, dass in Gebieten, in denen Trinkwasserkooperationen bestehen, die Beraterdichte deutlich höher ist. Wichtige Faktoren für die Motivation sind der Druck der Öffentlichkeit aufgrund einer besonderen Aufmerksamkeit, wenn es um den Trinkwasserschutz geht, gruppenspezifische Prozesse zwischen den Landwirten bzw. Kooperationsmitgliedern und zum Teil rechtliche bzw. finanzielle Vorteile gegenüber Landwirten außerhalb von Kooperationsgemeinschaften (ebd.; THOMAS 2003). Da bei Kooperationsgemeinschaften die Bereitschaft zur Mitarbeit niedriger ist, sind Maßnahmen erforderlich, bis hin zu rechtlichen Verpflichtungen, diese zu erhöhen (dies ergab sich auch aus dem unter Tz. 376 erwähnten Fachgespräch).

Allerdings wird auch darauf hingewiesen, dass sich die Produktionsstruktur der Landwirtschaft in Nordrhein-Westfalen in den letzten Jahren deutlich verändert hat. So hat zum Beispiel die Grünlandbewirtschaftung und die Rinderhaltung abgenommen, dafür der Anbau von Mais, Winterraps und Kartoffeln sowie die Haltung von Schweinen und Mastgeflügel zugenommen. Hinzu kommen Wirtschaftsdüngerimporte aus den Niederlanden. Schätzungen der

Landwirtschaftskammer NRW gehen von Importen in Höhe von 1,4 Millionen Tonnen Gülle im Jahr 2012 nach Nordrhein-Westfalen aus (DUNAJTSCHIK 2014).

379. In der Ausbildung zukünftiger Landwirte sollte der Umwelt- bzw. Gewässerschutz, soweit das noch nicht der Fall ist, ebenfalls ein wichtiges Element darstellen. Hierbei ist es nicht nur wichtig, das Verständnis für den Gewässerschutz durch möglichst anschaulich durchgeführte Lehrangebote zu verbessern, Kompetenzen aufzubauen und für das Thema zu sensibilisieren, sondern auch das Eigeninteresse der zukünftigen Landwirte und der weiteren in dem Bereich tätigen Personen an dem Thema zu verstärken. Eigeninteresse kann wirtschaftlich motiviert sein, oder darauf beruhen, das der Landwirt interessiert ist, das negative Image als Umweltsünder umzukehren (s. a. THOMAS 2003). Eine stetige Anpassung der Ausbildung an den neusten Erkenntnisstand sollte selbstverständlich sein (dies ist auch ein Ergebnis des unter Tz. 376 erwähnten Fachgesprächs).

Zwischenfazit

380. Aus Sicht des SRU ist es empfehlenswert, die Gewässerschutzberatungsprogramme regelmäßig auf ihre Effektivität und Effizienz hin zu evaluieren, ähnlich wie es für Nordrhein-Westfalen geschehen ist. Wichtige Kriterien für die Bewertung sind die Annahme des Beratungsangebotes von den Landwirten, insbesondere in Problemgebieten, der Grad der Umsetzung der vorgeschlagenen Maßnahmen zum Gewässerschutz oder die Entwicklung der Stickstoffeinträge in der Zielkulisse. Auch sollte auf die Akzeptanz der Beratung, Konflikte mit anderen Verantwortlichkeiten der Berater und Innovation in der Beratung geachtet werden. Zu prüfen gilt des Weiteren, inwieweit das Beratungsangebot ausreichend an den Bedarf des Gewässerschutzes, beispielsweise hinsichtlich der zur Verfügung gestellten personellen Ressourcen, angepasst ist. Darüber hinaus schlägt der SRU vor, die Verbindlichkeit der Beratung zu stärken, beispielsweise indem in Problemgebieten eine verpflichtende Beratung eingeführt wird, an deren Kosten die Landwirte stärker beteiligt werden als bisher.

6.3.1.2.4 Länderbeispiele für Strategien zur Minderung der landwirtschaftlichen Stickstoffeinträge

381. Bei der Minderung der Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft im Rahmen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie bzw. dem Grundwasserschutz gehen die Bundesländer zum Teil unterschiedliche Wege. Im Folgenden werden zwei Beispiele ausführlicher vorgestellt.

Beispiel Niedersachsen

382. Die Situation in Niedersachsen ist deshalb eine besondere, da dort die intensive Landwirtschaft sehr deutlich zu Belastungen der Gewässer und des Grundwassers beiträgt. So erreichen etwa 42 % der Grundwasserkörper nicht den guten chemischen Zustand nach

Wasserrahmenrichtlinie aufgrund zu hoher Nitratgehalte (Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz 2014).

In Niedersachsen wurde schon im Jahr 1992 eine Kooperation zwischen Wasserwirtschaft und Landwirtschaft ins Leben gerufen, um den Schutz des zur Trinkwassergewinnung genutzten Grundwassers vor diffusen Stoffeinträgen – insbesondere vor Nitrat – voranzubringen (QUIRIN 2011). Auslöser für das Kooperationsmodell war die Einführung einer Wasserentnahmegebühr in Niedersachsen, die für einen vorsorgenden und sanierenden Grundwasserschutz eingesetzt werden konnte. Im Jahr 2011 haben sich 375 Trinkwassergewinnungsgebiete, und damit 11,8 % der landwirtschaftlichen Fläche Niedersachsens, am Kooperationsmodell beteiligt. Das Modell beruht auf dem Prinzip der Freiwilligkeit. Dabei flossen etwa ein Drittel der Mittel in die Wasserschutzzusatzberatung, die restlichen zwei Drittel in freiwillige Vereinbarungen. Zu den freiwilligen Vereinbarungen zählten unter anderem solche zur zeitlichen Beschränkung der Ausbringung von tierischen Wirtschaftsdüngern, zur aktiven Begrünung von Ackerflächen (Zwischenfruchtanbau und Untersaaten), zum Einsatz bestimmter Ausbringungstechniken für Wirtschaftsdünger, zu einer reduzierten Bodenbearbeitung, zur Erstellung von Schlagbilanzen, zur Grünlanderneuerung und zur Umwandlung von Acker in Grünland. Am häufigsten wurden Verträge zu den drei erstgenannten Maßnahmen abgeschlossen. Neben den Maßnahmen, die aus Mitteln der Wasserentnahmegebühr bezahlt wurden, kamen noch Agrarumweltmaßnahmen zum Tragen (QUIRIN 2013).

Ein wichtiger Indikator für die Erfolgskontrolle des Kooperationsmodells war der flächengewichtete Mittelwert der Stickstoff-Hoftorbilanzüberschüsse (Tz. 421) der Betriebe in den Trinkwassergewinnungsgebieten. Diese konnten im Zeitraum von 1998 bis 2010 von 94 kg auf 66 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr gemindert werden. Dabei hat sich der Wert seit 2008 nicht mehr verändert. Außerdem stieg die Anzahl der Grundwassermessstellen mit abnehmenden Nitratwerten im Zeitraum 2000 bis 2011 leicht an, die mit ansteigenden Nitratwerten nahm dagegen leicht ab (QUIRIN 2013).

383. Die Erfahrungen mit dem Kooperationsmodell – welches weiter fortgeführt wird – flossen in die Maßnahmenprogramme zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie mit ein (NLWKN 2009). Die Umsetzung der Düngeverordnung ist unter den grundlegenden Maßnahmen mit dem Ziel der Nitratreduktion gemäß Wasserrahmenrichtlinie in Niedersachsen wie auch in den anderen Bundesländern das zentrale Element. Bei den ergänzenden Maßnahmen steht die Vermittlung und Umsetzung von speziellen Agrarumweltmaßnahmen beispielsweise die Förderung von Zwischenfruchtanbau und die Wasserschutzzusatzberatung im Vordergrund (s. Tz. 374), welche vor der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie nur in Trinkwasserschutzgebieten angeboten wurde (NLWKN 2014). Für eine fortlaufende Datenerhebung und -auswertung wurden repräsentative Modellbetriebe gewonnen. Zum Nachweis der Maßnahmenwirkung wird ein Erfolgsmonitoring unter Einbeziehung sowohl der Emission

(Stickstoffüberschüsse in der Fläche) als auch der Immission (gemessene Nitratkonzentration an den Monitoringmessstellen) durchgeführt (NLWKN 2009; 2014). Festzuhalten ist, dass die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Niedersachsen über die grundlegenden Maßnahmen hinaus auf den Prinzipien Freiwilligkeit und Kooperation beruht.

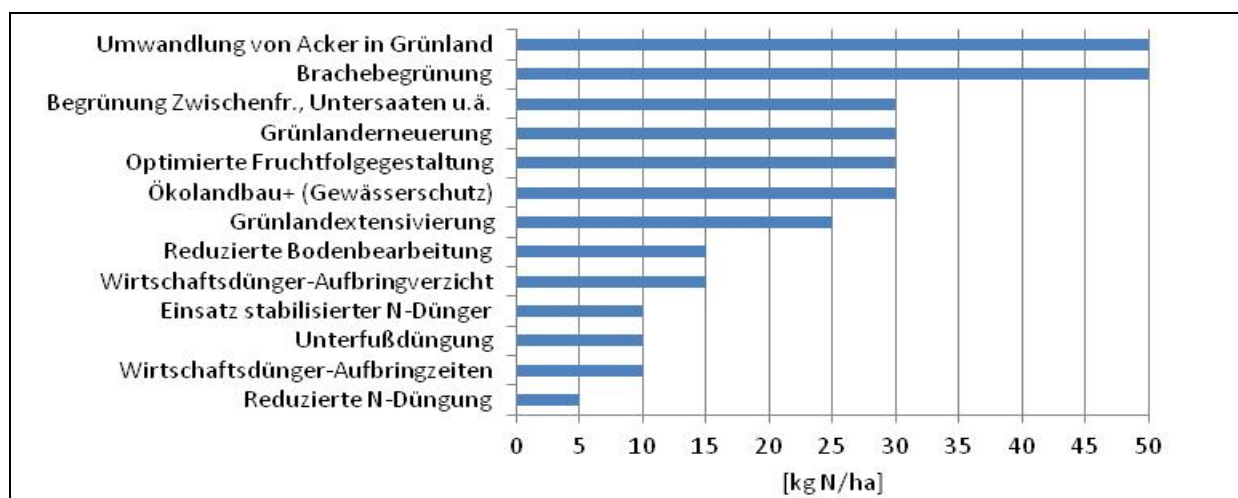
Um die (vorgezogene) Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie zu unterstützen, wurden das EU-Life-Projekt WAgriCo (Water Resources Management in Co-operation with Agriculture, 2005 bis 2008), welches mit britischen Partnern umgesetzt wurde, und dessen Folgeprojekt WAgriCo 2, das von 2008 bis Ende 2009 ausschließlich in Niedersachsen durchgeführt und aus Landesmitteln finanziert wurde, auf den Weg gebracht. Ziel der beiden Projekte war es, Konzepte und Strategien zur Reduktion diffuser Stoffeinträge aus der Landwirtschaft zu erarbeiten und in Pilotgebieten zu testen. Dafür wurden wichtige Akteure, wie zum Beispiel Landwirte, die Landwirtschaftskammer Niedersachsen und verschiedene Forschungseinrichtungen an der Erarbeitung eines Maßnahmenkatalogs beteiligt. Das Life Projekt WAgriCo war primär auf den Grundwasserschutz ausgerichtet, mit WAgriCo 2 wurde auch die Wirkung der landwirtschaftlichen Maßnahmen auf den Schutz der Oberflächengewässer untersucht.

Ein Ergebnis des EU-Life-Projektes WAgriCo war, dass die frühzeitige aktive Einbindung der Landwirte und anderer betroffener Nutzergruppen einen wesentlichen Faktor für eine erfolgreiche Umsetzung der Maßnahmen darstellt, unter anderem um deren Akzeptanz für die Maßnahmen zu erhöhen. Im Folgeprojekt WAgriCo 2 wurde die Effektivität von einzelnen Maßnahmen des Maßnahmenkatalogs aus dem EU-Life-Projekt WAgriCo abgeschätzt. Dabei zeigte sich, dass beispielsweise eine Umwandlung von Ackerland in extensiv genutztes Grünland etwa 50 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr in den Böden binden kann, während Maßnahmen zur Reduzierung der Stickstoffdüngung wesentlich weniger effektiv sind (s. Abb. 6-10). Der Zwischenfruchtanbau hatte noch einen deutlichen Minderungseffekt auf den Herbst-N_{min}-Gehalt in den Böden von 30 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr.

Desweiteren zeigte es sich, dass der Zwischenfruchtanbau die größte Akzeptanz in der Landwirtschaft als Einzelmaßnahme hatte, dagegen stieß der ökologische Landbau auf geringe Akzeptanz der Akteure.

Abbildung 6-10

Potenzial landwirtschaftlicher Maßnahmen zur Minderung des mineralischen Stickstoffgehaltes im Herbst im Boden



Quelle: QUIRIN 2014, abgeleitet aus SCHMIDT und OSTERBURG 2010

384. Bei der Gewässerschutzberatung, die die Agrarumweltmaßnahmen ergänzt, wird in Niedersachsen ähnlich wie in Nordrhein-Westfalen ein kooperativer Ansatz verfolgt. Die Zielkulisse für die Beratung zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie wurde auf der Basis der Verfehlung des guten chemischen Zustands der Grundwasserkörper und den Messwerten der Überblicksüberwachung festgelegt. Der inhaltliche Schwerpunkt der Beratung richtet sich auf die Minderung von Nährstoffeinträgen. Anhand von hydrogeologischen, hydrochemischen, hydrodynamischen und bodenkundlichen Eigenschaften wurde die Zielkulisse außerdem in Typflächen unterteilt. Das Ergebnis sind neun Beratungsgebiete mit einer Fläche von etwa 12.700 km² in der circa 18.000 Land- und Gartenbaubetriebe wirtschaften. Der Beratungsauftrag wurde an private Ingenieurbüros und die niedersächsische Landwirtschaftskammer vergeben (NLWKN 2014). Die Beratung zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie ersetzt nicht die sogenannte Wasserschutzzusatzberatung, die explizit auf den Trinkwasserschutz ausgerichtet ist. Landwirte können nur eine der beiden Beratungsformen in Anspruch nehmen. Zusätzlich wird seit 2014 zum Schutz von Oberflächengewässern in drei Pilotgebieten (Mittlere Weser, Mittlere Ems Süd und Aller links) eine kombinierte Oberflächen- und Grundwasserschutzberatung erprobt.

Innerhalb der Beratungsgebiete werden die betroffenen Landwirte und Gärtner aktiv von den Beratern angesprochen. Die Beratung ist freiwillig und kostenfrei. Finanziert wird die Beratung vollständig vom Land Niedersachsen aus Mitteln der Abwasserabgabe (FOHRMANN und LIESENFELD 2012). Zum Beratungsangebot gehören sowohl Informationsangebote, zum Beispiel über Rundbriefe, Vorträge und Veranstaltungen, als auch Gruppenberatungen oder Feldtage sowie eine einzelbetriebliche Beratung, die insbesondere Modellbetriebe adressiert. Modellbetriebe werden zum einen genutzt, um weitere Kenntnisse und Erfahrun-

gen zu gewinnen, sie sollen aber auch Multiplikatorenfunktionen übernehmen, was durch Feldbegehungen und Gruppenberatungen unterstützt wird.

FOHRMANN und LIESENFELD (2012) kritisieren an dem niedersächsischen Programm, dass die Annahme von Agrarumweltmaßnahmen, die zusammen mit der Beratung zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie angeboten wurden, nicht sehr groß ist. So wurden im Jahr 2011 nur 3,6 % der bereitgestellten Fördermittel ausgeschöpft. In den darauf folgenden Jahren sind die eingesetzten Mittel, die über ELER und Kofinanzierung aus Landesmitteln aus der Abwassergabe finanziert werden, nur minimal gestiegen (KRÜGER 2013).

385. In den letzten Jahren kam es in Niedersachsen zu einer deutlichen Veränderung der Verteilung der Anbauflächen, was sich ebenfalls auf den Erfolg der oben genannten Maßnahmen zur Minderung der Nährstoff- bzw. Stickstoffeinträge auswirkte. So hat sich die Anbaufläche für Energiepflanzen 2004 bis 2011 mehr als versechsfacht (s. Tab. 6-6). Insbesondere der Maisanbau hat sehr deutlich zugenommen. Die Ausweitung der Flächen für den Energiepflanzenanbau ist tendenziell mit einer Zunahme der Nährstoffeinträge in die Böden und Wasserkörper verbunden (s. a. Tz. 235).

Tabelle 6-6

**Entwicklung der Anbaufläche für nachwachsende Rohstoffe
in Niedersachsen von 2004 bis 2011**

Energiepflanzen	Anbaufläche in Hektar							
	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Raps und sonst. Ölpflanzen für Biodiesel	33.000	43.500	65.000	65.000	50.000	45.000	45.000	45.000
Energiegetreide und Zuckerrüben für Bioethanol	7.000	8.500	16.500	16.000	16.000	15.000	15.000	15.000
Biogas Energiepflanzen davon.....	4.600	24.750	72.500	116.500	132.500	180.000	220.000	250.000
Mais	4.600	24.500	70.000	110.000	115.000	153.000	180.000	205.000
Zuckerrüben, Sonnenblumen, Getreide u.a.	-	-	2.000	5.000	15.000	17.000	20.000	25.000
Grasaufwuchs/ Grünland	-	250	500	1.500	2.500	10.000	20.000	20.000
Schnellwuchsplantagen u.a.	-	-	-	200	200	200	700	1.000
Summe Energiepflanzenfläche inkl. Grünland	44.600	76.750	154.000	197.700	198.700	240.200	280.700	311.000
Stoffliche Nutzung	-	33.000	30.000	30.000	30.000	30.000	30.000	20.000
Quelle: FNR 2012, verändert								

Beispiel Baden-Württemberg

386. Die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie gestaltet sich in Baden-Württemberg anders als in Niedersachsen. In Baden-Württemberg fußt die Bekämpfung der Grundwasserbelastung durch Nitrat insbesondere auf zwei Instrumenten, und zwar auf der Schutzgebiets-

und Ausgleichsverordnung in der geltenden Fassung vom 20. Februar 2001 (SchALVO) und dem Programm zum Marktentlastungs- und Kulturlandschaftsausgleich (MEKA). Beide Instrumente wurden schon früh ins Leben gerufen: Die SchALVO im Jahr 1988, das MEKA im Jahr 1992. Somit wurden im Rahmen dieser Programme bereits im Vorfeld der Bewirtschaftungspläne zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie Maßnahmen ergriffen (Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg 2012).

387. Die SchALVO „dient dem Schutz von Rohwässern der öffentlichen Wasserversorgung in Wasserschutzgebieten und in als Wasserschutzgebiete vorgesehenen Gebieten vor Beeinträchtigungen durch Stoffeinträge aus der Landbewirtschaftung“ (§ 1 SchALVO). So sollen unter anderem Nitratinträge gemindert und nitratbelastete Grundwasservorkommen schnellstmöglich saniert werden. Zu diesem Zweck wird die ordnungsgemäße Landbewirtschaftung in den Wasserschutzgebieten eingeschränkt (s. Tab. 6-7). Die durch die Beschränkung auftretenden wirtschaftlichen Nachteile für die Landwirte können, soweit sie über die Vorgaben der ordnungsgemäßen Landbewirtschaftung hinausgehen, durch Ausgleichsleistungen kompensiert werden (Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg 2014; s. a. Tz. 396).

Die Wasserschutzgebiete werden nach der Nitratbelastung des Grundwassers und deren Veränderung im Zeitverlauf in gering belastete Gebiete sowie Problem- und Sanierungsgebiete unterteilt. Ein Problemgebiet beginnt zum Beispiel ab einer Nitratbelastung oberhalb von 25 mg/l und einem Anstieg der Belastung im Fünfjahresmittel über 0,5 mg/l. Die Schutzbestimmungen orientieren sich an dieser Einstufung. So gelten in gering belasteten bzw. Normalgebieten, die in Tabelle 6-7 dargestellten Schutzbestimmungen. Dabei wird das Trinkwasserschutzgebiet wie im Wasserhaushaltsgesetz vorgesehen in Schutzzonen I, II, und III eingeteilt. In Schutzzone I bzw. dem Fassungsbereich ist nur eine Grünland-Mähnutzung erlaubt. In den Schutzzonen II und III ist dagegen eine intensivere Bewirtschaftung möglich. In Merkblättern werden die jeweiligen Schutzbestimmungen für unterschiedliche Nutzungen wie zum Beispiel den Anbau von Mais oder Raps weiter ausgeführt (Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg 2014).

In den Problem- und Sanierungsgebieten gelten noch strengere Schutzbestimmungen als die, die in Tabelle 6-7 genannt werden. Sie betreffen insbesondere auch die Düngung (mit Auflagen zur Vermeidung von Nitratauswaschungen), die Begrünung der Fläche (möglichst ganzjährig) und die Fruchtfolgen (§ 5 SchALVO).

Ausgleichszahlungen müssen von den Landwirten nach entsprechenden Vorgaben beantragt werden. Die Bewilligung dieser Anträge sowie die Festsetzung der jeweiligen Zahlungen sowie Ausnahmen stehen in der Verantwortung der unteren Landwirtschaftsbehörde (§ 14 SchALVO). Auch wirkt diese an der Überwachung der Einhaltung der Verpflichtungen aufgrund dieser Verordnung mit. Die Nichteinhaltung bzw. Verstöße gegen die Schutz-

bestimmungen gelten als Ordnungswidrigkeit und können zur Einstellung der Ausgleichszahlungen sowie Verhängung von Bußgeldern führen (§ 16 SchALVO).

Tabelle 6-7

Schutzbestimmungen in den Wasserschutzgebieten nach SchALVO

Zonen	Schutzbestimmung
I (Fassungsbereich)	<ul style="list-style-type: none"> – Nur Grünland-Mäh-Nutzung (unter Abfuhr des Mähgutes) und forstwirtschaftliche Nutzung zulässig – Einsatz von Dünger und Pflanzenschutzmittel verboten
II (engere Schutzzone)	<ul style="list-style-type: none"> – Verbot flüssiger Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft und Silagesickersaft sowie ähnliches – Verbot von Sekundärrohstoffdüngern, ausgenommen rein pflanzlicher Herkunft – Zusätzlich auf A-Böden (auswaschungsgefährdete Böden und Moor- und Anmoorböden) <ul style="list-style-type: none"> – nur Rottemist zulässig – Verbot von Tierpferchen – Weidennutzung nur bei angepasstem Tierbesatz ohne nachhaltige Narbenzerstörung und mit versetzten Viehtränken
II, III (engere und weitere Schutzzone)	<ul style="list-style-type: none"> – Kein Umbruch von Dauergrünland – Keine Anwendung von Terbutylazin oder Tolyfluanid – Einhaltung ordnungsgemäßer Landbewirtschaftung (Nitratauswaschung ist zu verhindern)
Quelle: § 4 SchALVO	

388. Der flächendeckende Schutz von Oberflächen- und Grundwasserkörpern wird über das Agrarumweltprogramm MEKA abgedeckt. Die dritte Förderperiode des MEKA-Programms (MEKA III) wurde Ende 2013 abgeschlossen. MEKA III verfolgt das Ziel, die Kulturlandschaft zu erhalten und bestehende extensive Landnutzungsformen zu fördern. Wie alle Agrarumweltmaßnahmen – und im Unterschied zur SchALVO – basiert dieses auf dem Prinzip der Freiwilligkeit. Die Dauer der eingegangenen Verpflichtungen beläuft sich auf fünf Jahre. Die Finanzierung erfolgt über Mittel der EU, des Bundes und des Landes Baden-Württemberg (Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg 2012a).

Die Maßnahmenbereiche, die im Rahmen von MEKA gefördert werden, umfassen

- umweltbewusstes Betriebsmanagement,
- Erhaltung der Kulturlandschaft,
- Sicherung landschaftspflegender Nutzungen (z. B. Streuobstwiesen) und besonders gefährdeter Nutzungen (z. B. Erhaltung gefährdeter Nutztierassen),
- Verzicht auf chemisch-synthetische Produktionsmittel,
- extensive und umweltschonende Pflanzenerzeugung,
- Anwendung biologischer/biotechnischer Maßnahmen im Pflanzenschutz und
- Erhaltung besonders geschützter Lebensräume.

Zu den Einzelmaßnahmen gehört zum Beispiel die umweltfreundlichere Ausbringung von flüssigen Wirtschaftsdüngern. Damit ist gemeint, dass ausschließlich emissionsarme und verteilgenaue Techniken wie Schleppschlauch und Gülleinjektor eingesetzt werden müssen, mindestens einmal jährlich eine Laboranalyse des Wirtschaftsdüngers auf seinen Stickstoffgehalt erfolgt und ausschließlich Dünger von eigenen Tieren verwendet wird. Ein anderes Beispiel betrifft die extensive Grünlandbewirtschaftung mit Vorgaben zum maximalen Viehbesatz, zur Weidepflege, zur Nutzungszeit und zu den Gülleaufzeichnungspflichten sowie dem Verbot des Grünlandumbruchs (Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg 2012b). Im Jahr 2011 wurden 363.000 ha bzw. 65 % des gesamten Dauergrünlands des Landes Baden-Württemberg durch MEKA gefördert (Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg 2012a). Dies betrifft zum Beispiel auch die Erhaltung bzw. die extensive Bewirtschaftung von besonders geschützten Biotopen der FFH-Richtlinie.

Je nach Effektivität der Maßnahmen werden diese entsprechend einer Punktezuordnung vergütet. So erhalten zum Beispiel Landwirte bei Einführung oder Beibehaltung der ökologischen Landwirtschaft eine deutlich höhere Vergütung als bei Maßnahmen im Betriebsmanagement (Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg 2012b).

389. Als Ergänzung bzw. Bestandteil der Programme SchALVO und MEKA III bzw. zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie wird in Baden-Württemberg von den Landwirtschaftsämtern eine Gewässerschutzberatung angeboten. Dafür wurden die zuerst zur Umsetzung von der SchALVO eingerichteten Beratungsangebote auf Problem- und Sanierungsgebiete ausgedehnt. Die Beratung im Zusammenhang mit den MEKA III-Maßnahmen erfolgt primär über die Landwirtschaftsämter. Die Teilnahme an diesem Beratungsangebot ist freiwillig.

390. Die Ergebnisse der beiden Programme SchALVO und MEKA werden von den verantwortlichen Ministerien durchweg positiv bewertet. Nach Aussage des Ministeriums für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft des Landes Baden-Württemberg wurden die Nitrat-Richtlinie bzw. die Düngeverordnung und das landwirtschaftliche Fachrecht bis zum Jahr 2012 vollständig umgesetzt (Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg 2012). Die Akzeptanz, an dem MEKA-Programm teilzunehmen, ist sehr hoch. So haben im Jahr 2011 etwa 70 % der Direktzahlungsempfänger in Baden-Württemberg mit rund 70 % ihrer Flächen an dem Programm MEKA III teilgenommen (Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg 2012b; IfLS et al. 2014). Allerdings hat die geförderte Fläche im Jahr 2013 im Vergleich zum Vorjahr um etwa 17 % abgenommen. Begrüßt wird der kontinuierliche Zuwachs an ökologisch bewirtschafteten Flächen in Baden-Württemberg, die im Jahr 2011 8 % der landwirtschaftlich genutzten Flächen insgesamt ausmachten (Statistisches Landesamt Baden-Württemberg 2012). Das

Ziel der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie liegt bei 20 % (Bundesregierung 2012). Im Zeitraum von 1994 bis 2012 hat der mittlere Nitratgehalt des Grundwassers (gemessen im Herbst) in Baden-Württemberg um etwa 21 % abgenommen (Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg 2012a). Allerdings wird immer noch an jeder zehnten Landesmessstelle der Grenzwert von 50 mg/l Nitrat überschritten (LUBW 2013).

Es gibt auch kritische Anmerkungen zum Erfolg der beiden Programme. Nach STOCK (2011) stehen MEKA-Maßnahmen in Konkurrenz zum Biomasseanbau und zur Aufforstung. Dies erklärt unter anderem, warum in Grünlandregionen im Gegensatz zu intensiv genutzten Regionen die Beteiligung am MEKA-Programm groß ist. Außerdem wird der finanzielle Aufwand von MEKA III und SchALVO mit jährlich etwa 97 Mio. Euro (für die Förderperiode bis 2013) als hoch eingeschätzt, wobei das Agrarumweltprogramm MEKA III im Vergleich zu ähnlichen Programmen anderer Bundesländer als besonders umfangreich auffällt (FOHRMANN und LIESENFELD 2012). Des Weiteren konnten die diffusen Nährstoffbelastungen der Oberflächengewässer in Baden-Württemberg kaum gemindert werden. Eine hierfür wichtige Maßnahme ist die Ausweisung ausreichend breiter bzw. ökologisch wirksamer Gewässerrandstreifen. Offensichtlich sind die ordnungsrechtlichen Vorgaben zur Breite der Gewässerrandstreifen nicht ausreichend. Bei der Ausweisung von Gewässerrandstreifen scheint es Schwierigkeiten zu geben, die mit einem Mangel an Ausgleichsflächen bzw. Flächenkonkurrenzen begründet werden (Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg 2012).

Eine Kritik an der Wasserschutzberatung in Baden-Württemberg kommt von HENNIES (2005). Der Autor zeigt in seiner Analyse aus dem Jahr 2005 neben Vorteilen auch Nachteile der zentralen, flächendeckenden Officialberatung auf, so zum Beispiel die geringe Zeit für Beratung aufgrund gleichzeitig anfallender Kontroll- und Verwaltungsaufgaben, wie auch der Konflikt zwischen Kontrolle und Beratung (ebd.).

Derzeit ist vorgesehen, das MEKA-Programm neu zu gestalten. So soll es in Förderprogramm für Agrarumwelt, Klimaschutz und Tierwohl (FAKT) umbenannt und noch stärker auf den Umwelt- und Naturschutz sowie das Tierwohl ausgerichtet werden („Neues Förderprogramm für Agrarumwelt, Klimaschutz und Tierwohl“, Pressemitteilung des Ministeriums für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg vom 23. Mai 2014). Der Klima- und Ressourcenschutz als wichtige Herausforderungen werden ausdrücklich gewürdigt, nicht aber der Gewässerschutz. Für die Förderperiode 2014 bis 2020 ist ein Finanzvolumen von etwa 630 Mio. Euro geplant. Im Rahmen des Projektes „Beratung 2020“ wird derzeit auch die landwirtschaftliche Beratung in Baden-Württemberg überarbeitet. Allerdings findet sich in dem aktuellen Entwurf (Stand Mai 2014) kein Vorschlag für eine Neufassung der Gewässerschutzberatung (LEL 2014).

6.3.1.2.5 Maßnahmen auf kommunaler Ebene

391. Im Verantwortungsbereich der Kommunen sind ebenfalls Maßnahmen notwendig, um die Stickstoffeinträge zu mindern, damit das Ziel eines guten Zustands der Gewässer erreicht werden kann. Dabei steht die Abwasserreinigung im Vordergrund. Bei der kommunalen Abwasserentsorgung wurden in der Vergangenheit bereits deutliche Erfolge insbesondere hinsichtlich des Anschlusses der Haushalte an Kläranlagen und des Ausbaus der Anlagen und Reinigungsstufen gemacht (z. B. durch den Bau einer nachgeschalteten Denitrifikation). In den kommunalen Kläranlagen in Deutschland werden immerhin 81 % des Stickstoffs eliminiert (JEKEL et al. 2014). Der Anschlussgrad privater Haushalte an die öffentliche Kanalisation in Deutschland ist im europäischen Vergleich mit 96,6 % im Jahr 2010 hoch (Statistisches Bundesamt 2013b). In den neuen Bundesländern ist er mit 90,4 % etwas niedriger. Allerdings ist der Anschlussgrad nicht damit gleichzusetzen, dass das erfasste Wasser vollständig einer Abwasserbehandlung bzw. Denitrifikation zugeführt wird. So wurde in Thüringen im Jahr 2010 das Abwasser von etwa 20,1 % der Einwohner, die an die öffentliche Kanalisation angeschlossen waren, direkt ohne vorherige Behandlung eingeleitet. Die Bundesländer sind, wie das Beispiel Thüringen zeigt, bemüht, die Abwasserbehandlung weiter zu optimieren (Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz 2013). Auch bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie sind Maßnahmen in diesem Bereich vorgesehen. Diese reichen vom Kläranlagenausbau und -neubau über Umrüstung bestehender Anlagen bis hin zur Optimierung des Betriebs der Anlagen oder auch zum Anschluss bisher nicht angeschlossener Gebiete an bestehende Kläranlagen (LAWA 2013).

392. Ein besonderes Problem stellt weiterhin die Ableitung des Niederschlagswassers dar, über die Schad- aber auch Nährstoffe auf verschiedenen Wegen in die Oberflächengewässer gelangen können. Bei Trennsystemen, das heißt Kanälen, in denen Niederschlags- und Schmutzwasser getrennt abgeleitet werden, kann auch mit Stickstoffverbindungen belastetes Niederschlagswasser ohne Vorbehandlung in Oberflächengewässer gelangen. Ältere Regenbecken im Mischsystem entsprechen häufig nicht mehr dem Stand der Technik. Die Folge davon ist, dass bei starken Regenereignissen Regenwasser gemischt mit Abwasser in die Flüsse gelangt und zur Nährstoffbelastung beiträgt. Hinzu kommt in Mischsystemen, dass manche Kläranlagen bei starken Regenereignissen überlastet sind. Aufgrund der großen Verdünnung des Schmutzwassers bzw. des größeren Durchflusses wird die Reinigungsleistung der Anlage herabgesetzt, sodass erhöhte Nährstofffrachten über den Ablauf in die Gewässer gelangen. Somit besteht Bedarf, die Niederschlagswasserbehandlung im urbanen Raum weiter zu optimieren. In mehr als der Hälfte der Planungseinheiten der Oberflächengewässer sind Maßnahmen zur Optimierung der Misch- und Niederschlagsentwässerung vorgesehen. Eine Möglichkeit ist eine bessere Sammlung des Regenwassers. Eine Reduktion des erfassten Regenwassers lässt sich durch Unterstützung der natürlichen Versickerung und Verdunstung zum Beispiel durch den Bau von

Regenrückhaltebecken oder Retentionsbodenfiltern erreichen. Dem steht die weiterhin hohe jährliche Umnutzung von land- und forstwirtschaftlichen Flächen zu Siedlungs- und Verkehrsflächen – das Vierjahresmittel der Jahre 2009 bis 2012 lag bei circa 74 ha pro Tag – beziehungsweise die zunehmende Versiegelung entgegen. Dies trägt zu einer Zunahme der Einleitung von Niederschlagswasser bei (BMU 2010; 2013a; UBA 2014a; Statistisches Bundesamt 2013a).

6.3.1.2.6 Hemmnisse bei der Umsetzung und erste Bewertungen

393. Die Landwirtschaft ist der Hauptemittent für Stickstoffeinträge ins Grundwasser und in die Oberflächengewässer und steht somit bei den Maßnahmen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie im Vordergrund. Der Fokus der grundlegenden Maßnahmen liegt auf der Umsetzung der Düngeverordnung. Bei den ergänzenden Maßnahmen handelt es sich in erster Linie um Agrarumweltmaßnahmen und landwirtschaftliche Beratung. Weitergehende ordnungsrechtliche und ökonomische Instrumente sind kaum vorgesehen.

Auf der Basis der Daten, die von den Bundesländern zum Umsetzungsstand der Wasserrahmenrichtlinie an die Kommission berichtet werden, ist noch nicht ableitbar, ob die geplanten Maßnahmen ausreichen werden, um die Stickstoffziele der Wasserrahmenrichtlinie zu erreichen. Alleine der Umsetzungsstand der Maßnahmen bzw. der hohe Anteil noch nicht umgesetzter Maßnahmen sowie erste Einschätzungen aus den Bundesländern weisen aber darauf hin, dass eine Zielerreichung in naher Zukunft bzw. mindestens im ersten und im zweiten Bewirtschaftungszyklus der Wasserrahmenrichtlinie (Tz. 360) nicht gelingen wird (s. a. LLUR SH 2014). Es gibt sogar erhebliche Zweifel, dass dies bis zum Jahr 2027 möglich ist (Europäischer Rechnungshof 2014; s. a. Kritik der Europäischen Kommission an deutscher Umsetzung: Europäische Kommission 2012a).

Auch der SRU hat erhebliche Bedenken, dass mit der Umsetzung bestehender Vorgaben für die Landwirtschaft und freiwilligen Maßnahmen eine vollständige Erreichung der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie gelingen wird. Außerdem wird bei den Maßnahmen, die die Landwirtschaft adressieren, dem Verursacherprinzip, wie es in der Richtlinie vorgesehen ist, nicht hinreichend Rechnung getragen.

Die Beispiele aus den Bundesländern zeigen, dass in Trinkwasserschutzgebieten ein kooperativer Ansatz durchaus Wirkung zeigen kann. Wobei Baden-Württemberg im Unterschied zu Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen auf ordnungsrechtliche Vorgaben setzt, deren Einhaltung zum Teil über Ausgleichszahlungen kompensiert wird. Dagegen stoßen außerhalb von Wasserschutzgebieten Agrarumweltmaßnahmen und landwirtschaftliche Beratung auf geringe Akzeptanz bei den Landwirten und somit ein rein auf Freiwilligkeit beruhender Ansatz an seine Grenzen. Agrarumweltmaßnahmen sind offensichtlich gerade für Intensivbetriebe wenig attraktiv. Auch ist die Frage nach der Effizienz und Wirkung der angebotenen Agrarumweltmaßnahmen und der Wasserschutzberatung nicht ausreichend geklärt bzw.

wird nicht zufriedenstellend evaluiert. Trotz der essenziellen Bedeutung des Vollzugs für die Zielerreichung der ergriffenen Maßnahmen mangelt es weitgehend an belastbaren und differenzierten empirischen Analysen und Fallstudien zu den Erfolgsbedingungen und Hemmnissen des Vollzugs. Der SRU empfiehlt dringend weitergehende Untersuchungen zu den genannten Fragestellungen. Ergebnisse aus entsprechenden Studien sind für eine Weiterentwicklung der Programme zur Minderung der Stickstoffbelastung in den Gewässern dringend erforderlich.

Die steigende Konzentration der Tierhaltung in manchen Regionen (Tz. 223) und die zum Teil sehr deutliche Zunahme des Biomasseanbaus (Tz. 234) zur Energiegewinnung führen zu einem vermehrten Eintrag von Stickstoff in die Gewässer und stehen somit der Umsetzung der Stickstoffziele der Wasserrahmenrichtlinie entgegen. Beide Entwicklungen sind mit verantwortlich dafür, dass es in einigen Regionen trotz intensiver Bemühungen zur Belastungsminderung sogar zu einer Verschlechterung der Grundwasserqualität kommt. Gleichzeitig steigen die Kosten für Agrarumweltmaßnahmen. Die Förderung des Anbaus von Biomasse zur Energiegewinnung konterkariert die Bemühungen zur Minderung der Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft und damit die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie.

6.3.2 Wasserrechtliche Instrumente zur Minderung der Stickstoffeinträge in die Binnengewässer und ins Grundwasser

394. Wie dargestellt besteht zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie die Möglichkeit, auf bestehende ordnungsrechtliche Vorschriften zurückzugreifen. So können Gewässerrandstreifen, die Ausweisung von Wasserschutzgebieten und ein wasserrechtliches Zulassungsverfahren zur Düngung zur Minderung der Stoffeinträge in die Oberflächengewässer beitragen. Aktivitäten zum Hochwasserschutz weisen zum Teil enge Synergien mit Minderungsmaßnahmen der Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer auf.

Gewässerrandstreifen

395. Nach § 38 Absatz 1 WHG dienen Gewässerrandstreifen unter anderem der Erhaltung und Verbesserung der ökologischen Funktionen oberirdischer Gewässer und der Verminderung von Stoffeinträgen aus diffusen Quellen. Die Breite von Gewässerrandstreifen im Außenbereich ist im Wasserhaushaltsgesetz mit 5 m festgelegt, in diesen ist der Umgang mit wassergefährdenden Stoffen untersagt. Allerdings nimmt § 38 Absatz 4 WHG die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln und Düngemitteln von diesem Verbot aus. Für diese Tätigkeiten regelt die Düngeverordnung spezialgesetzlich in § 3 Absatz 6, dass ein Abstand von 3 m einzuhalten ist. Allerdings ist nicht nachvollziehbar, warum die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln und Düngemitteln weitergehend zulässig ist als andere Tätigkeiten, weil sowohl Dünger als auch Pflanzenschutzmittel die Funktionen der Oberflächengewässer erheblich beeinträchtigen können. Entsprechend haben einige Länder strengere Vorgaben

festgelegt. Beispielsweise wurden in Bremen die Gewässerrandstreifen im Außenbereich auf 10 m Breite festgelegt und eine Düngung in diesem an natürlichen Gewässern verboten (§ 21 Bremisches Wassergesetz).

Der SRU ist der Auffassung, dass die Breite der Gewässerrandstreifen in Übereinstimmung mit der Empfehlung der LAWA aus dem Jahr 2002 (LAWA und LABO 2002) auf 10 m erweitert werden und die Verwendung von Dünger in Gewässerrandstreifen generell verboten werden sollte.

Dabei ist noch zu beachten, dass die Länder nach § 2 Absatz 2 WHG kleine Gewässer von wasserwirtschaftlich untergeordneter Bedeutung einschließlich Be- und Entwässerungsgräben von dem Anwendungsbereich des Gesetzes ausnehmen können (MÖCKEL 2014). Somit gelten für diese keine Abstandsregeln. Nach MÖCKEL (ebd.) haben alle Bundesländer außer Rheinland-Pfalz Be- und Entwässerungsgräben ausgenommen. Dies ist auch deshalb besonders problematisch, da die Entwässerungsgräben in der Regel in andere Oberflächengewässer entwässern und somit die Nährstoffe weitertransportiert werden. Aus diesem Grunde und angesichts der Tatsache, dass eine Gewässerrandstreifenausweisung an solchen kleinen Gewässern schwierig sein könnte, empfiehlt der SRU den Bundesländern, wenigstens über das Ergreifen anderer Maßnahmen zur Minderung der Stickstoffeinträge beizutragen.

Ausweisung von Wasserschutzgebieten

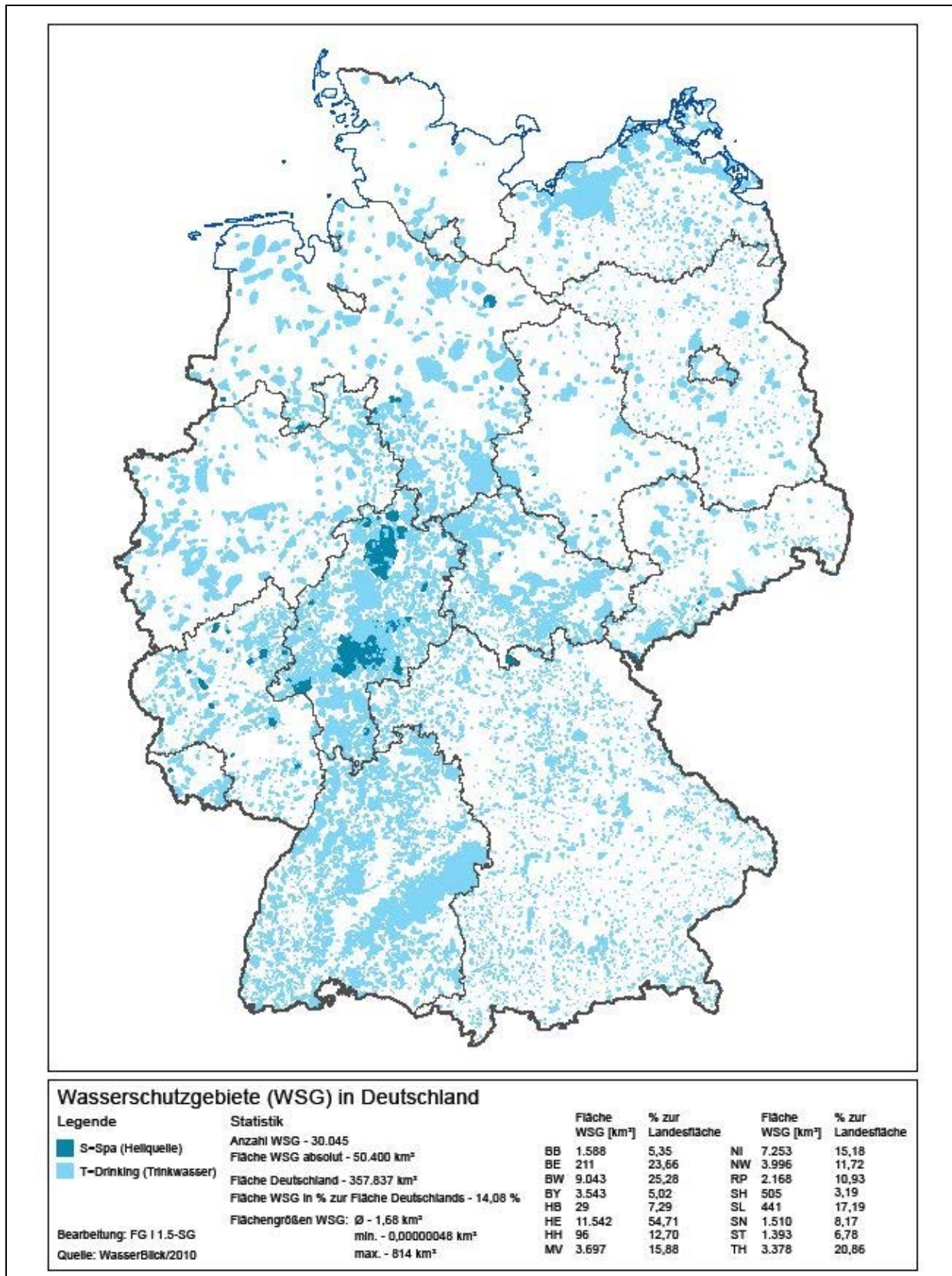
396. Wasserschutzgebiete sind ein wichtiges Instrument zum Grundwasserschutz. In Deutschland waren im Jahr 2013 30.045 Wasserschutzgebiete, was etwa 14,1 % der Landesfläche ausmacht, ausgewiesen (JEKEL et al. 2014; s. Abb. 6-11). Landesregierungen oder andere ermächtigte Landesbehörden können zum Schutz des Allgemeinwohls Wasserschutzgebiete ausweisen (§ 51 WHG). Die hierfür festgelegten Gründe sind

- Gewässer für die derzeitige oder zukünftige Wasserversorgung vor nachteiligen Einwirkungen zu schützen,
- das Grundwasser anzureichern oder
- schädliches Abfließen von Niederschlagswasser sowie das Abschwemmen und den Eintrag von Bodenbestandteilen, Dünge- oder Pflanzenschutzmitteln in Gewässer zu vermeiden.

In Wasserschutzgebieten können bestimmte Aktivitäten verboten oder beschränkt und die Eigentümer von Grundstücken verpflichtet werden, bestimmte Handlungen vorzunehmen bzw. Maßnahmen zuzulassen (§ 52 Abs. 1). Beispielsweise kann in Wasserschutzgebieten auf landwirtschaftlichen Flächen der Umbruch von Dauergrünland oder der Einsatz von Düngemitteln untersagt werden (MÖCKEL 2014; CZYCHOWSKI und REINHARDT 2010).

Abbildung 6-11

Wasserschutzgebiete in Deutschland



Quelle: JEKEL et al. 2014

Trinkwasserschutzgebiete werden in Zonen mit unterschiedlichen Schutzbestimmungen unterteilt (Tab. 6-8). Je nachdem, welche Schutzzone für das Gebiet festgesetzt wurde, sind dort unterschiedliche Beschränkungen möglich. In Schutzzone I sind sämtliche Aktivitäten und somit auch die landwirtschaftliche Nutzung als gefährlich und in der Regel nicht tragbar bzw. zu prüfen eingeschätzt. Dies betrifft in Schutzzone II nur bestimmte Aktivitäten, wie zum Beispiel die Düngung mit Wirtschaftsdüngern und Sekundärrohstoffen, aber auch den Betrieb von Fischteichen und Abwasserreinigungsanlagen. In Schutzzone III gehören zu den Aktivitäten, die eingeschränkt werden können, Viehtränken an oberirdischen Gewässern und Massentierhaltungen (Tab. 6-8).

Tabelle 6-8

Ausdehnungen von Trinkwasserschutzgebietszonen und dort festgelegte Beschränkungen

Wasserschutzgebiete			
Zonen	I	II	III
Ausdehnung	Unmittelbare Umgebung der Fassungsanlage (Brunnen)	Engere Schutzzone. Beim Grundwasserschutz ist die Grenze die 50-Tage-Linie (von dieser Linie benötigt das Grundwasser 50 Tage bis zum Erreichen der Fassungsanlage). Bei Talsperren liegt die Grenze entlang der oberirdischen Zuflüsse (ev. in Teilzone A und B unterteilt).	Weitere Schutzzone. Umfasst nach Möglichkeit das gesamte Wassereinzugsgebiet (ev. in Teilzone A und B unterteilt).
Ziel	Schutz der Fassungsanlage	Schutz vor Verunreinigungen durch pathogene Mikroorganismen sowie sonstige Beeinträchtigungen	Schutz vor weitreichenden Beeinträchtigungen, besonders durch nicht oder nur schwer abbaubare chemische oder radioaktive Verunreinigungen u sonstigen Beeinträchtigungen sowie vor Eutrophierung
Beispiele für (sehr) gefährliche und in der Regel nicht tragbare bzw. zu prüfende Handlungen	Sämtliche Nutzungen mit Ausnahme solcher, die der Aufrechthaltung der Gewinnung dienen.	Düngung mit Wirtschaftsdüngern und Sekundärrohstoffen; Umbruch von Dauergrünland; offene Lagerung und unsachgemäße Anwendung von Mineraldünger; Betrieb von Lagern für Jauche, Gülle und Silagesickersaft; Betrieb von Fischteichen; Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen	Viehtränken an oberirdischen Gewässern, Viehtrieb durch das Gewässer, Viehansammlungen, Pferchhaltung, Massentierhaltungen; Einleiten von Abwasser; Betrieb von Fischzuchtbetrieben und Fischteichen mit Fütterung
SRU/SG 2015/Tab. 6-8; Datenquelle: WHG; DVGW-Arbeitsblatt W 101: Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete, I. Teil: Schutzgebiete für Grundwasser; DVGW-Arbeitsblatt W 102: Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete, II. Teil: Schutzgebiete für Talsperren			

Wasserschutzgebiete dienen primär dem Trinkwasser- und Heilwasserschutz sowie der Erhaltung von Grundwasser als zukünftige Trinkwasserressource. Allerdings ist es auch

möglich, Wasserschutzgebiete alleine auszuweisen, um die Wasserkörper vor Belastungen durch die Landwirtschaft zu schützen. Bisher scheint aber die letztgenannte Möglichkeit in der Praxis kaum zum Tragen zu kommen (CZYCHOWSKI und REINHARDT 2010). Dabei könnten über diesen Weg besondere gebietspezifische Anforderungen an die Landwirtschaft gestellt und somit auch zur Umsetzung der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie beitragen. Der SRU empfiehlt den Ländern, dieses Instrument neben dem Schutz von derzeitigen und zukünftigen Trinkwasserressourcen auch zur Belastungsminderung in Hotspot-Regionen und zum Schutz von Gewässern, die besonders sensibel gegenüber Stickstoffeinträge sind, verstärkt einzusetzen.

Allerdings ist für den Fall, dass eine Anordnung erhöhte Anforderungen festlegt, die die ordnungsgemäße land- oder forstwirtschaftliche Nutzung eines Grundstücks einschränken, nach § 52 Absatz 5 WHG für die dadurch verursachten wirtschaftlichen Nachteile ein angemessener Ausgleich zu leisten (MÖCKEL et al. 2014; LASKOWSKI und ZIEHM 2014; REINHARDT 2012). Dies entspricht nicht dem Verursacherprinzip und erschwert die Ausweisung von Wasserschutzgebieten, da hiermit Kompensationskosten verbunden sind. MÖCKEL (2014) schlägt aus diesem Grund die Aufhebung der Bestimmung vor. Der SRU empfiehlt der Bundesregierung angesichts der besonderen Herausforderung, die Gewässer vor Stickstoffeinträgen durch die Landwirtschaft zu schützen und die Schwierigkeiten, die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie zu erreichen, diesen Vorschlag eingehend zu prüfen.

Wasserrechtliches Zulassungsverfahren für die Düngung

397. Trotz der in Abschnitt 3.4.2 beschriebenen Auswirkungen der Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer und ins Grundwasser stellt die Düngung bzw. der Ackerbau keine Benutzung im wasserhaushaltsgesetzlichen Sinne dar (REINHARDT 2012). Dabei ist die Düngerausbringung durchaus als eine Maßnahme einzustufen, die nach § 9 Absatz 2 Nummer 2 WHG dazu geeignet ist, dauernd oder in einem nicht nur unerheblichen Ausmaß nachteilige Veränderungen der Wasserbeschaffenheit herbeizuführen. Trotzdem wird die intensive Aufbringung von Dünger nicht der vorherigen wasserbehördlichen Zulassungskontrolle unterworfen. Die Diskussion um die Einordnung der Düngung als genehmigungspflichtige Gewässerbenutzung ist nicht neu (z. B. LINDEN 1993; EKARDT et al. 2008; EKARDT und WEYLAND 2014). REINHARDT (2012) hält die bisherige Praxis, die Düngung hiervon auszunehmen, wenigstens für den Energiepflanzenanbau für erklärungsbedürftig. Für die Privilegierung der landwirtschaftlichen Aktivität, die beim Anbau von Pflanzen zur Nahrungsgewinnung berechtigt sein kann, fehlt seiner Auffassung zufolge die Begründung, wenn es den Pflanzenanbau zur Energiegewinnung betrifft. Aus seiner Sicht ist eine Ungleichbehandlung gegenüber anderen Aktivitäten nicht zu rechtfertigen, wie zum Beispiel die unkonventionelle Gasförderung mittels Fracking, die nach § 9 Absatz 2 Nummer 2 WHG eine unechte Benutzung darstellt (ebd.).

Nach Ansicht des SRU sollte die bisherige Praxis, Düngung generell vom wasserrechtlichen Zulassungsverfahren auszunehmen, auf den Prüfstand gestellt werden. Ein erster Schritt könnte sein, beim Anbau von bestimmten Kulturen wie zum Beispiel Mais über eine Erlaubnispflicht Auflagen zum Düngemanagement zu machen.

Hochwasserschutz

398. Mit der Hochwasserrisikomanagementrichtlinie 2007/60/EG (HWRM-Richtlinie) werden die Mitgliedstaaten verpflichtet, ihre Hochwasserrisiken zu bewerten und Managementpläne zu erstellen. Bis zum Dezember 2013 mussten sie hierfür Hochwassergefahrenkarten und Hochwasserrisikokarten nach Flussgebietseinheiten erstellen (Art. 6 HWRM-Richtlinie). Bis Dezember 2015 sind nunmehr Hochwasserrisikomanagementpläne zu erarbeiten, die abgeleitete Ziele enthalten (Art. 7 HWRM-Richtlinie). Soweit die Flussgebietseinheiten grenzübergreifend sind, soll dies möglichst in Kooperation untereinander erfolgen. In der HWRM-Richtlinie werden die Mitgliedstaaten aufgefordert, deren Umsetzung mit den Maßnahmen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie zu koordinieren (Art. 9 HWRM-Richtlinie; BMUB 2009). Die Umsetzung der Richtlinie in deutsches Recht und die vorläufigen Bewertungen der Hochwasserrisiken sind bereits abgeschlossen.

Maßnahmen zur Minderung der Stickstoffbelastung bzw. Maßnahmen, die für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie vorgesehen sind, tragen auch zum Hochwasserschutz bei und umgekehrt. Somit bestehen hier zum Teil enge Synergien (s. a. REESE et al. 2010). Dies trifft insbesondere für Maßnahmen zum dezentralen Hochwasserrückhalt und zur Anpassung an veränderte Abflussbedingungen zu. Dazu gehört zum Beispiel die Erhaltung und Entwicklung von Auwäldern sowie eine an Standorte angepasste Grünlandnutzung der Auen (LINNENWEBER 2013). Mit einer Anbindung von Auen an die Fließgewässer nimmt die Stickstoffretention in den flussnahen Bodenschichten zu. Veränderungen der Strömungsverhältnisse und der Geschiebedynamik erhöhen zudem die Selbstreinigungskraft der Gewässer. Außerdem weisen fließgewässerbegleitende Feuchtgebiete ein erhebliches Potenzial für den Nährstoffrückhalt auf, da sie zum einen Nährstoffe aus dem Grundwasser und dem Oberflächenabfluss aufnehmen und biogeochemisch sowie durch Sedimentation dauerhaft binden und somit als Senken fungieren. Des Weiteren können bei Überflutungen Nährstoffe in die Auen verlagert werden (KORN et al. 2005).

Es gibt bereits eine Fülle von Beispielen für morphologische Maßnahmen, die für den Hochwasserschutz ergriffen wurden. Eines dieser Beispiele ist die Deichrückverlegung an der Elbe bei Lenzen, mit der gleichzeitig eine 420 ha große Überflutungsauwe geschaffen wurde. Dieser neu geschaffene Retentionsraum führt bei extremem Hochwasser in diesem Bereich zu einer Absenkung des Wasserspiegels um bis zu 40 cm (ALEXY und FAULHABER 2011).

In nicht wenigen Fällen erfolgte bereits eine enge Kooperation zwischen den verantwortlichen Akteuren für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie und denen zur Umsetzung

der HWRM-Richtlinie. Die Akzeptanz der Maßnahmen und der Austausch von Informationen spielen in beiden Fällen eine wichtige Rolle. Der SRU sieht durchaus Chancen in der Nutzung bestehender Synergien zwischen den Aktivitäten zum Hochwasserschutz und dem Ergreifen von Maßnahmen zur Minderung der Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer, beispielsweise um Kompetenzen zu bündeln und Kosten zu mindern. Aus diesem Grund empfiehlt der SRU den Ländern, die bestehenden Synergien, wie zum Teil in der Praxis schon geschehen, zu nutzen.

Zwischenfazit

399. Um die Gewässer und das Grundwasser vor den Stickstoffeinträgen zu schützen, können verschiedene wasserrechtliche Instrumente zum Tragen kommen. Dazu gehören insbesondere Gewässerrandstreifen, Wasserschutzgebiete und ein zu schaffendes wasserrechtliche Zulassungsverfahren für die Düngung. Bisher werden diese Instrumente aus Sicht des SRU von den Ländern noch zu wenig – wenn überhaupt – genutzt. Auch sind die Vorgaben hierzu auf Bundesebene unzureichend bzw. zum Teil ungenau. Insbesondere für den regionalen Schutz besonders empfindlicher aquatischer Ökosysteme und zur Belastungsminderung in Hotspot-Gebieten bieten diese aber ein hohes Potenzial (s. a. Tz. 476 ff.). Deshalb empfiehlt der SRU der Bundesregierung, die Unsicherheiten und Hürden beim Umgang mit diesen Instrumenten zu beseitigen, und den Ländern, bei ihren Schutzstrategien verstärkt auf wasserrechtliche Instrumente zuzugreifen.

6.3.3 Die Vorgaben der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie

400. Die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie steht im Zentrum der Bemühungen zum Schutz der europäischen Meere vor den Eingriffen durch den Menschen, zu denen auch die weiterhin zu hohen Stickstoffeinträge gehören (s. Tz. 113 f.). Sie setzt die Zielvorgaben und den zeitlichen Rahmen für die Umsetzung von regionalen und nationalen Meeresschutzstrategien.

Dabei knüpft die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie an die Wasserrahmenrichtlinie an. Beide Richtlinien verfolgen einen umfassenden und schutzzielbezogenen Ansatz, weisen aber auch einige Divergenzen auf. So werden beispielsweise die Ziele in der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie weniger stringent ausformuliert als in der Wasserrahmenrichtlinie (ausführlich in SRU 2012, Tz. 494 ff.) Die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie ist im Jahr 2008 und somit später als die Wasserrahmenrichtlinie in Kraft getreten. Das Ziel der Richtlinie ist es, in den europäischen Meeressgewässern einen guten Umweltzustand bis zum Jahr 2020 zu erreichen oder aufrecht zu erhalten. Hierfür werden die Mitgliedstaaten verpflichtet, umfassende Strategien beziehungsweise Maßnahmenprogramme zum Schutz ihrer Meeresgebiete zu erstellen (ausführlich in SRU 2012). In der Richtlinie wurden elf Deskriptoren zur Beschreibung des guten Umweltzustands festgelegt, an denen sich die Umsetzung orientieren soll (Anhang I MSRL; SRU 2012, Tz. 467).

401. Für den Nährstoffeintrag in die Meere ist insbesondere der Deskriptor 5 von Bedeutung. Dieser beschreibt den guten Umweltzustand in der Form, dass die vom Menschen verursachte Eutrophierung auf ein Minimum reduziert ist. Das betrifft insbesondere die negativen Auswirkungen wie Verlust der biologischen Diversität, Verschlechterung des Zustands der Ökosysteme, schädliche Algenblüten sowie Sauerstoffmangel in den Wasserschichten nahe dem Meeresgrund (Anhang I MSRL). Andere relevante Deskriptoren sind die für biologische Vielfalt (Deskriptor 1), Nahrungsnetze (Deskriptor 4) und Integrität des Meeresbodens (Deskriptor 6) (Anhang I MSRL).

Im Rahmen der Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie wurden bereits folgende operative Umweltziele hinsichtlich der Eutrophierung (Deskriptor 5) für die deutschen Gebiete von Nord- und Ostsee ausformuliert:

- Die Nährstoffeinträge über die Flüsse sind weiter zu reduzieren. Dabei wird auf die Reduzierungsvorgaben der Maßnahmenprogramme der Bewirtschaftungspläne der Wasserrahmenrichtlinie verwiesen. Indikatoren für die Überwachung dieses Ziels sind die Nährstoffkonzentrationen am Übergabepunkt limnisch-marin der in die Nord- und Ostsee mündenden Flüsse.
- Ebenfalls ist es erforderlich, die Nährstoffeinträge aus anderen Meeresgebieten zu reduzieren. Darauf soll im Rahmen der Zusammenarbeit von OSPAR und HELCOM hingewirkt werden (s. a. Tz. 403 ff.). Indikatoren hierfür sind der Transport und die Verteilung von Phosphor und Stickstoff.
- Schließlich sind die Nährstoffeinträge aus der Atmosphäre weiter zu reduzieren. Indikatoren hierfür sind die Emissionswerte und die Deposition von Stickstoffverbindungen auf die Meeresoberfläche (Bund/Länder-Messprogramm Meeresumwelt 2012b; 2012a).

402. Es ist zu erwarten, dass im Rahmen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie bereits das Problem der Stickstoffeinträge über die Flüsse in die Meere adressiert wird. Für den Schutz der Küstengewässer wurden im Rahmen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie bereits Ziele abgeleitet. Trotzdem bleibt zu prüfen, ob die dort festgelegten Maßnahmen ausreichen, um auch die Ziele der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie zu erreichen. Eine Abstimmung zwischen den Arbeiten zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie und der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie bleibt eine wichtige Herausforderung. Dass im Rahmen der Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie zusätzlich Maßnahmenpläne zur Minderung der landwirtschaftlichen Stickstoffeinträge aus der Fläche aufgestellt werden, ist mehr als unwahrscheinlich. Zum einen aufgrund des Aufwands, der mit der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie bereits betrieben wird, um dieses Problem anzugehen, zum anderen wegen der bestehenden Hürden bei der Maßnahmenumsetzung (s. Tz. 393). Ganz abgesehen davon, dass Ziele für den Schutz der Küstengewässer bei der Umsetzung bereits Berücksichtigung finden. Somit ist auch kaum damit zu rechnen, dass sich angesichts der Ziel-

verfehlungen bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie, die sich bereits ankündigen, bestehende Ziele nachgeschärft werden.

Insgesamt hält der SRU es für notwendig, dass sich die Bundesregierung ihrer Verantwortung bei der Minderung der Stickstoffeinträge insbesondere durch die Landwirtschaft unter anderem aus Gründen des Gewässer- und Meeresschutzes erheblich stärker bewusst wird als bisher (s. Tz. 111).

Darüber hinaus bleibt die Notwendigkeit, Einträge aus sonstigen Quellen zu mindern, beispielweise direkte Einleitungen in das Meer oder Einträge über den Luftpfad, im besonderen Maße auch aus der Seeschifffahrt. So wird die Schifffahrt als Verursacher von Stickstoffeinträgen über den Luftpfad in die Ostsee bereits an dritter Stelle nach dem Straßenverkehr und den Energie produzierenden Industrien genannt, bei Stickstoffoxiden sogar an erster Stelle (HELCOM 2012; s. Tz. 115). Dieses Problem lässt sich aber kaum auf der Ebene der nationalen und regionalen Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie lösen. Hierfür ist der internationale und europäische Verhandlungsprozess maßgeblich (s. Tz. 542 ff.). Auf die besondere Herausforderung der Einbeziehung der Sektoren bei der Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie hat der SRU bereits in seinem Umweltgutachten 2012 hingewiesen (SRU 2012, Tz. 492 ff.). Angesichts der Notwendigkeit die Stickstoffemissionen aus der Seeschifffahrt zu mindern, ist hier ein besonderes Engagement der Bundesregierung erforderlich (s. Tz. 253).

6.3.4 Initiativen im Rahmen der regionalen Konventionen zum Meeresschutz zur Minderung der Stickstoffbelastung

403. Der Eintrag von Nährstoffen bzw. die Eutrophierung gehört zu den Problemen, die im Rahmen der Arbeiten zur Umsetzung der regionalen Konventionen zum Meeresschutz schon frühzeitig thematisiert wurden (s. a. SRU 2004b, Tz. 324 ff.). Für die Ostsee ist das Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebiets (Helsinki-Konvention), für die Nordsee das Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks (OSPAR) und die Internationale Nordseeschutzkonferenz (INK) von Relevanz. Die Helsinki-Konvention und OSPAR stufen Nitrate und Phosphate als vorrangige Schadstoffe ein. Somit sind die Vertragsstaaten besonders verpflichtet, deren Eintrag zu vermeiden und zu minimieren (Art. 5 i. V. m. Anlage I Teil 1.2 Helsinki-Übereinkommen; Art. 3 i. V. m. Annex I und Appendix 2 OSPAR).

Die INK wurde das letzte Mal im Jahr 2006 abgehalten und inzwischen durch europäische Aktivitäten zum Meeresschutz abgelöst. Für die Umsetzung der oben genannten Konventionen wurden Strategien einschließlich Minderungsziele erarbeitet, auf die im Folgenden kurz eingegangen wird.

So vereinbarten die Nordseeanrainerstaaten auf der 2. INK im Jahr 1987 die Nährstoffeinträge (Stickstoff und Phosphor) um 50 % im Vergleich zum Jahr 1985 zu reduzieren (INK

1987). Die Kommission zum Übereinkommen von Paris von 1974 zur Verhütung der Meeresverschmutzung vom Lande (PARCOM) hat dieses Ziel in ihrer Empfehlung 88/2 von 1988 aufgegriffen. Das Ziel hat im Rahmen von OSPAR weiterhin Bestand (OSPAR Commission 2010b; 2012). Die Stickstoffeinträge aus dem deutschen Einzugsgebiet in die Nordsee konnten bis heute nur annähernd um dieses Zielniveau abgesenkt werden (UBA 2013a). Auf ein vergleichbares Ziel bzw. eine 50 %ige Nährstoffeintragsminderung im Vergleich zum Jahr 1985 einigten sich die Minister der Vertragsstaaten des Helsinki-Übereinkommens im Jahr 1988 für die Ostsee (HELCOM 1988). Dieses Ziel wurde für das deutsche Ostsee-einzugsgebiet im Jahr 2005 das erste Mal erreicht (UBA 2013b). Es wurde inzwischen durch ein weitergehendes Minderungsziel abgelöst (Tz. 404).

Der Ostseeaktionsplan

404. Für die Ostsee haben sich die Umweltminister der Ostseeanrainerstaaten im November 2007 auf einen Ostseeaktionsplan geeinigt (HELCOM 2007). Die Eutrophierung dieses Randmeeres ist eines der vier Hauptthemen des Plans und wird als eine zentrale Umweltherausforderung bewertet. Ein weiterer Plan bezieht sich auf den Naturschutz bzw. die Erhaltung der Biodiversität.

Das HELCOM-Ziel, die Ostsee frei von Eutrophierung zu halten, wird wie folgt weiter ausdifferenziert: Nährstoffkonzentrationen nahe dem natürlichen Hintergrund, klares Wasser, Algenblüten auf natürlichem Niveau, natürliches Vorkommen von Pflanzen und Tieren und natürliche Sauerstoffkonzentrationen. Das primäre Ziel ist klares Wasser, der Indikator dafür die Sichttiefe. Werden die Ziele für die Eutrophierung nicht erreicht, so hat dies erheblichen Einfluss auf den Status der Biodiversität.

Mit dem Ostseeaktionsplan haben sich die Anrainerstaaten verpflichtet, in Analogie zur Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie, spätestens ab dem Jahr 2016 Maßnahmen zu ergreifen, um die atmosphärischen und die Nährstoffeinträge über die Flüsse zu mindern. Die Zielerreichung ist für das Jahr 2021 vorgesehen.

Eine Besonderheit des Aktionsplans besteht darin, dass sich die Anrainerstaaten zu ganz konkreten Nährstoffminderungszielen verpflichtet haben. So wurden die zulässigen Stickstoffeinträge für die Ostsee mit 792.209 t Stickstoff pro Jahr festgelegt, was einer Minderung um 118.134 t Stickstoff pro Jahr im Vergleich zum Berichtszeitraum 1997 bis 2003 entspricht (HELCOM 2013c). Ziel ist ein von Eutrophierung relativ unbeeinflusster Zustand, wie er vor dem Jahr 1940 in der Ostsee anzutreffen war. Die Modellierung der zulässigen Einträge war auf verschiedene Eutrophierungsparameter ausgerichtet, wie zum Beispiel die Sichttiefe und die Sauerstoffkonzentrationen in Wasserschichten in der Nähe des Grundes in den tiefen Ostseebecken (HELCOM 2013a). Auf der Basis von Zielwerten für die einzelnen Ostseebecken wurden Minderungsziele für die jeweiligen Ostseeanrainerstaaten abgeleitet. Danach hat sich Deutschland vorgenommen, seine Stickstoffeinträge um 7.670 t/a zu mindern

(HELCOM 2013b). Der Großteil dieser Minderung betrifft die atmosphärischen Einträge mit 5.720 t/a.

Allerdings sind die Ziele, die im Rahmen des Ostseeaktionsplans vereinbart wurden, auf den Schutz der offenen Ostsee ausgerichtet (HELCOM 2013b). In diesem Teil der Ostsee ist aber Phosphat für das Eutrophierungsproblem von größerer Bedeutung als Stickstoff. Deshalb sind die Phosphatziele des Ostseeaktionsplanes auch deutlich ambitionierter als die Stickstoffziele. Für die Küstengewässer sind aber anspruchsvollere Ziele für Stickstoff, unter anderem für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie, erforderlich, da Stickstoff hier häufig der limitierende Nährstoff ist. Aus Sicht des SRU sind entsprechende Ziele für die Küstengewässer, die bereits erarbeitet werden (persönliche Mitteilung von Wera Leujak/UBA vom 18. September 2014), dringend erforderlich (s. a. HELCOM 2013c). Außerdem sollten diese mit den Arbeiten zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie abgestimmt werden.

Die Strategie zum Schutz des Nordostatlantiks

405. Im Jahr 2010 haben sich die Mitgliedstaaten des OSPAR-Übereinkommens auf eine Strategie zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks, einschließlich der Nordsee, für die Jahre 2010 bis 2020 geeinigt (OSPAR Commission 2010a). Die Strategie knüpft an Artikel 2.1 lit. a des Übereinkommens an, in dem sich die Mitgliedstaaten unter anderem verpflichten, das Möglichste zu unternehmen, um die Verschmutzung der Meeresumwelt zu verhindern und zu beenden sowie die notwendigen Maßnahmen zum Schutz der Meeresumwelt vor negativen Effekten durch menschliche Aktivitäten und die Meeresumwelt zu erhalten, und soweit möglich, geschädigte Meeresgebiete wiederherzustellen. Grundlage der Strategie sind unter anderem die Erkenntnisse, dass die Eingriffe durch den Menschen in die marine Umwelt weiterhin zunehmen und der Verlust an Biodiversität in unakzeptabler Intensität fortschreitet (s. a. Tz. 164 ff.).

Die Strategie selbst ist noch einmal in fünf thematische Strategien unterteilt, von denen sich eine mit der Eutrophierung beschäftigt und eine weitere mit der biologischen Diversität und den Ökosystemen. Ein strategisches Ziel der thematischen Strategie ist das Erreichen und Erhalten einer gesunden Meeresumwelt frei von Eutrophierung, die insbesondere in der südlichen Nordsee einschließlich der deutschen Bucht noch ein erhebliches Problem darstellt (s. a. Tz. 165). Damit verbunden sollen die mit der Eutrophierung einhergehenden negativen Effekte wie der Verlust an Biodiversität, die Degradierung der Ökosysteme, schädliche Algenblüten und Sauerstoffknappheit am Meeresgrund beendet werden. Bis zum Jahr 2020 soll das gesamte OSPAR-Gebiet frei von Eutrophierungsproblemen sein.

Um dieses Ziel zu erreichen, will die OSPAR-Kommission das Monitoring, die Forschung und die Bewertung der Eutrophierung weiter optimieren und Maßnahmen identifizieren, die dazu dienen, den Status eines Nicht-Problemgebietes in der gesamten OSPAR-Region, den guten Umweltzustand nach Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie und den guten ökologischen Zustand

nach Wasserrahmenrichtlinie zu erreichen (z. B. OSPAR Commission 2013b). Somit soll die Strategie auch zur Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie beitragen bzw. knüpft direkt an deren Umsetzung an. Zum Beispiel wurde ein Vorschlag für eine Definition eines guten Umweltzustands für Deskriptor 5 (Eutrophierung) erarbeitet und entsprechende Parameter und Indikatoren abgeleitet (OSPAR Commission 2012). Ein wesentlicher Schritt der Strategie an dem die Kommission derzeit arbeitet, ist eine Quantifizierung der zur Zielerreichung erforderlichen Minderung der Nährstoffeinträge. Dazu gehören auch die Identifizierung der Haupteintragsquellen und die Quantifizierung ihres Beitrags zur Belastung (OSPAR Commission 2010a).

Gerade für die Nordsee, als das OSPAR-Gebiet, welches am stärksten von der Eutrophierung betroffen ist, wären regional abgestimmte Minderungsziele – in Analogie zur Ostsee – wünschenswert. Die Deutsche Bucht wird auch durch Ferntransporte von Stickstoffeinträgen aus den Niederlanden und Großbritannien negativ beeinflusst (OSPAR Commission 2013a). Um die Eutrophierung in den heimischen Gewässern in den Griff zu bekommen, sind für Deutschland deshalb solche zwischen den Anrainerstaaten abgestimmte Minderungsziele, bei denen auch Länder mit in die Verantwortung gezogen werden, die vor ihren Küsten weniger bis keine Eutrophierungsprobleme haben, von ganz besonderer Bedeutung. Darüber hinaus leisten entsprechende Zielwerte einen wichtigen Beitrag zur Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie und können den bestehenden Handlungsdruck besonders gut veranschaulichen.

Der SRU empfiehlt der Bundesregierung, sich für eine zielführende Umsetzung der Strategie zum Schutz des Nordostatlantiks als wichtiger Beitrag zur Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie und der Ableitung von Eutrophierungsminderungszielen für die Nordsee einzusetzen.

6.3.5 Fazit

406. Hauptverursacher der Stickstoffbelastungen in den Meeren, Binnengewässern und im Grundwasser ist die Landwirtschaft. Das zentrale Instrument zur Reduktion dieser Belastungen ist derzeit die Wasserrahmenrichtlinie. Für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie wurden umfassende Maßnahmen zur Minderung der Nährstoffeinträge auf den Wege gebracht. Bereits jetzt ist absehbar, dass es mit diesen Maßnahmen alleine nicht gelingen wird, die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie in naher Zukunft zu erreichen. Die Düngeverordnung ist ein wesentliches Element der Maßnahmenprogramme. Ihrer grundlegenden Nachbesserung und ihrem adäquaten Vollzug kommt somit ein sehr hoher Stellenwert zu. Das zweite Element sind die sogenannten ergänzenden Maßnahmen, bei denen es sich primär um Agrarumweltmaßnahmen und um landwirtschaftliche Beratung handelt. Bei Agrarumweltmaßnahmen ist unbedingt auf deren Effektivität bzw. langfristige Wirkung, Kontrolle und regelmäßige Evaluation zu achten. Ein kooperativer Ansatz und Freiwilligkeit sind wichtige Elemente, um die Bereitschaft zur Zusammenarbeit bei den Landwirten zu fördern.

Angesichts konkurrierender Anreize, wie der indirekten Förderung des Anbaus von Biomasse zur Stromerzeugung, wird dieser Ansatz zur Zielerreichung aber nicht ausreichen. Außerdem trägt dieses Vorgehen dem Verursacherprinzip, wie es in der Wasserrahmenrichtlinie festgeschrieben ist, nicht adäquat Rechnung. Somit empfiehlt der SRU den Bundesländern, weitergehende ordnungsrechtliche und ökonomische Maßnahmen zu ergreifen, um die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer und in das Grundwasser zu mindern. Insbesondere um regionale Empfindlichkeiten von Ökosystemen berücksichtigen zu können, sollte eine verstärkte Ausweisung von Wasserschutzgebieten, nicht nur aus Gründen des Trinkwasserschutzes, erfolgen. Auch sollten Gewässerrandstreifen so breit sein, dass sie wirksam zur Minderung der Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer beitragen können.

407. Die Bestandsaufnahmen, die im Rahmen der Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie und der regionalen Konventionen zum Meeresschutz durchgeführt wurden, unterstreichen die Persistenz der Nährstoffproblematik. Es ist dringend erforderlich, zum Schutz der Meere wirksame Maßnahmen zur Minderung der Stickstoffeinträge zu ergreifen. Derzeit liegt der Schlüssel hierfür in einer erfolgreichen Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Für die Meere sind Minderungsziele, wie sie im Rahmen des Ostseeaktionsplans bereits entwickelt wurden, ein erster wichtiger Schritt. Für die Küstengewässer und die Nordsee fehlen noch entsprechende Ziele. Aus diesem Grund empfiehlt der SRU der Bundesregierung, sich bei der Mitarbeit an Strategien zum Schutz des Nordostatlantiks und der Ostsee im Rahmen von OSPAR und Helsinki-Konvention dafür stark zu machen, anspruchsvolle, und wo erforderlich regional abgestimmte Ziele für die Minderung der Stickstoffeinträge in die Küstengewässer und die erweiterte Nordsee abzuleiten.

Außerdem empfiehlt sich ein stärker integrierender Ansatz bei der Minderung der Stickstoffeinträge, um in Zukunft unter anderem Zielkonflikte im Umweltschutz – wie die Förderung des Einsatzes von Anbaubiomasse zur Stromerzeugung aus Klimaschutz Gesichtspunkten und Belangen des Gewässerschutzes – frühzeitig zu adressieren (s. Kap. 7).

6.4 Landwirtschaft

408. Die Landwirtschaft hat eine Schlüsselfunktion für das Erreichen von Zielen im Natur- und Umweltschutz sowohl auf der europäischen als auch auf der nationalen Ebene. Dies gilt insbesondere im Zusammenhang mit reaktivem Stickstoff, da der Landwirtschaftssektor der größte Emittent von Stickstoffverbindungen in die Umwelt ist. Der Handlungsbedarf und das Minderungspotenzial in diesem Sektor sind nach wie vor enorm (s. Kap. 4.1 und Tz. 336 ff.). Im Folgenden werden die aus Sicht des SRU wichtigsten sektorbezogenen Politiken und Instrumente für die Landwirtschaft dargestellt und Empfehlungen zu deren Weiterentwicklung gegeben.

Die Landwirtschaft wird sowohl durch Regulierung als auch durch Beihilfen sowie ergänzende förderpolitische Instrumente staatlich beeinflusst. Angesichts der persistenten Probleme sehen die Vorschläge des SRU neben der Nachschärfung des bestehenden Instrumentariums die ergänzende Einführung eines ökonomischen Instruments zur Minderung der Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft vor (Abschn. 6.4.5). Für die Wirksamkeit der direkt auf Stickstoffemissionen der Landwirtschaft abzielenden Instrumente spielt außerdem die Kohärenz mit der Bioenergieförderung eine wichtige Rolle, welche in Kapitel 6.5 thematisiert wird. Die Stickstoffbelastung durch die Landwirtschaft steht in direktem Zusammenhang mit der Nachfrage nach Lebensmitteln. Der Lebensmittelkonsum wird ebenfalls in einem eigenen Kapitel im Anschluss thematisiert (Kap. 6.6).

6.4.1 Für eine zeitgemäße gute fachliche Praxis

409. Bei dem Begriff der guten fachlichen Praxis handelt es sich um einen sogenannten unbestimmten Rechtsbegriff, der in verschiedenen Gesetzen verwendet wird, ohne dass – wie es die Natur von unbestimmten Rechtsbegriffen ist – eine einheitliche gesetzliche Definition zur Verfügung steht (vgl. z. B. § 3 Abs. 1 S. 2 Pflanzenschutzgesetz (PflSchG) „Die gute fachliche Praxis im Pflanzenschutz umfasst insbesondere [...]“ oder § 17 Abs. 2 S. 2 Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) „Zu den *Grundsätzen* der guten fachlichen Praxis gehört *insbesondere*, dass“). Er wird gemeinhin als bewährte Techniken und Bewirtschaftungsweisen verstanden, die allgemein anerkannt sind und von sachkundigen Landwirten angewendet werden (AGENA 2012, S. 300). Der Begriff der guten fachlichen Praxis wird lediglich in der Düngeverordnung (DüV) zusätzlich durch konkrete Grenzwerte aktualisiert.

Im Vergleich zu dem im Immissionsschutzrecht einzuhaltenden Stand der Technik, der auf fortschrittliche bzw. beste verfügbare Techniken abstellt, wird die gute fachliche Praxis als weniger anspruchsvoll bewertet (MÖCKEL 2014, S. 14; zu den historischen Gründen dafür vgl. EKARDT et al. 2008).

Regelungen, die den Begriff der guten fachlichen Praxis im Hinblick auf Stickstoff konkretisieren

410. Die stickstoffrelevanten rechtlichen Regelungen der guten fachlichen Praxis für die Landwirtschaft sind in verschiedenen Gesetzen und Verordnungen des landwirtschaftlichen Fachrechts (z. B. Düngegesetz und Düngeverordnung) und des allgemeinen Umweltrechts (z. B. BBodSchG und BNatSchG) verankert. Sie bestimmen das von Landwirten bei ihrer Landnutzung zwingend und ohne Entschädigung einzuhaltende ökologische und sicherheitstechnische Schutzniveau (SRU 2002a, Kap. 5.2.7). Bei Einhaltung der guten fachlichen Praxis ist die Landwirtschaft von umweltrechtlichen Regelungen teilweise freigestellt (§ 7 BBodSchG, §§ 14 Abs. 2, 44 Abs. 4 BNatSchG § 13 Abs. 2 S. 2 und 3 PflSchG, § 38 Abs. 4 Nr. 3 WHG). Bei den die gute fachliche Praxis ausfüllenden umweltrechtlichen Bestimmungen handelt es sich überwiegend um „allgemeine Grundsätze“, die per Definition größ-

tenteils abstrakte Vorgaben machen und „eher einen appellierenden als anweisenden“ Charakter haben (MÖCKEL 2014, S. 14 m.w.N.). Zwar formulieren sie einen Anspruch auf Nachhaltigkeit, der aber abstrakt bleibt.

Die Düngeverordnung regelt nach § 1 Nummer 1 die gute fachliche Praxis bei der Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. Die Verordnung stellt daher eine abschließende Aufstellung der Anforderungen bei der Düngung von landwirtschaftlichen Böden im Hinblick auf den Stickstoffeintrag dar (s. im einzelnen Abschn. 6.4.2). Gegenüber dem Düngemittel- und Pflanzenschutzrecht sind die Regelungen des Bundes-Bodenschutzgesetzes nach § 3 Absatz 1 Nummer 4 nachrangig. Dies wird damit begründet, dass das Düngemittelgesetz immer noch vorrangig der Ertragsförderung der Landwirtschaft und nicht dem Bodenschutz dient, und führt über die Privilegierung der Landwirtschaft letztlich zu einem verminderten Schutz des Bodens.

Das BBodSchG regelt in § 17 für den nicht-stofflichen Teil der landwirtschaftlichen Bodenbeeinträchtigungen, dass die Vorsorgepflicht nach § 7 BBodSchG durch die Einhaltung der guten fachlichen Praxis erfüllt wird. § 17 Absatz 2 Nummer 1 bis 7 enthält relativ allgemein gehaltene Anforderungen (z. B. Bodenbearbeitung soll standortangepasst erfolgen, die Bodenstruktur erhalten werden, Bodenabträge vermieden werden), die keine – gesetzliche – Konkretisierung erfahren. Zusätzlich ermangelt es einer Durchsetzungsbefugnis für den Fall, dass der Landwirt den Grundsätzen zuwiderhandelt, da § 17 Absatz 1 BBodSchG Anordnungen ausdrücklich ausschließt (EKARDT et al. 2008). § 17 BBodSchG entfaltet daher nur geringe Steuerungswirkung. Zu prüfen wäre allerdings, ob das Bundesbodenschutzgesetz über Haftungsregeln Wirkung entfaltet.

Auch § 5 Absatz 2 BNatSchG formuliert allgemeine Grundsätze der guten fachlichen Praxis, die nicht abschließend sind. Dazu zählt zum Beispiel, dass die Bewirtschaftung standortangepasst erfolgen muss, die nachhaltige Bodenfruchtbarkeit und langfristige Nutzbarkeit der Flächen gewährleistet werden muss, dass die zur Vernetzung von Biotopen erforderlichen Landschaftselemente zu erhalten sind und dass die Tierhaltung in einem ausgewogenen Verhältnis zum Pflanzenbau stehen soll und schädliche Umweltauswirkungen zu vermeiden sind. Bereits aus diesen Beispielen wird deutlich, dass die Anforderungen an die gute fachliche Praxis – wie bei allgemeinen Grundsätzen zu erwarten – nicht sehr präzise gefasst sind. Eine Ausnahme ist § 5 Absatz 2 Nummer 5 BNatSchG nach dem auf erosionsgefährdeten Hängen, in Überschwemmungsgebieten, auf Standorten mit hohem Grundwasserstand sowie auf Moorstandorten ein Grünlandumbruch zu unterlassen ist.

Der Bundesgesetzgeber selbst ging 2001 bei Erlass des Bundesnaturschutzgesetzes davon aus, dass die einzelnen Grundsätze auf Ausfüllung und Ergänzung durch das Landesrecht angelegt sind (Deutscher Bundestag 2001, S. 33). Umstritten ist, ob die Behörden gemäß § 3 Absatz 2 BNatSchG konkretisierende Anordnungen zu § 5 Absatz 2 BNatSchG erlassen

dürfen (bejahend AGENA 2012; skeptisch REHBINDER 2011, S. 242; KÖCK 2010, S. 534; LOUIS 2010, S. 79) und ob die Behörden in Anbetracht der rechtlichen Unsicherheiten hiervon Gebrauch machen werden (MÖCKEL et al. 2014, S. 121 f.).

Anders verhält es sich im Agrarrecht, wo die Behörden nach § 3 Absatz 5 PflSchG ausdrücklich Anordnungen zur Einzelfallbestimmung der guten fachlichen Praxis erlassen dürfen. Auch § 13 Nummer 1 Düngegesetz (DüngeG) gestattet Anordnungen bei Verstößen gegen die Anforderungen der Düngeverordnung.

Keine Regelungen zur guten landwirtschaftlichen Praxis der Düngung weisen das Wasserhaushaltsgesetz und das Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) auf. Allerdings enthält das Wasserhaushaltsgesetz ebenfalls eine Privilegierung der Landwirtschaft mit Bezug zur guten fachlichen Praxis in § 38 Absatz 4 Satz 2 Nummer 4, indem die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln und Düngemitteln in Gewässerrandstreifen erlaubt wird, da § 3 Absatz 5 DüV und § 12 Absatz 2 PflSchG geringere Abstände gestatten (vgl. Tz. 395).

Im Ergebnis lässt sich daher konstatieren, dass die Bestimmungen zur guten fachlichen Praxis unter Defiziten leiden. Im Umweltrecht sind sie als allgemeine Grundsätze gefasst und auch im Agrarrecht noch zu wenig handlungsanweisend und kontrollierbar, wie das Beispiel der Düngeverordnung zeigt (vgl. Abschn. 6.4.2). Manche Bestimmungen (§ 17 BBodSchG und § 5 Abs. 2 BNatSchG) sind zudem für die Verwaltung kaum durchsetzbar, da eine konkrete Ermächtigungsgrundlage fehlt. Daher erstaunt es nicht, dass die gute fachliche Praxis bisher keine positivere Entwicklung der Umweltwirkungen der Landwirtschaft einleiten konnte.

Zu fordern wäre daher mit MÖCKEL (2014, S. 15), dass die in der guten fachlichen Praxis definierten gesetzlichen Pflichten sehr viel präziser gefasst werden. Dann könnten (und müssten) sie in der Praxis besser durch die Landwirtschaft umgesetzt werden und wären gleichzeitig durch die Kontrollinstanzen überprüfbar und vollziehbar. Verzichtet man auf konkretere Bestimmungen im Umweltrecht, um konkurrierende Detailbestimmungen zu vermeiden, so ist im Gegenzug zu fordern, dass das landwirtschaftliche Fachrecht bzw. Düngegesetz präzisere Vorgaben machen muss.

Im Hinblick auf die Stickstoffproblematik erweisen sich vor allem die Regelungen der Düngeverordnung im Hinblick auf die gute fachliche Praxis als problematisch, sodass hier eine Reform dringend notwendig ist. Dies ist von nicht zu unterschätzender Bedeutung: Das fachliche Anspruchsniveau und die praktische Vollziehbarkeit dieser rechtlichen Regelungen bestimmen maßgeblich, inwieweit zusätzlich öffentliche Mittel für Ausgleichszahlungen an den landwirtschaftlichen Sektor benötigt werden, um Umweltqualitätsziele zu erreichen. Gerade vor dem Hintergrund knapper Förderbudgets (s. Tz. 451) und dem enormen Handlungsbedarf im landwirtschaftlichen Sektor sind anspruchsvolle und vollziehbare ordnungsrechtliche Regelungen wichtig.

6.4.2 Ambitionierte Reform der Düngeverordnung

411. Die Düngeverordnung nimmt eine zentrale Rolle bei der Regulierung des Stickstoffeintrags aus der Landwirtschaft in die Umwelt ein. Ihre Vorgaben stellen die „gute fachliche Praxis bei der Anwendung von Düngemitteln [...]“ dar und dienen dem „Vermindern von stofflichen Risiken durch die Anwendung von Düngemitteln [...] auf landwirtschaftlich genutzten Flächen [...] (§ 1 DüV 2006).“ Die Düngeverordnung ist ein ordnungsrechtliches Instrument und setzt das Verursacherprinzip um, da von dem landwirtschaftlichen Betrieb als potenziellem Verursacher des Austrags von reaktivem Stickstoff die Vorgaben ohne finanzielle Entschädigung einzuhalten sind. Die Düngeverordnung besteht aus zahlreichen, aufeinander abgestimmten Maßnahmen, die den Einsatz von organischem und mineralischem Dünger reglementieren. Organische Düngemittel beinhalten tierische und pflanzliche Wirtschaftsdünger (z. B. Stroh und Pflanzenrückstände) sowie organische Handelsdünger. Tierische Wirtschaftsdünger in Form von Gülle, Jauche und Mist sind von größter Bedeutung für die Stickstoffproblematik.

412. Die Düngeverordnung dient der Umsetzung von wesentlichen Teilen der Nitratrichtlinie 91/676/EWG in nationales Recht. Letztere hat zum Ziel „die durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen verursachte oder ausgelöste Gewässerverunreinigung zu verringern und weiterer Gewässerverunreinigung dieser Art vorzubeugen“ (Art. 1 Nitratrichtlinie). Nach der Nitratrichtlinie haben die Mitgliedstaaten Flächen als durch Nitratbelastung gefährdete Gebiete auszuweisen und für diese Aktionsprogramme zur Verminderung des Nitrataustrags aufzustellen. Im Rahmen der Nitratrichtlinie müssen die Mitgliedstaaten der EU im Abstand von vier Jahren der Europäischen Kommission einen Bericht zu den Maßnahmen des Aktionsprogramms und zu der Belastungssituation vorlegen. Dies geschieht in Deutschland in Form des Nitratberichts (BMU und BMELV 2012). Deutschland hat, wie einige weitere Mitgliedstaaten, das gesamte Bundesgebiet für das Aktionsprogramm ausgewiesen. Die einzelnen Mitgliedstaaten haben Regeln der guten fachlichen Praxis aufzustellen, die die Mindestvorgaben von Anhang II der Nitratrichtlinie enthalten müssen. Die Vorgaben zur guten fachlichen Praxis sind innerhalb der im Aktionsprogramm ausgewiesenen Gebiete verbindlich. Darüber hinaus werden in Anhang III der Nitratrichtlinie explizit Vorgaben für das Aktionsprogramm gemacht, wie beispielsweise die Limitierung der Ausbringung von Wirtschaftsdünger tierischen Ursprungs auf 170 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr. Diese Maßnahmen finden sich in der Düngeverordnung wieder (vgl. Abschn. 6.4.2.1).

Die Nitratrichtlinie bzw. die Düngeverordnung, die weite Teile der Nitratrichtlinie in Deutschland umsetzt, ist als grundlegende Maßnahme von essenzieller Bedeutung zur Erreichung der Umweltqualitätsziele der Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (vgl. Abschn. 6.3.1). Darüber hinaus trägt sie zur Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie 2008/56/EG (vgl. Abschn. 6.3.3) und zum Erreichen der Ziele der NEC-Richtlinie 2001/81/EG bei (vgl. Abschn. 6.1.1). Auch das in der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung festgehaltene

Ziel, den jährlichen Stickstoffbilanzüberschuss der Landwirtschaft auf 80 kg Stickstoff pro Hektar (Bundesregierung 2002, S. 114) zu reduzieren, kann maßgeblich durch die Düngeverordnung realisiert werden.

Notwendigkeit einer Reform der Düngeverordnung

413. Die Düngeverordnung regelt nicht nur den Eintrag von Nitrat in die Umwelt, sondern wirkt sich auch auf Ammoniak- und Lachgasemissionen aus. Sie trägt sowohl zum Schutz der menschlichen Gesundheit als auch zum Schutz von terrestrischen und aquatischen Ökosystemen bei. Die Notwendigkeit einer ambitionierten Verschärfung der Düngeverordnung lässt sich daraus ableiten, dass verschiedene Umweltziele in diesem Zusammenhang verfehlt werden, wie beispielsweise die in der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung verankerte, anzustrebende Reduzierung des Stickstoffüberschusses der deutschen Landwirtschaft (vgl. Tz. 214), die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie (vgl. Abschn. 6.3.1) oder das Ziel der Biodiversitätsstrategie zum Schutz empfindlicher Ökosysteme vor Eutrophierung (vgl. Tz. 603).

In Deutschland werden die Anforderungen der Nitratrichtlinie nicht ausreichend erfüllt. Aus diesem Grund hat die Europäische Kommission im Oktober 2013 den ersten Schritt eines Vertragsverletzungsverfahrens gegen Deutschland vorgenommen. Im Juli 2014 hat die Europäische Kommission mit der Versendung einer mit Gründen versehenen Stellungnahme an Deutschland den nächsten Schritt im Verfahren eingeleitet („Nitratbelastung im Grundwasser: Kommission fordert Deutschland zum Handeln auf“, Pressemitteilung der Europäischen Kommission vom 10. Juli 2014). Sie folgert den Verstoß aus der Belastungssituation der Wasserkörper in Deutschland und ihrer Entwicklung, die sich im Nitratbericht widerspiegelt (vgl. auch Abschn. 3.2.4.1). Deutschland versäume, auf diese Entwicklung mit einer Verschärfung des Aktionsprogramms zu reagieren. Die Europäische Kommission sieht die Notwendigkeit, auf den Ausbau der Biogaserzeugung in den vergangenen Jahren zu reagieren (Europäische Kommission 2013a, S. 12) und mahnt darüber hinaus Maßnahmen, wie verschärfte Sperrfristen oder ausgewogenere Düngung, zur Erfüllung der Richtlinie an. Die Düngeverordnung aus dem Jahre 2006 befand sich bei Redaktionsschluss des vorliegenden Gutachtens im Herbst 2014 noch in Überarbeitung. Der Novellierungsprozess wird voraussichtlich im Laufe des Jahres 2015 beendet werden.

6.4.2.1 Strengere Vorgaben der Düngeverordnung

414. Der SRU hat bereits in der Vergangenheit die Bedeutung der Düngeverordnung betont und sich für eine Verschärfung der Vorgaben ausgesprochen (SRU 2004b; 2008). Anlässlich der Novellierung der Düngeverordnung in der Fassung von 2006 hat der SRU im Jahr 2013 mit dem Wissenschaftlichen Beirat für Agrarpolitik (WBA) und dem Wissenschaftlichen Beirat für Düngungsfragen (WBD) beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) in einer gemeinsamen Kurzstellungnahme für eine ambitionierte Reform

plädiert (SRU et al. 2013). Die Vorschläge basieren auf den Reformvorschlägen der Bund-Länder-Arbeitsgruppe (BLAG) zur Evaluierung der Düngeverordnung, die im Auftrag des BMEL die Düngeverordnung bewertet und notwendigen Änderungsbedarf aufgezeigt hat (BLAG 2012). In einigen zentralen Aspekten weichen die Empfehlungen der Räte jedoch von den Vorschlägen der BLAG (ebd.) ab. Die gesamten Forderungen sind in Tabelle 6-9 zusammengefasst, einzelne Maßnahmen werden im Folgenden erläutert. Die Empfehlungen des SRU zu Abstandsregelungen von Gewässern werden in Abschnitt 6.3.2 (Tz. 395) thematisiert.

Tabelle 6-9

**Empfehlungen des SRU, WBA und WBD (2013)
zu düngerechtlichen Vorgaben und ihrem Vollzug
(Novellierung der Düngeverordnung von 2006)**

	Anpassung des Düngegesetzes
Düngegesetz	Erweiterung der guten fachlichen Praxis, Verankerung der Gleichrangigkeit von Ernährung der Pflanzen und Umweltschutz Anpassung im Düngegesetz zur Ermöglichung des Einbezugs aller organischen Dünger in die Ausbringungsobergrenze sowie der Erstellung des Nährstoffvergleichs nach Hoftorbilanz
	Maßnahmen nach Düngeverordnung
Düngeplanung*	Durchführung der Düngebedarfsermittlung nach fachlich anerkannten Methoden, Dokumentation dieser und Anwendung in der Düngeplanung
Ausbringungstechnik und Einarbeitung	Verschärfung der Anforderungen an Ausbringungstechnik und Einarbeitung von organischen Düngemitteln
Sperrfristen*	Ausweitung der Sperrfristen für die Ausbringung von organischen Düngemitteln (Abstimmung mit Vorgaben zur Mindestlagerkapazität notwendig)
Nährstoffvergleich	Erstellung des Nährstoffvergleichs mittelfristig nach Hoftorbilanz
Ausbringungsobergrenze*	Einbezug aller organischen Dünger in die Ausbringungsobergrenze
Standort- und bodenzustandsspezifische Restriktionen*	Präzisierung der Abstandsregelungen Einführung einer allgemeinen Verpflichtung zur Vermeidung von Abschwemmungen
Phosphat	Stärkere Beschränkung des zulässigen Phosphatüberschusses im Rahmen des Nährstoffvergleichs
	Vollzug und Monitoring
Kontrollierbarkeit und Sanktionen*	Verbesserung der Kontrollierbarkeit von Vorgaben der Düngeverordnung Erleichterung der Sanktionierung von Verstößen
Flächenlose Viehhaltungsbetriebe und Biogasanlagen	Verpflichtung zur Hoftorbilanzierung für flächenlose Viehhaltungsbetriebe und Biogasanlagen zur besseren Durchsetzung düngerechtlicher Vorgaben
Datenerfassung	Melden der Nährstoffvergleiche von allen Betrieben an autorisierte Stelle
*Vorschläge stimmen mit den Empfehlungen der BLAG (2012) überein SRU/SG 2015/Tab. 6-9; Datenquelle: SRU et al. 2013, S. 15 ff.	

Düngeplanung

415. SRU, WBA und WBD (2013) unterstützen die Forderung der BLAG (2012) nach einer Harmonisierung der Düngeempfehlungen zwischen den Bundesländern, nach einer verbindlicheren Düngebedarfsermittlung und deren Dokumentation, die nach Mindeststandards erfolgen sollte. Diese Maßnahmen können dazu beitragen, dass Düngemittel bedarfsgerecht eingesetzt werden und die Umweltbelastung durch Stickstoff reduziert wird. Entscheidend ist dabei, dass bei den Düngeempfehlungen keine zu hohen Werte, zum Beispiel durch Sicherheitszuschläge, ausgewiesen werden.

Es ist jedoch zu betonen, dass der Nährstoffvergleich, der ein Indikator für die Verluste von Stickstoff in die Umwelt ist, die entscheidende Größe für den Stickstoffeinsatz ist. Die bedarfsgerechte Düngung ist zu unterschreiten und Ertragseinbußen hinzunehmen, wenn die Begrenzung des Nährstoffvergleichs, die zum Schutz der Umwelt notwendig ist, an einem Standort sonst nicht eingehalten werden kann. Dies gilt insbesondere, wenn an naturräumlichen Gegebenheiten angepasste, räumlich differenzierte Vorgaben zum Düngemanagement gemacht werden, wie vom SRU erwogen (vgl. Abschn. 6.4.6). Das optimale Düngungsniveau darf nicht nur nach Ertrag und Qualität der landwirtschaftlichen Produkte gewählt werden, sondern muss auch auf Umweltbelange abgestimmt sein.

Ausbringungstechnik

416. Die Düngeverordnung legt fest, welche Ausbringungstechniken für Düngemittel unzulässig bzw. nach gewissen Übergangsfristen untersagt sind. Diese beziehen sich primär auf die Ausbringung von Wirtschaftsdünger tierischen Ursprungs. Hintergrund ist, dass die Ammoniakemissionen je nach Ausbringungstechnik variieren (WEBB et al. 2010; FAL et al. 2001). Die Verringerung der Ammoniakemissionen bei der Flüssigmistausbringung durch den Ersatz von Breitverteilern durch Schleppschlauch wird mit bis zu 50 % angegeben, durch Schleppschuh mit bis zu 60 % (FAL et al. 2001, S. 70). In Deutschland wurde 2010 59 % des flüssigen Wirtschaftsdüngers auf Ackerflächen und 89 % auf Dauergrünland mit Breitverteilern ausgebracht (Statistisches Bundesamt 2010, S. 14). Die Anwendung von emissionsarmen Ausbringungstechniken und die zeitlichen Vorgaben zur Einarbeitung sind sehr wichtig für die Einhaltung der zulässigen Ammoniakemissionen nach der NEC-Richtlinie (vgl. Abschn. 6.1.1). Die Vorgaben zur Ausbringung erhöhen die Stickstoffeffizienz des eingesetzten Wirtschaftsdüngers, da bei geringeren Ausbringungsverlusten über die Luft eine größere Menge Stickstoff im Boden potenziell der Aufnahme durch die Pflanze zur Verfügung steht.

417. SRU, WBA und WBD (2013) empfehlen daher, wie auch die BLAG (2012), dass auf bewachsenen Flächen die Ablage streifenförmig erfolgen soll (u. a. Schleppschuh, Schleppschlauch). Die von der BLAG (2012) vorgeschlagene Verbindlichkeit dieser Technologien für Ackerland ab 2020 und für Grünland ab 2025 sind jedoch nach Einschätzung des SRU, WBA und WBD (2013) nicht ambitioniert genug. Emissionsarme Ausbringungsverfahren sind als

Stand der Technik anzusehen und in anderen europäischen Ländern bereits verpflichtend. So sind beispielsweise in Dänemark generell keine Breitverteiler mehr zulässig (Danish Environmental Protection Agency und Ministry of the Environment 2009, S. 65 f.). Unterstützend sollen verstärkt Investitionsförderungen für umweltverträgliche Ausbringungstechniken erwogen werden. Der geforderte Einsatz von emissionsarmer Ausbringungstechnik muss sich auch in der Anpassung der Verlustfaktoren für die Berechnung des Nährstoffvergleichs und des ausgebrachten organischen Stickstoffs wiederfinden (vgl. Tz. 420 und Tz. 427).

Sperrfristen

418. Die Vorgabe von Sperrfristen unterbindet den Einsatz von Düngemittel im Herbst und Winter. In dieser Zeit werden von den Pflanzen keine oder nur sehr geringe Mengen Stickstoff aufgenommen und das Risiko von Nitrat-Auswaschungen ist besonders groß (z. B. SIELING und KAGE 2006). Die Ausbringung von stickstoffhaltigem Dünger ist generell für einige Monate im Herbst und Winter untersagt. Im Ackerbau ist zusätzlich die Ausbringungsmenge von Wirtschaftsdünger nach Ernte der Hauptkultur begrenzt. Die Sperrfristen unterbinden primär die Ausbringung von Wirtschaftsdünger zu Zeiten, wenn unter dem Aspekt der Pflanzenernährung bei den meisten Kulturen kein Anlass zur Stickstoffdüngung besteht und die Gefahr von Nitratauswaschungen besonders groß ist. Die zeitliche Begrenzung der Wirtschaftsdüngeranwendung steht dabei in direktem Zusammenhang zur Lagerkapazität, die für die Aufbewahrung von Wirtschaftsdünger während der Sperrfristen notwendig ist.

419. SRU, WBA und WBD (2013) sehen, wie die BLAG (2012), die Notwendigkeit, dass die Sperrfrist für organische Düngemittel auf Ackerflächen früher beginnt. Nach der Ernte der Hauptkultur sollen keine organischen Düngemittel und somit auch kein Wirtschaftsdünger tierischen Ursprungs mehr ausgebracht werden. Ausnahmen sollen nur für einige wenige Folgekulturen bestehen, die im Herbst noch Düngebedarf aufweisen. Die Mindestlagerkapazitäten für Wirtschaftsdünger sind den Sperrfristen anzupassen. So wird gewährleistet, dass diese eingehalten werden können. Die Vorgaben sollen auch umfassend für Biogasanlagen und für flächenlose Viehhaltungsbetriebe gelten (siehe zur Implementierung BLAG 2012, S. 25 ff.).

Nährstoffvergleich

420. Ein zentrales Element der Düngeverordnung ist die Erstellung eines Nährstoffvergleichs, der Stickstoffzufuhr und -abfuhr als Bilanz gegenüberstellt. Der Bilanzsaldo stellt den Überschuss dar und wird durch die Düngeverordnung begrenzt. Nach der Düngeverordnung von 2006 ist der Nährstoffvergleich jährlich nach Flächenbilanz (Feld-Stall-Bilanz) oder aggregierter Schlagbilanz zu ermitteln. Dazu werden die Stickstoffabfuhr durch Ernteprodukte und die Stickstoffzufuhr, bestehend aus organischem und mineralischem Dünger sowie der Stickstofffixierung durch Leguminosen, gegenübergestellt. Der betriebliche Stick-

stoffanfall an organischem Dünger in Form von tierischen Exkrementen errechnet sich in der Flächenbilanz aus dem Tierbestand der Betriebe und festgelegten Ausscheidungsfaktoren. Der Bilanzsaldo des Nährstoffvergleichs darf im Dreijahresdurchschnitt 60 kg Stickstoff pro Hektar nicht überschreiten. Dieser Wert ist aufgrund der abweichenden Berechnungsmethodik nicht mit dem Zielwert für den Stickstoffüberschuss der Gesamtbilanz für Deutschland in der Nachhaltigkeitsstrategie vergleichbar (vgl. Tz. 214). Für verschiedene Gemüsekulturen sind durch die Einrechnung von sogenannten unvermeidlichen Verlusten deutlich höhere Überschüsse zulässig. Die Limitierung des Bilanzsaldos ist eine wirksame Maßnahme, um ein effizientes Düngemanagement und den Ersatz von mineralischem Stickstoffdünger durch Wirtschaftsdünger im Sinne der Konsistenz anzureizen (vgl. Kap. 2.4). Bei dem Vollzug dieser Maßnahme gibt es unter der Düngeverordnung von 2006 gravierende Mängel, da beispielsweise das Überschreiten des Nährstoffvergleichs nicht als Ordnungswidrigkeit geahndet wird (vgl. Abschn. 6.4.2.2).

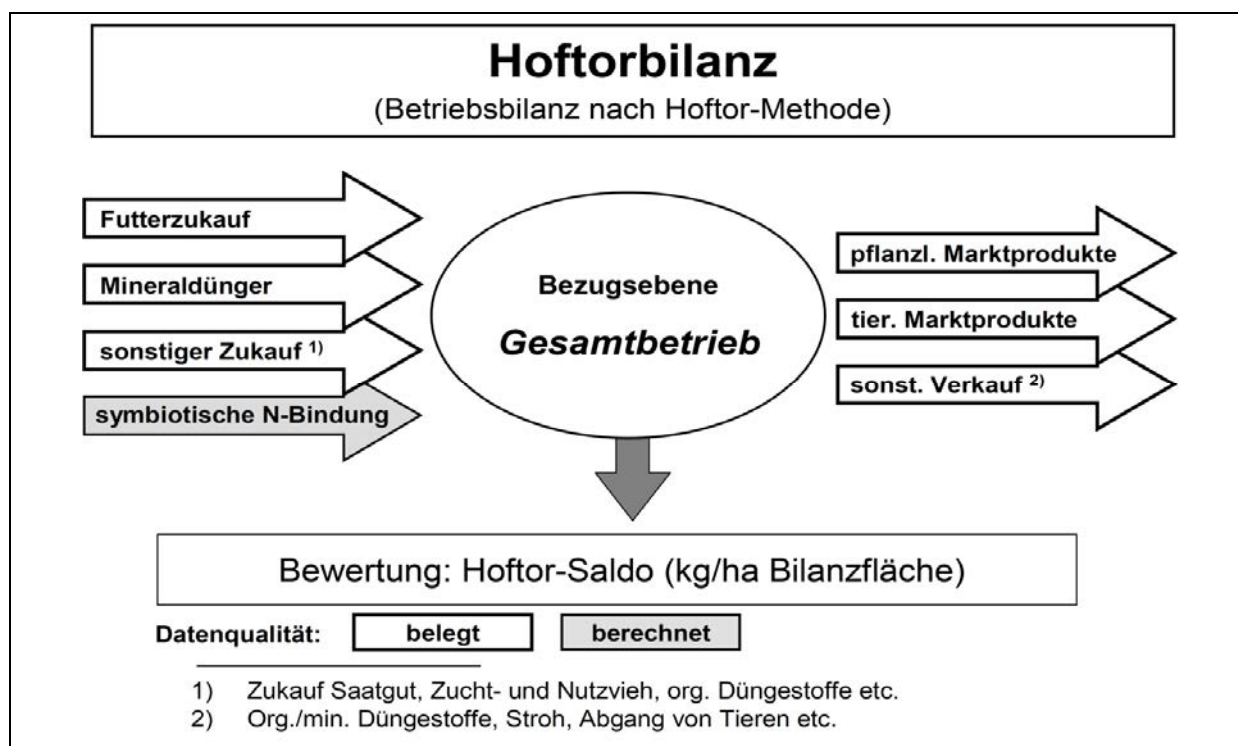
421. SRU, WBA und WBD (2013) haben sich dafür ausgesprochen, dass der betriebliche Nährstoffvergleich in der Düngeverordnung nach Hoftorbilanz berechnet werden sollte. Die Flächenbilanz oder die aggregierte Schlagbilanz, wie sie die Düngeverordnung 2006 vorschreibt, weisen große Ungenauigkeiten und Manipulationsmöglichkeiten auf. Besonders auf Betrieben mit Viehhaltung ist die Erfassung der Stickstoffflüsse mithilfe der bisherigen Bilanzierungsmethoden ungenau. So liefert die Flächenbilanz für Betriebe mit Futterbau keine verlässlichen Resultate, da die Erträge und damit der Stickstoffentzug geschätzt werden müssen (BAUMGÄRTEL et al. 2007, S. 7). Auch kann die Bestimmung der Stickstoffausscheidungen aus der Tierhaltung anhand von Faustzahlen, ohne die Berücksichtigung der tatsächlichen Fütterung, zu Verzerrungen führen (KELM et al. 2007, S. 28).

Im Gegensatz zur Flächenbilanz wird bei der Hoftorbilanz primär auf durch Buchhaltungsdaten belegbare Werte zurückgegriffen (Abb. 6-12), wodurch sich die Ungenauigkeiten und Manipulationsmöglichkeiten deutlich verringern. Der Stickstoffeintrag in den Betrieb durch Futterzukauf, Düngerzukauf und Fixierung von Luftstickstoff durch Leguminosen wird dem Stickstoffaustrag durch den Verkauf von Erzeugnissen gegenübergestellt. Die Hoftorbilanz wird auf Betriebsebene ermittelt, kann jedoch in eine Flächen- und Stallbilanz aufgegliedert werden. Berechnungen unter der Annahme von Unsicherheiten von einzelnen Bilanzgrößen zeigen, dass der Schwankungsbereich der Nährstoffsalden nach Hoftorbilanz deutlich geringer ist als nach Flächenbilanz (SCHECK und HAAKH 2008, S. 43 f.). Eine Berechnung des Nährstoffvergleichs nach Hoftorbilanz ist auch für eine Verbesserung des Vollzugs der Düngeverordnung von Bedeutung, da sich die Kontrollierbarkeit der Angaben erhöht (vgl. Abschn. 6.4.2.2). Zur umfassenden Durchsetzung von düngerechtlichen Vorgaben ist nach Ansicht von SRU, WBA und WBD (2013) auch die verpflichtende Erstellung einer Hoftorbilanz für flächenlose Veredelungsbetriebe und Biogasanlagen notwendig.

422. Die Flächenbilanz wird als sogenannter Nettobilanz-Ansatz bezeichnet, da Ammoniakemissionen durch Stall-, Lager- und Ausbringungsverluste mit Hilfe von standardisierten Verlustfaktoren abgezogen werden. Auch bei der Hoftorbilanz können je nach Vorgehen Ammoniakverluste abgezogen werden. Diese Stickstoffverluste in die Umwelt finden sich dann nicht im Bilanzsaldo wieder. Der SRU fordert, dass Bruttowerte im Rahmen der Hoftorbilanz ausgewiesen werden, die sogenannte unvermeidbare Stickstoffverluste in Stall, Lager und bei der Ausbringung enthalten. So wird dem Landwirt der gesamte Stickstofffluss im Betrieb verdeutlicht und Ammoniakemissionen, die unter Umweltaspekten sehr relevant sind, werden nicht von vornherein abgezogen. Darüber hinaus ist eine Bruttobilanzierung sinnvoll, um alle Emissionen von reaktivem Stickstoff im Rahmen einer Überschussabgabe einzubeziehen (vgl. Tz. 461). Es ist jedoch unbedingt darauf zu achten, dass die angestrebten Reduktionsziele nicht durch mit dem Wechsel von Netto- zu Bruttobilanzierung einhergehende Anpassungen der zulässigen Nährstoffsalden verwässert werden.

Abbildung 6-12

Berechnung des Flächensaldos nach Hoftorbilanz



Quelle: BAUMGÄRTEL et al. 2007, S. 5

423. Die BLAG (2012) empfiehlt die Einführung einer plausibilisierten Flächenbilanz auf Futterbaubetrieben, um die beschriebene Problematik (Tz. 421) zu entschärfen. Dabei wird die Nährstoffabfuhr durch die Ernte von Grundfutter aus dem Futterbedarf des Tierbestandes abgeleitet, wodurch das Verhältnis zwischen Tierbestand und Futtererzeugung plausibilisiert wird. Darüber hinaus sollen die Koeffizienten für die Berechnung der Verluste bei Weidehaltung und der unvermeidlichen Verluste im Gemüsebau angepasst werden. SRU, WBA und WBD (2013) unterstützen diese Forderungen und betonen, dass die Anwendung der

plausibilisierten Flächenbilanz eine Verbesserung gegenüber der Erstellung des Nährstoffvergleichs nach den Vorgaben der Düngeverordnung von 2006 darstellt. Eine schnellstmögliche Einführung der Hoftorbilanz ist jedoch trotzdem notwendig. Dafür sollten nach Ansicht des SRU bereits bei der aktuellen Reform die Weichen gestellt werden. Die plausibilisierte Flächenbilanz erhöht die Genauigkeit der Nährstoffbilanzen von Futterbaubetrieben, jedoch nicht von Veredelungsbetrieben, intensiv wirtschaftenden Ackerbaubetrieben oder Betrieben mit hofeigener Biogasanlage (WÜSTHOLZ und BAHRS 2013, S. 209 ff.). Es ist fraglich, ob das bestehende Düngegesetz die Grundlage für eine Verpflichtung zur Hoftorbilanzierung in der Düngeverordnung bietet (SRU et al. 2013). Daher sollten frühzeitig die notwendigen rechtlichen Voraussetzungen geschaffen werden und auch Vorbereitungen in der Verwaltung sowie zur EDV-Unterstützung der Bilanzierung getroffen werden.

424. Mit einer Verbesserung der Bilanzierungsmethodik sollte aus Sicht des Natur- und Umweltschutzes auch eine Absenkung der zulässigen betrieblichen Stickstoffüberschüsse einhergehen, um den Eintrag von Stickstoff in die Umwelt weiter zu reduzieren. Es ist zu prüfen, ob alternativ zu einer pauschalen Verschärfung eine räumlich differenzierte Absenkung der zulässigen Nährstoffüberschüsse genutzt werden kann, um einen stärkeren Wirkungsbezug der Vorgaben herzustellen. Dieser Ansatz wird in Abschnitt 6.4.6 erläutert.

Exkurs: Phosphat

425. Phosphat liegt in Wirtschaftsdünger in Kombination mit Stickstoff vor und wird ebenfalls in mineralischer Form gedüngt. Im Rahmen der Erstellung des Nährstoffvergleichs reglementiert die Düngeverordnung neben Stickstoff auch den zulässigen Überschuss an Phosphat. Verschiedene Quellen weisen darauf hin, dass bereits unter der Düngeverordnung von 2006 in bestimmten Regionen die zulässigen Grenzwerte bei hohem Einsatz von Wirtschaftsdünger bei Phosphat schneller erreicht sind als bei Stickstoff (BLAG 2012, S. 214; GARBERT 2013). Somit können Betriebe aufgrund der Beschränkung des Phosphatsaldos die Ausbringungsobergrenze von 170 kg Stickstoff für Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft nicht vollständig ausschöpfen (Tz. 427) und weisen unter Umständen auch noch Kapazitäten hinsichtlich des zulässigen Stickstoffsaldos auf (Tz. 420).

426. Phosphat reichert sich im Boden an, was zu unterschiedlich hohen Versorgungsstufen führt (Gehaltsklasse A bis E). In Regionen mit hohem Wirtschaftsdüngeranfall kommt es häufig zu hohen Phosphatversorgungen der Böden (Gehaltsklasse D und E), die über die anzustrebenden und für die Pflanzenernährung notwendigen Phosphatgehalte hinausgehen. SRU, WBA und WBD (2013) haben sich dafür ausgesprochen, dass auf Böden mit anzustrebendem Phosphatgehalt (Gehaltsklasse C) ausgeglichene Phosphatbilanzsalden sowie mittelfristig auf hoch versorgten Böden (Gehaltsklasse D und E) negative Phosphatbilanzsalden vorliegen sollen. Hintergrund ist, dass Phosphat bei Eintrag in Gewässer zur Eutrophierung beiträgt. Darüber hinaus stellt Phosphat eine endliche Ressource dar, die möglichst effizient verwendet werden sollte. Die Begrenzung der Phosphatanreicherung in Böden ist

neben dem Erosionsschutz eine wirksame Maßnahme zur Verringerung des Eintrags von Phosphat in Gewässer. Eine stärkere Begrenzung des Phosphatüberschusses, wie von SRU, WBA und WBD (2013) vorgeschlagen, wird in manchen Regionen auch verringern auf die ausgebrachte Menge organischen Stickstoffs und die Stickstoffüberschüsse wirken.

Ausbringungsobergrenze

427. Im Gegensatz zum Nährstoffvergleich, der das Verhältnis vom gesamten Stickstoffinput und -output reguliert, limitiert die Ausbringungsobergrenze nur den Einsatz von Wirtschaftsdünger tierischen Ursprungs und ist somit vor allem für Tierhaltungsbetriebe relevant. Im Betriebsdurchschnitt dürfen nicht mehr als 170 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr ausgebracht werden. Der Anfall von Stickstoff aus der Tierhaltung errechnet sich dabei aus dem Tierbestand sowie festgelegten Ausscheidungsfaktoren. Er darf nach Verrechnung mit der vorhandenen Betriebsfläche nicht oberhalb der Ausbringungsobergrenze liegen. Die Vorgabe wirkt der Überversorgung mit organischem Stickstoff entgegen und begrenzt im Prinzip den Tierbesatz pro Flächeneinheit. Da Wirtschaftsdünger jedoch aus den Betrieben exportiert werden kann, stellt die Ausbringungsobergrenze keine einzelbetriebliche Flächenbindung der Tierhaltung dar und kann räumliche Konzentration von Tierhaltungsbetrieben nicht verhindern. Die Mitgliedstaaten können zeitlich begrenzte Ausnahmen von der Ausbringungsobergrenze beantragen (Derogation), wenn dadurch nicht das Erreichen der Ziele der Nitratrichtlinie gefährdet wird. In Deutschland war für Grünland bis 2013 unter der Erfüllung bestimmter Auflagen eine Ausbringung von 230 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr zulässig, die von den Betrieben jährlich neu beantragt werden musste.

428. Die Ausbringungsobergrenze bezieht sich unter der Düngeverordnung von 2006 nur auf organischen Dünger tierischen Ursprungs, also auf Exkremate aus der Tierhaltung. Durch den Zuwachs der landwirtschaftlichen Biogasproduktion in der letzten Dekade fallen jedoch auch relevante Mengen organischen Düngers pflanzlichen Ursprungs aus der Vergärung von Anbaubiomasse an (vgl. Abschn. 4.1.4). Diese wurden nicht unter der Ausbringungsobergrenze erfasst, wodurch es zu Ausbringungsmengen von organischem Stickstoff kam, die oberhalb von 170 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr lagen. SRU, WBA und WBD (2013) fordern daher, wie auch die BLAG (2012), den Einbezug sämtlicher organischen Dünger, also tierischen und pflanzlichen Ursprungs in die Ausbringungsobergrenze. So werden die Gärreste aus der Biogaserzeugung vollständig erfasst und es wird der Überversorgung mit organischen Stickstoffdüngern entgegengewirkt. Damit die Ausbringungsobergrenze auf alle organischen Dünger ausgedehnt werden kann, ist eine Anpassung des Düngegesetzes erforderlich.

429. Nach GUTSER et al. (2010, S. 36 ff.) ist die Ausbringungsobergrenze von 170 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr zu hoch, um eine effiziente Ausnutzung von organischem Dünger auf Ackerland zu gewährleisten und Stickstoffüberschüsse zu minimieren. Sie quantifizieren die Zufuhr an organischem Stickstoff, die eine effiziente Verwertung erlaubt und

potenzielle Verluste reduziert, auf 80 bis 120 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr. Dies entspricht bei der Anrechnung von Verlusten durch Lagerung und Ausbringung tierischer Ausscheidungen circa 120 bis 160 kg Stickstoff. Der Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA) spricht sich dafür aus, dass die Düngeverordnung Orientierungswerte für eine optimal verwertbare organische Düngung ausgibt, die unterhalb der Vorgaben der Nitratrictlinie von 170 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr liegen (VDLUFA 2012, S. 7). Der SRU empfiehlt daher, die Grenzwerte der Ausbringungsobergrenze zu evaluieren und gegebenenfalls mit der nächsten Novelle der Düngeverordnung anzupassen.

6.4.2.2 Effektiver Vollzug der Düngeverordnung

430. Der Vollzug der Düngeverordnung ist in den Bundesländern sehr unterschiedlich ausgestaltet. In manchen Ländern liegt die Agrarverwaltung in den Händen der Landwirtschaftskammern, die damit zum Teil auch die Düngeverordnung vollziehen. In anderen Ländern sind behördliche Institutionen wie Untere Landwirtschaftsbehörden oder Landesämter bzw. Landesanstalten für Landwirtschaft mit dem Vollzug betraut (vgl. Tab. 6-10).

Landwirtschaftskammern existieren aus historischen Gründen nur in einigen nördlichen und westlichen Bundesländern (Schleswig-Holstein, Hamburg, Bremen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz und Saarland). Sie sind Körperschaften des öffentlichen Rechts, mitgliedschaftlich verfasst und unabhängig vom Wechsel der Mitglieder. Die Kammern verdanken ihre Rechtsfähigkeit einem Hoheitsakt und sind öffentlich-rechtlich organisiert und können öffentlich-rechtlich handeln. Beispielsweise können sie Beamte ernennen, haben die Rechtsetzungsbefugnis Satzungen zu erlassen und können Beiträge erheben. Im Bereich der Selbstverwaltungsangelegenheiten bestehen öffentlich-rechtliche Körperschaften, weil staatliche Aufgaben von den Betroffenen eigenverantwortlich geregelt werden sollen (weitere Beispiele für diese Organisationsform sind Gemeinden, Landesärztekammern oder Rechtsanwaltskammern). Die Landwirtschaftskammern finanzieren sich über Beiträge des jeweiligen Bundeslandes für die übertragenen staatlichen Aufgaben, die sogenannte Umlage (Mitgliedsbeiträge der landwirtschaftlichen Betriebe) und Einnahmen aus Dienstleistungen.

431. Grundsätzlich wird die Einhaltung der Düngeverordnung im Rahmen von Cross-Compliance-Kontrollen einerseits und von Fachrechtskontrollen andererseits überprüft (vgl. Tz. 452 zur Definition von Cross Compliance). Beide werden in der Regel von den gleichen Behörden verantwortet (BLAG 2012, S. 224). Für die Erfüllung der Cross Compliance sind nicht alle Vorgaben der Düngeverordnung relevant. So ist es beispielsweise keine Voraussetzung der Cross Compliance, dass der zulässige Saldo des Nährstoffvergleichs eingehalten wird. Fachrechtskontrollen dagegen beziehen sich explizit auf die Einhaltung der Düngeverordnung. Die Düngeverordnung gibt dabei vor, welche Verstöße als Ordnungs-

widrigkeit zu ahnden sind. Die Überschreitung der zulässigen Nährstoffsalden stellt unter der Düngeverordnung von 2006 keine Ordnungswidrigkeit dar (Tz. 420).

Tabelle 6-10

Organisation des Vollzugs der Düngeverordnung und Kontrollhäufigkeit nach Bundesländern

	BB	BW	BY	HE	MV	NI	NW	RP	SH	SL	SN	ST	TH
Verantwortung für Vollzug													
Cross-Compliance-Kontrolle	ULB	ULB	FÜAK	Kreisaus-schüsse, LK	ULB	LWK	LWK	DLR	LfL	LfL	LfL	UNB	Zahl-stelle + ULB
Fachrechts-Kontrolle	ULB	ULB	ULB*	RP Kassel	ULB	LWK	LWK	DLR	LfL	k.A.	LfL	UNB	LfL + ULB
Kontrollquoten in %													
Cross-Compliance-Kontrolle	k.A.	1,15	1	1	1	1	k.A.	1	1	> 1	1,5	1	1
Fachrechts-Kontrolle	k.A.	ca. 0,5	k.A.	1	1	1	2 - 3	k.A.	0,25	k.A.	5	k.A.	5
* mit Fachzentrum Agrarökologie DLR = Dienstleistungszentrum Ländlicher Raum; FÜAK = Staatliche Führungsakademie für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Zentraler Prüfdienst; LfL = Landesamt/Landesanstalt für Landwirtschaft (teilweise mit weiteren Aufgabenbereichen); LK = Landkreise; LWK = Landwirtschaftskammer; RP = Regierungspräsidium; ULB = Untere Landwirtschaftsbehörden (zuständige Fachbehörden, Ämter für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Landkreise u. ä.); UNB = Untere Naturschutzbehörde													
SRU/SG 2015/Tab. 6-10; Datenquelle: BLAG 2012, S. 225													

432. Die Frage nach dem ausreichenden Vollzug der Düngeverordnung ist gegenwärtig nicht leicht zu beantworten, weil der Umfang der Verstöße aufgrund der schlechten Datenaufnahme schwer zu quantifizieren ist und sowohl die Kontrollquoten des Fachrechts als auch im Rahmen der Cross Compliance sehr gering sind. Durch Fachrechtskontrollen werden im Durchschnitt der Bundesländer 0,25 % bis 5 % der Betriebe erfasst. Die Einhaltung der Cross Compliance wird in fast allen Bundesländern bei 1 % der Betriebe überprüft (vgl. Tab. 6-10). Die zu kontrollierenden Betriebe werden zufällig und nach Risikofaktoren wie vorherige Kontrollergebnisse oder Größe des Tierbestandes ausgewählt (BLAG 2012, S. 225). Neben der geringen Kontrollquote ist die Einhaltung bestimmter Vorgaben allgemein schwer zu überprüfen, wie zum Beispiel die Ausbringungsmengen im Herbst oder der Eintrag in Gewässer (ebd., S. 226 ff.).

Die BLAG (2012) hat im Rahmen der Evaluierung der Düngeverordnung die zuständigen Institutionen der Bundesländer hinsichtlich der Ausgestaltung und Häufigkeit der Kontrollen (s. a. Tab. 6-10) sowie festgestellter Verstöße befragt. Im Jahr 2010 wurden bei 1.606 Fachrechtskontrollen in acht Bundesländern bei 1 % der Kontrollen Verwarnungen ausgesprochen und bei 21 % Bußgelder verhängt. Jedoch handelt es sich bei Fachrechtskontrollen häufig auch um Anlasskontrollen, wodurch generell eher Verstöße festgestellt werden (ebd., S. 230). Aufgrund von fahrlässigen Verstößen gegen Cross-Compliance-Vorgaben bezüglich Nitrats wurden 2010 auf 11 % der bundesweit kontrollierten Betriebe Kürzungen der Direktzahlungen vorgenommen. Kürzungen aufgrund von vorsätzlichen Verstößen wurden nur gegen 0,3 % der kontrollierten Betriebe verhängt. Bei fahrlässigen Verstößen werden die

Direktzahlungen um 1 bis 5 % gekürzt, bei vorsätzlichen Verstößen sind Kürzungen bis zu 100 % möglich (BMU und BMELV 2012, S. 48 f.).

433. SRU et al. (2013) und auch die BLAG (2012) fordern, den Vollzug der Düngeverordnung dadurch zu verbessern, dass Sanktionierungen erleichtert werden. Außerdem sollten die Vorgaben so gestaltet werden, dass sie besser kontrollierbar sind. Ein zentraler Aspekt ist die Sanktionierung bei Nichteinhaltung der zulässigen Stickstoffsalden des Nährstoffvergleichs. Diese Vorgabe ist nach der Düngeverordnung von 2006 weder Cross Compliance relevant noch wurde sie als Ordnungswidrigkeit gewertet. Dies sollte geändert und bei Verstößen im ersten Schritt kostenpflichtige Beratungen angesetzt werden. Bei erneuter und bei hoher Überschreitung sind behördliche Anordnungen auszusprechen, die Missachtung der Anordnung oder Beratungspflicht sollten als Ordnungswidrigkeit geahndet werden. SRU, WBA und WBD (2013) fordern darüber hinaus, dass die Betriebe die Resultate ihres Nährstoffvergleichs an eine autorisierte Stelle melden. Dies ist nicht nur für bessere Kontrollen notwendig, sondern auch um Optimierungspotenziale zu erkennen.

434. In Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen werden zur Kontrolle von überbetrieblichen Nährstoffflüssen detaillierte Daten über Aufnahme und Abgabe von Wirtschaftsdünger erhoben. Dafür müssen in Nordrhein-Westfalen Betriebe seit 2013 die Abgabe von Wirtschaftsdünger im Rahmen der Wirtschaftsdüngernachweisverordnung (WDüngNachwV) in einem internetbasierten Meldeprogramm angeben. Die Daten werden mit Angaben des aufnehmenden Betriebes abgeglichen. In Niedersachsen geschieht dies im Rahmen der Verordnung über Meldepflichten in Bezug auf Wirtschaftsdünger (WDüngMeldPfIV ND).

Darüber hinaus wurde kürzlich in Niedersachsen eine Initiative gestartet, um die Transparenz beim Nährstoffmanagement weiter zu verbessern (Niedersächsischer Landtag 2014a). So sollen in Zukunft die Daten zu den gemeldeten Verbringungen von Wirtschaftsdünger mit den vorhandenen Daten über die Anzahl gehaltener Nutztiere und der Flächenausstattung der Betriebe abgeglichen werden (Niedersächsischer Landtag 2014a; 2014b). Darüber hinaus wird überlegt, die Betriebe zur Erstellung eines Nährstoffkatasters bzw. einer Dokumentation zu verpflichten, die darlegt, auf welchen Flächen die Betriebe betriebs-eigenen und aufgenommenen Wirtschaftsdünger sowie mineralischen Dünger einsetzen. Eine entsprechende Erlassvorlage hierzu existiert bereits, die Idee konnte sich bisher jedoch nicht durchsetzen (Niedersächsischer Landtag 2012; EUWID 2014; Land & Forst 2013).

Nach Ansicht des SRU erhöht das Vorgehen in Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen die Nachvollziehbarkeit von Nährstoffflüssen deutlich. Unter dem Vorbehalt der datenschutzrechtlichen Zulässigkeit scheint eine digitale Erfassung der Angaben im Rahmen der Düngeverordnung (Nährstoffvergleich, Anfall Wirtschaftsdünger) und ein Zusammenführen dieser Daten mit Angaben über überbetriebliche Nährstoffverbringung und weiterer Betriebsdaten sinnvoll, um den Vollzug von düngerechtlichen Vorgaben entscheidend zu verbessern.

435. Für eine Verbesserung des Vollzugs wäre es darüber hinaus interessant zu untersuchen, welchen Einfluss die institutionelle Verankerung auf die Durchsetzung der Düngeverordnung hat. Da der Vollzug von Bundesland zu Bundesland unterschiedlich organisiert ist, sollten weitergehende Studien zum Einfluss der verschiedenen Organisationsformen durchgeführt werden (vgl. Tab. 6-10). Mit dem vorhandenen Wissen lassen sich keine fundierten Aussagen darüber treffen, welche institutionelle Ausgestaltung des Vollzugs zu bevorzugen ist.

436. Nach Auffassung des SRU ist Beratung ein wichtiges Instrument, um die Umsetzung der Düngeverordnung zu unterstützen. Im Rahmen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie und in Wasserschutzgebieten ist Beratung bereits ein fester Bestandteil des Gewässerschutzes, wie ausführlich in Abschnitt 6.3.1.2.3 erläutert wird. Beratungsangebote mit konkretem Bezug zur Düngeverordnung sind beispielsweise EDV-Unterstützung für die Erstellung des Nährstoffvergleichs, Informationen zu aktuellen Rechtsvorschriften oder einzelbetriebliche Beratung zum Düngemanagement (BLAG 2012, S. 223 f.). Beratungsangebote sind auf ihre Effektivität und Effizienz zu überprüfen und mit ausreichenden Ressourcen zu versehen, damit sie einen Beitrag zur Reduktion der Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft leisten können (vgl. Tz. 380).

Ebenfalls sollte das in Abschnitt 5.3.3 vorgestellte schwedische Beratungsprogramm „Greppa Näringen“ auf mögliche Ansatzpunkte für eine effizientere und effektivere Beratung der deutschen Landwirtschaft hin analysiert werden. Das Programm zeichnet sich durch eine enge Kooperation verschiedener staatlicher sowie privater Akteure aus und ist damit komplementär zur Vielschichtigkeit der deutschen Beratungslandschaft (s. a. Abschn. 6.3.1.2.3).

Zwischenfazit

437. Die Düngeverordnung ist das zentrale Instrument, um den Einsatz von Stickstoff in der Landwirtschaft zu reglementieren. Sie stellt die nationale Umsetzung von wesentlichen Teilen der Nitratrichtlinie in Deutschland dar und trägt zur Umsetzung weiterer Richtlinien wie der Wasserrahmenrichtlinie bei. Die Maßnahmen der Düngeverordnung reduzieren nicht nur die Nitratbelastung von Wasserkörpern, sondern wirken auch verringend auf die Emissionen von Lachgas und Ammoniak. Die Düngeverordnung ist daher auch für die Einhaltung der Emissionshöchstmengen von Ammoniak unter der NEC-Richtlinie von Bedeutung. Der SRU hat bereits in einer gemeinsamen Stellungnahme mit dem WBA und WBD anlässlich der Novellierung der Düngeverordnung von 2006 für eine ambitionierte Reform plädiert. Von besonderer Bedeutung sind nach Ansicht des SRU eine verbindliche Düngeplanung, strengere Anforderungen an die Ausbringungstechnik, eine angemessene Ausweitung der Sperrfristen, die Erstellung eines Nährstoffvergleichs nach Hoftorbilanz sowie ein besserer Vollzug der Vorgaben. Nur so kann die Düngeverordnung den notwendigen Beitrag zum Erreichen verschiedener Umweltqualitätsziele leisten.

6.4.3 Verbesserter Immissionsschutz bei Tierhaltungsanlagen

438. Von den gesamten Ammoniakemissionen in Deutschland stammen circa 80 % aus dem Management von Wirtschaftsdünger, sind also unmittelbar mit der Tierhaltung verknüpft. Je nach Tierart entstehen zwischen circa 40 % und circa 80 % der Ammoniakemissionen im Stall und bei der Lagerung von Wirtschaftsdünger, der Rest wird bei der Ausbringung von Wirtschaftsdünger emittiert (Tz. 216).

439. Für die Reduktion von Stickstoffemissionen, in diesem Fall speziell Ammoniakemission, spielen Tierhaltungsanlagen daher eine große Rolle. Im Rahmen der Anlagengenehmigung können gezielt Anforderungen bezüglich der zulässigen Emissionen formuliert werden. Ställe, Lager und Abfüllstationen sind als Betriebsstätten Anlagen im Sinne des § 3 Absatz 5 Nummer 1 BImSchG. Diese Anlagen bedürfen ab einer gesetzlich festgelegten Größe für ihre Errichtung und ihren Betrieb einer Genehmigung. Die Genehmigungspflicht richtet sich bei „Anlagen zum Halten und zur Aufzucht von Tieren“ nach der Tierplatzanzahl und ist im Anhang 1 der 4. BImSchV aufgeführt. Ihr zufolge sind Anlagen mit mehr als 1.500 Mastschweinen (≥ 30 kg), mehr als 560 Sauen (inklusive Ferkel < 30 kg) oder mehr als 15.000 Hennen genehmigungspflichtig. Gemäß § 5 BImSchG dürfen von diesen Anlagen keine schädlichen Umwelteinwirkungen und sonstige Gefahren ausgehen. Darüber hinaus muss Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen und Gefahren getroffen werden, insbesondere durch die dem Stand der Technik entsprechenden Maßnahmen.

Anlagen unterhalb der oben aufgeführten Grenzen sind nicht nach BImSchG genehmigungspflichtig und benötigen zu ihrer Errichtung nur eine Baugenehmigung nach dem Baugesetzbuch (BauGB). Allerdings müssen nach § 22 Absatz 1 Nummer 1 und 2 BImSchG auch nicht genehmigungsbedürftige Anlagen so errichtet und betrieben werden, dass schädliche Umweltwirkungen, die nach dem Stand der Technik vermeidbar sind, verhindert werden sowie die nach dem Stand der Technik nicht vermeidbaren schädlichen Umwelteinwirkungen auf ein Mindestmaß beschränkt werden.

Nicht genehmigungspflichtig ist auch das Aufbringen von Dünger auf landwirtschaftliche Flächen, auch wenn durch Bewirtschaftungsmaßnahmen Emissionen entstehen. MÖCKEL et al. (2014, S. 262 und 267) schlagen deshalb eine gesetzliche Klarstellung dahingehend vor, dass auch landwirtschaftliche Acker- und Grünlandflächen Anlagen im Sinne des BImSchG sind.

Für die Anlagen, die einer Genehmigungspflicht unterliegen, gilt wiederum, dass ab einer bestimmten Größe eine Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) durchgeführt werden muss. Dabei wird zwischen Anlagen, bei denen eine UVP-Pflicht im vollen Umfang durchgeführt werden muss, und Anlagen, für die über eine UVP nach einer Vorprüfung entschieden wird, unterschieden. Eine UVP-Pflicht besteht beispielweise bei Tierhaltungsanlagen mit mehr als 3.000 Mastschweinen (≥ 30 kg), bzw. mehr als 900 Sauen (inklusive Ferkel < 30 kg) bzw. mehr als 60.000 Hennen (UVP-G Anlage 1 Nr. 7).

Zudem ist bei großen Tierhaltungsanlagen nach § 15 Raumordnungsgesetz (ROG) ein Raumordnungsverfahren für genehmigungspflichtige und UVP-pflichtige Vorhaben durchzuführen, wenn sie im Außenbereich errichtet werden, im Einzelfall raumbedeutsam sind und überörtliche Bedeutung haben. Über die Auslegung dieser Kriterien bestehen unterschiedliche Ansichten, sodass ein Raumordnungsverfahren nicht die Regel ist (MÖCKEL et al. 2014, S. 265).

Anforderungen an Tierhaltungsanlagen

440. Genehmigungsbedürftige Anlagen müssen nach § 5 Absatz 1 Nummer 2 BImSchG dem Stand der Technik entsprechen. Anlage 3 zu § 3 Absatz 6 BImSchG enthält Kriterien zur Bestimmung des Standes der Technik. Demnach umfasst der Stand der Technik den Entwicklungsstand fortschrittlicher Verfahren, Einrichtungen oder Betriebsweisen, die ein allgemein hohes Schutzniveau für die Umwelt sichern. Die immissionsschutzrechtlichen Anforderungen werden für genehmigungsbedürftige Tierhaltungsanlagen in der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft) näher konkretisiert. In den Anforderungen zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen (Nr. 4 TA Luft) werden keine Immissionswerte für Ammoniak festgelegt. Es muss aber geprüft werden, „[...] ob der Schutz vor erheblichen Nachteilen durch Schädigung empfindlicher Pflanzen (z. B. Baumschulen, Kulturpflanzen) und Ökosysteme durch die Einwirkung von Ammoniak gewährleistet ist“. Anhaltspunkte dafür liegen zum Beispiel vor, wenn bestimmte Mindestabstände zum Schutzgut nicht eingehalten werden (Sonderfallprüfung nach Nr. 4.8 TA Luft).

Außerdem muss nach Nummer 4.8 ergänzend geprüft werden, ob Anhaltspunkte dafür vorliegen, dass der Schutz vor erheblichen Nachteilen durch Schädigung empfindlicher Pflanzen und Ökosysteme durch Stickstoffdepositionen nicht gewährleistet ist. Ein Anhaltspunkt ist zum Beispiel, wenn eine Viehdichte von 2 Großvieheinheiten je Hektar Landkreisfläche überschritten wird. Dabei müssen die Vorbelastung und die Gesamtbelastung ermittelt werden und die möglichen nachteiligen Auswirkungen auf die Ökosysteme abgeschätzt werden. Dies erfordert eine einzelfallbezogene und teils aufwändige Prüfung durch die zuständigen Genehmigungsbehörden (LAI 2012, S. 4). Einige Bundesländer haben länderspezifische Abstandsregelungen entwickelt. Um diese Prüfung zu vereinfachen und zudem eine national einheitliche, standardisierte Methodik zu generieren, hat die Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz (LAI) einen Leitfaden zur Ermittlung und Bewertung von Stickstoffeinträgen erarbeitet (LAI 2012; UBA 2014c). Die Erarbeitung einer einheitlichen Methodik ist zu begrüßen. Naturschutzverbände kritisieren allerdings, dass das Vorgehen nach dem LAI-Leitfaden aufgrund der Abschneide- und Irrelevanzkriterien nicht geeignet ist, den Schutz empfindlicher Biotoptypen angemessen zu gewährleisten (BECKER und REBSCH 2013), was aber auch darauf zurückzuführen ist, dass die TA Luft nur ein geringes Schutzniveau vorschreibt.

Spezielle Anforderungen zur Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen finden sich für Tierhaltungsanlagen unter Nummer 5.4.7.1 TA Luft. Dort werden für Anlagen zum Halten oder zur Aufzucht von Geflügel und Schweinen Mindestabstände zur Wohnbebauung vorgeschrieben, die nur unterschritten werden dürfen, wenn durch primärseitige Maßnahmen oder durch den Einbau von Abluftreinigungsanlagen die Emissionen gemindert werden können. Diese Anforderung bezieht sich aber nur auf Geruchsstoffe. Außerdem werden in Nummer 5.4.7.1 TA Luft bauliche und betriebliche Anforderungen an Tierhaltungsanlagen aufgeführt (u. a. Maßnahmen bezüglich der Tierhaltung, der Fütterung und Anforderungen an die Lagerung des Wirtschaftsdüngers). Der Betrieb von Abluftreinigungsanlagen ist bei Tierhaltungsanlagen durch die TA Luft bislang nicht vorgeschrieben.

441. Hauptanwendungsbereich der Abluftreinigung bei Tierhaltungsanlagen ist die Schweine- und Geflügelhaltung (HAHNE 2012). In Nordrhein-Westfalen (Erlass des Umweltministeriums NRW „Immissionsschutzrechtliche Anforderungen an Tierhaltungsanlagen“ vom 19. Februar 2013), Niedersachsen (Gemeinsamer Runderlass des Umweltministeriums, Sozialministeriums und des Landwirtschaftsministeriums vom 22. März 2013 – 33-40501/207.01) und Schleswig-Holstein (Erlass des Ministeriums für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume vom 26. Juni 2014 – V 64/V62-570.220.200) wurde per Erlass klargestellt, dass der Einbau von Abluftreinigungsanlagen bei der Genehmigung von großen Schweinehaltungsanlagen als Stand der Technik betrachtet werden kann. Inzwischen stehen auch für zwangsbelüftete Anlagen zur Haltung von Geflügel zertifizierte Abluftreinigungsanlagen zur Verfügung (DLG 2014).

442. Das Baugesetzbuch privilegiert nach § 35 Absatz 1 Nummer 1 Anlagen, die einem land- oder forstwirtschaftlichen Betrieb dienen und nur einen untergeordneten Teil der Betriebsfläche einnehmen. Als landwirtschaftlicher Betrieb gelten auch Tierhaltungsbetriebe, soweit das Futter überwiegend auf den zum landwirtschaftlichen Betrieb gehörenden, landwirtschaftlich genutzten Flächen erzeugt werden kann. Bei Tierhaltungsanlagen müssen sich daher mehr als 50 % des benötigten Futters auf eigenen oder angepachteten Flächen des Betriebes gewinnen lassen (MÖCKEL et al. 2014, S. 276 m.w.N.).

Tierhaltungsbetriebe, die nicht über die erforderlichen Flächen verfügen, gehören zur gewerblichen Tierhaltung, sind aber nach § 35 Absatz 1 Nummer 4 BauGB ebenfalls privilegiert, weil sie wegen ihrer besonderen Anforderungen an die Umgebung, wegen ihrer nachteiligen Wirkung auf dieselbe oder wegen ihrer besonderen Zweckbestimmung nur im Außenbereich angesiedelt werden sollen. Für große Tierhaltungsanlagen, die einer UVP-Pflicht unterliegen, ist dieses Privileg aber Mitte 2013 abgeschafft worden (§ 35 Abs. 1 Nr. 4 BauGB). Damit ist zur Errichtung solcher Anlagen im Außenbereich nunmehr der Erlass eines Bebauungsplans erforderlich, was den Kommunen eine bessere Steuerungsmöglichkeit gibt.

Empfehlungen

443. Grundsätzlich wäre eine Novellierung der TA Luft mit dem Ziel, klare und anspruchsvolle Vorgaben für Tierhaltungsanlagen zu schaffen, wünschenswert. In der TA Luft sollte für alle zwangsbelüfteten Schweinemastanlagen eine Abluftreinigung vorgeschrieben werden, weil dies den Stand der Technik darstellt (Deutscher Bundestag 2013a, S. 12; AMK 2013). Diese Anforderung sollte sich nicht nur auf Neubauten und wesentlich geänderte Anlagen beschränken, sondern – wie auch in den Erlassen von Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Schleswig-Holstein vorgesehen – mit Übergangsfristen und – wo erforderlich – Einzelfallprüfungen für bestehende Stallbauten gelten. Würde die Abluftreinigung in allen genehmigungspflichtigen Mastschweineeställen Pflicht werden (das sind ca. 20 % aller Mastschweinebestände oder rund 3 % der Mastschweinebetriebe), könnten schätzungsweise 7,7 kt/a Ammoniakemissionen (etwa 2 % der Ammoniakemissionen aus der Tierhaltung) gemindert werden (JÖRß et al. 2014). Die lokale Wirkung wäre erheblich größer, da die Abscheidegrade von Abluftreinigungsanlagen für Ammoniak zwischen 70 und 90 % betragen (HAHNE 2012). Außerdem werden gleichzeitig auch Gerüche und Stäube gemindert.

Auch bei Geflügelbetrieben stehen inzwischen zertifizierte Abluftreinigungsanlagen zur Verfügung, sodass diese Weiterentwicklung des Standes der Technik bei der Novellierung der TA Luft berücksichtigt werden sollte. Derzeit wird das BVT-Merkblatt (= Beste Verfügbare Technik) „Beste verfügbare Techniken der Intensivhaltung von Geflügel und Schweinen“ (EIPPCB 2013) revidiert. Die Schlussfolgerungen der BVT-Merkblätter enthalten zusammenfassend Spannbreiten von Emissionswerten für Luft und Wasser, die von den Anlagen in der EU nicht überschritten werden dürfen. Die im Entwurf für das BVT-Merkblatt bislang eher schwach formulierten Anforderungen zu Abluftreinigungsanlagen für bestimmte Geflügelhaltungen sollten ebenfalls anspruchsvoller ausgestaltet werden. Es wäre zu begrüßen, wenn diese auch in der Endfassung des Dokuments zu den BVT zählen würden.

444. Ein weiteres Minderungspotenzial besteht bei der Abdeckung von Güllelagern. Die entsprechenden Auflagen der TA Luft gelten aber nur für genehmigungspflichtige Betriebe und damit nur für große Tierbestandseinheiten. Sinnvoll wäre es daher, durch eine Verordnung nach § 23 BImSchG (der die Anforderungen an die Errichtung, die Beschaffenheit und den Betrieb nicht genehmigungsbedürftiger Anlagen regelt) auch für kleinere, nicht genehmigungsbedürftige Tierhaltungsanlagen Anforderungen zu formulieren, die sowohl die Abdeckung von Güllelagern als auch Anforderungen an den Stall betreffen sollten.

445. Wenn der Bau oder die Erweiterung einer Tierhaltungsanlage ein FFH-Gebiet erheblich zu beeinträchtigen droht, muss das Projekt auf seine Verträglichkeit mit den Erhaltungszielen des FFH-Gebietes überprüft werden (§ 34 BNatSchG, s. a. Tz. 349). Der SRU empfiehlt, dass die hierzu für Straßenbau-Projekte entwickelte Methodik der Fachkonvention im Straßenbau (vgl. Tz. 349) auch im Falle der Beurteilung der Belastung von Ökosystemen durch Tierhaltungsanlagen angewandt wird.

6.4.4 Für eine natur- und umweltverträgliche Agrarpolitik

446. In Kapitel 4 (Tz. 228) wurde gezeigt, dass die Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) der EU historisch gesehen ein wichtiger Treiber für die heutige intensive landwirtschaftliche Produktion war. Im Jahr 2014 begann die neue Förderperiode mit dem mehrjährigen EU-Finanzrahmen 2014 bis 2020. Zeitlich parallel zu der Erarbeitung des Finanzrahmens wurden die Verordnungen im Bereich der GAP novelliert. Aufgrund der Verzögerung im Reformprozess gelten die neuen Regelungen sowohl für die Direktzahlungen (Teil der ersten Säule) als auch für die Förderung der ländlichen Entwicklung (Teil der zweiten Säule) allerdings erst ab 2015.

Der SRU hat sich bereits 2009 mit Vorschlägen für eine grundsätzliche Neuausrichtung in die Diskussion eingebracht: Ein Paradigmenwechsel weg von der Einkommensstützung und hin zur Zahlung „öffentlicher Gelder für öffentliche Güter“ und damit zu einer ökologischen Neuausrichtung war die zentrale Empfehlung (SRU 2009). Die Europäische Kommission unternahm mit ihren Vorschlägen einen Anlauf für eine dezidiert ökologische Reform der GAP (Europäische Kommission 2010; 2012b; 2012c; 2012d). Die Ergebnisse dieses Prozesses sind jedoch ernüchternd und werden im Allgemeinen als nicht ausreichend beurteilt, um die notwendige Wende hin zu einer natur- und umweltverträglichen Agrarpolitik zu vollziehen. Was die ökologischen Anforderungen für den Erhalt der Direktzahlungen (das sogenannte Greening, näher erläutert in Tz. 447) betrifft, fallen die Vorgaben nun deutlich hinter die Vorschläge der Kommission zurück. Letztere stellen aus Sicht des Umwelt- und Naturschutzes ohnehin schon nur Minimalanforderungen dar, konnten aber immerhin als Schritt in die richtige Richtung gesehen werden (u. a. SRU 2013b; KLU 2012). Die Bundesregierung hat in doppelter Hinsicht ihre Chance für eine stärkere Ökologisierung nicht genutzt. Auf EU-Ebene hat sie eher für eine Absenkung der Anforderungen an das Greening votiert (Rat der Europäischen Union 2012) und bei der nationalen Umsetzung an vielen Stellen die Gestaltungsspielräume nicht zugunsten des Umwelt- und Naturschutzes ausgenutzt (s. nachfolgende Kritik am Direktzahlungen-Durchführungsgesetz vom 9. Juli 2014 (BGBl. I S. 897); Tz. 447 ff.).

Im Sinne einer kohärenten nationalen Politik zur Stickstoffminderung, aber auch um Kohärenz mit wesentlichen EU-Richtlinien, wie der NEC-Richtlinie 2001/81/EG sowie der Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG herzustellen, mahnt der SRU für die nächste Förderperiode deutlich weitergehende Reformschritte an. Hierzu sei auch auf die Vorschläge des SRU in der 2009 veröffentlichten Stellungnahme verwiesen.

Kurzfristig, das heißt noch während der aktuellen Förderperiode, sollten aber im Rahmen der Halbzeitüberprüfung der Reform in 2017 und in der nationalen Gesetzgebung bereits einige Anpassungen erfolgen.

Nachbesserung des Greenings auf EU-Ebene und in der nationalen Umsetzung

447. Nach Beendigung der Übergangsfrist sind ab 2015 die Direktzahlungen für die landwirtschaftlichen Betriebe zu 30 % an die Einhaltung der sogenannten Greening-Vorschriften gekoppelt. Diese bestehen aus drei Elementen: Restriktionen zum Grünlandumbruch, der Vorgabe zur Ausweisung ökologischer Vorrangflächen (Flächennutzung im Umweltinteresse) sowie Vorgaben für eine Anbaudiversifizierung (Art. 43 bis 46 EU-Direktzahlungsverordnung Nr. 1307/2013 (DZ-VO)). Alle drei Elemente sind für eine Minderung der Belastungen durch Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft relevant, weshalb im Folgenden die zentralen Punkte aufgezeigt werden, an denen Nachbesserungsbedarf im Rahmen der Halbzeitüberprüfung der EU-Direktzahlungsverordnung sowie im Rahmen der nationalen Umsetzung besteht.

448. Trotz ihrer großen ökologischen Bedeutung ist die Grünlandfläche in Deutschland in den letzten Jahrzehnten deutlich zurückgegangen (BfN 2014). Beim Umbruch von Grünland kommt es zu starken punktuellen Freisetzungen von reaktivem Stickstoff in Luft und Wasser (z. B. SRU 2008, Tz. 969; 2009; Osterburg et al. 2009, S. 11). Nach Artikel 45 Absatz 1 EU-Direktzahlungsverordnung ist umweltsensibles Dauergrünland in den nach der FFH-Richtlinie 92/43/EWG oder der Vogelschutzrichtlinie 2009/147/EG geschützten Gebieten (zusammen Natura 2000-Gebiete) als Teil der Greeningauflagen mit einem Umbruchverbot belegt, das heißt dieses Grünland darf weder umgewandelt noch umgepflügt werden. Die Mitgliedstaaten sind darüber hinaus ermächtigt, das Umbruchverbot auf weitere sensible Gebiete auszuweiten. Nach Artikel 45 Absatz 2 DZ-VO ist der Umbruch von Dauergrünland auf maximal 5 % der gesamten durch die Betriebe angemeldeten Dauergrünlandflächen im Vergleich zum Referenzjahr 2012 für altes Dauergrünland begrenzt. Für nach 2012 hinzu gekommenes Dauergrünland gilt das Referenzjahr 2015. Die Mitgliedstaaten können festlegen, ob diese Regelung auf Betriebs-, subregionaler, regionaler oder nationaler Ebene greift, das heißt auf welcher Ebene die 5 %-Obergrenze ansetzt. Deutschland hat sich im Direktzahlungen-Durchführungsgesetz (DirektZahlDurchfG) für die regionale Ebene entschieden. In Umsetzung der neuen Greening-Vorgaben hat der Bund den Schutz des Dauergrünlandes ergänzt und ein generelles Umwandlungsverbot von Dauergrünland in FFH-Gebieten erlassen. Davon ist aber Grünland auf Stilllegungsflächen und Grünland, welches durch Agrarumweltmaßnahmen gemäß Europäischem Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER) oder Europäischem Ausrichtungs- und Garantiefonds für Landwirtschaft (EAGFL) aus Ackerland geschaffen wurde, ausgenommen (§ 15 DirektZahlDurchfG). Die Umwandlung von sonstigem Dauergrünland unterliegt zukünftig einem Genehmigungsverfahren (§ 16 DirektZahlDurchfG). Die Genehmigung wird aber bei einer kompensierenden Neuanlage von Grünland sowie aus Gründen des öffentlichen Interesses und in Härtefällen erteilt. Ist der Grünlandanteil insgesamt gegenüber dem Referenzanteil um 5 % gesunken, werden grundsätzlich keine Genehmigungen mehr erteilt. Darüber hinaus ist

Dauergrünland durch verschiedene Bundes- und Landesgesetze geschützt (MÖCKEL et al. 2014, S. 130 – 134).

Der SRU hat in verschiedenen Gutachten die hohe Relevanz des Grünlanderhalts auch im Zusammenhang mit reaktiven Stickstoffverbindungen betont und die bessere Verankerung des Dauergrünlanderhalts im Rahmen der GAP gefordert. Im Umweltgutachten 2008 forderte er „ein absolutes Umbruchverbot für altes Grünland und wertvolle Grünlandbiotope (SRU 2008, Tz. 974). HOFFMANN et al. (2012b) sehen ein vollständiges Verbot mit Ausnahmeregelungen oder zumindest eine deutliche weitere Reduktion des Prozentsatzes als in der EU-Direktzahlungsverordnung für notwendig, zumal in den vergangenen Jahrzehnten das Grünland bereits massiv zurückgegangen ist.

Der SRU empfiehlt deshalb auf EU-Ebene im Rahmen des Mid-Term-Reviews 2017 die Vorgaben in der Direktzahlungsverordnung schärfer zu fassen. Die 5 %-Klausel sollte überprüft werden und die Europäische Kommission sollte die in der Verordnung formulierte Befugnis nutzen, im Rahmen delegierter Rechtsakte weitere gefährdete Gebiete mit Umbruchverbot auszuweisen. Auf nationaler Ebene empfiehlt der SRU, die Ergänzung im Direktzahlungen-Durchführungsgesetz um ein Umbruchverbot auf umweltsensible Grünlandflächen außerhalb von FFH-Gebieten, insbesondere Moorstandorte, Überschwemmungsgebiete und artenreiche Grünlandflächen auszudehnen. ISERMEYER (2014, S. 9) und SCHMIDT et al. (2014) weisen darauf hin, dass mit den FFH-Gebieten erhebliche Teile des aus Natur- und Umweltschutzsicht erhaltenswerten, umweltsensiblen Grünlands nicht abgedeckt sind.

449. Nach Artikel 46 Absatz 1 DZ-VO muss jeder Betrieb zukünftig ökologische Vorrangflächen in Höhe von 5 % seiner Ackerflächen ausweisen. Ökologische Vorrangflächen bzw. im Umweltinteresse genutzte Flächen sind keine Stilllegungsflächen, vielmehr ist auf ihnen eine Bewirtschaftung nach bestimmten Kriterien erlaubt. Absatz 2 enthält eine Liste der Flächen- und Landnutzungstypen, unter denen die Mitgliedstaaten solche auswählen können, die als ökologische Vorrangflächen gelten sollen. Neben Brachflächen und Landschaftselementen, die einen wichtigen Beitrag zum Biodiversitätsschutz leisten, gehören hierzu nach der EU-Direktzahlungsverordnung aber auch Flächen mit Zwischenfrüchten und Leguminosen. Der Einsatz von Mineraldüngung ist in der EU-Verordnung lediglich auf Kurzumtriebsplantagen explizit ausgeschlossen. Der Verzicht der Stickstoffdüngung auf ökologischen Vorrangflächen ist jedoch sowohl für den Schutz der terrestrischen Ökosysteme vor Eutrophierung (Erhaltung der biologischen Diversität) als auch für den Gewässerschutz von großer Bedeutung (u. a. OPPERMANN et al. 2013, S. 146; UBA et al. 2014, S. 3). Deshalb empfiehlt der SRU, auf EU-Ebene im Rahmen der Halbzeitüberprüfung zum einen die Liste der anrechenbaren ökologischen Vorrangflächen anzupassen und zum anderen den Einsatz von Düngemitteln (synthetische Düngemittel sowie Wirtschaftsdünger) und Pestiziden auf sämtlichen ökologischen Vorrangflächen auszuschließen. Artikel 46 Absatz 1 Unterabsatz 2 DZ-VO sieht außerdem vor, dass nach einer Evaluierung der Wirkungen der

ökologischen Vorrangflächen ab 2018 der Flächenanteil von 5 auf 7 % des Ackerlandes eines Betriebs erhöht werden soll. Dies unterstützt der SRU ausdrücklich und verweist auf Untersuchungen, denen zufolge sogar noch höhere Anteile erforderlich sind (zitiert in SRU 2013b, S. 10; 2009, S. 16).

Die Umsetzung der Vorgaben zu ökologischen Vorrangflächen in deutsches Recht ist zu kritisieren. Zum einen wurde nicht wie in der EU-Direktzahlungsverordnung freigestellt und oben als sinnvoll beschrieben, die Auswahl an ökologischen Vorrangflächen dahingehend eingeschränkt, dass nur solche Maßnahmen, die einen deutlichen Mehrwert für die Erhaltung der Biodiversität leisten, anrechenbar sind. Und zum anderen hat der Gesetzgeber nicht, wie vielerseits (s. o.) gefordert, den vollständigen Verzicht von Düngemiteleinsetz (synthetische sowie organische Düngemittel) und Pestiziden auf ökologischen Vorrangflächen festgeschrieben. Nach § 18 Absatz 3 DirektZahlDurchfG dürfen „im Antragsjahr nach der Ernte der Vorkultur weder chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel noch mineralische Stickstoffdüngemittel noch Klärschlamm eingesetzt werden“. Die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern, die (s. Kap. 4.1) massiv das hohe Überschussproblem begründet, ist somit auf ökologischen Vorrangflächen zulässig. Außerdem ist die Ermächtigung, weitere Kriterien für ökologische Vorrangflächen im Rahmen einer Rechtsverordnung zu erlassen, eingeschränkt worden. Darüber hinaus wird mit § 18 DirektZahlDurchfG festgelegt, dass die Startdüngung und der Pflanzenschutz nach guter fachlicher Praxis im Leguminosenanbau auch auf ökologischen Vorrangflächen zulässig bleiben. Die in diesem Absatz genannten Punkte unterwandern nach Ansicht des SRU die Zielsetzung der ökologischen Vorrangfläche im Rahmen des Greenings und sollten korrigiert werden.

Das Thünen-Institut bewertet in seinem Arbeitspapier zur nationalen Umsetzung der GAP den Anbau von Zwischenfrüchten und Leguminosen zwar grundsätzlich als unter Umweltaspekten sinnvoll, sofern Düngung (synthetische und organische Dünger) sowie Pestizideinsatz ausgeschlossen sind. Der direkte positive Einfluss auf die Erhaltung der Biodiversität sei aber vergleichsweise gering. Die Wissenschaftler empfehlen deshalb, Zwischenfruchtanbau nicht als ökologische Vorrangfläche anrechenbar zu machen, sondern als Bestandteil der guten fachlichen Praxis zu definieren (SCHMIDT et al. 2014, S. 55 f). Für den Leguminosenanbau empfehlen sie, diesen nur in Kombination mit anderen ökologischen Vorrangflächen als anerkennungsfähig gelten zu lassen (ebd., S. 57).

450. Auch die Anbaudiversifizierung ist aus Sicht der Stickstoffproblematik relevant, da sie die Stickstoffintensität und -effizienz beeinflussen kann. Die in der neuen EU-Direktzahlungsverordnung verabschiedeten diesbezüglichen Anforderungen, sind jedoch in verschiedener Hinsicht unzureichend, um eine Verbesserung des Status Quo herbeizuführen (SCHMIDT et al. 2014; KLU 2013b; 2013c; SRU 2013b). Ab 10 ha Ackerland müssen mindestens zwei verschiedene landwirtschaftliche Kulturen angebaut werden und die Hauptkultur darf einen Anteil von 75 % des Ackerlandes nicht übersteigen bzw. ab 30 ha Ackerland

müssen drei verschiedene Kulturen angebaut werden, wobei die beiden Hauptkulturen zusammen maximal 95 % des Ackerlandes einnehmen dürfen (Art. 44 DZ-VO). Die zulässigen Anteile der Hauptfruchtarten sind deutlich zu hoch, um eine biodiversitätswirksame Steigerung der Heterogenität der Landschaft herbeizuführen (HOFFMANN et al. 2012a, S. 198 ff.). Untersuchungen von FORSTNER et al. (2012, S. 17 ff.) zu den Vorschlägen der Europäischen Kommission hinsichtlich des Greenings legen nahe, dass ein Großteil der Betriebe, welche die Vorgaben zur Anbaudiversifizierung zum Untersuchungszeitpunkt nicht erfüllten, tendenziell zu hohe Maisanteile in der Fruchtfolge aufwiesen. Die EU-Direktzahlungsverordnung macht aber keine Vorgaben oder gibt keine weitere Differenzierung dahingehend, wie die Diversifizierung hinsichtlich der Wahl der Feldfrüchte, der Nutzungsintensität sowie Fruchtfolgen und Fruchtfolgenweite umgesetzt werden soll. Gerade aus Sicht der Düngungsintensität bzw. des Stickstoffmanagements auf der Fläche sind aber die vorgenannten Aspekte zentral. Das Thünen-Institut geht davon aus, dass Betriebe, die aufgrund der Vorgaben zu einem Fruchtartenwechsel auf vorherigen Maisanbauflächen gezwungen sind, im Dünge- und Pestizideinsatz ähnlich intensive alternative Fruchtarten wählen werden. Ohne zusätzliche Spezifizierungen zur Umsetzung der Anbaudiversifizierung kann dem nicht vorgebeugt werden (SCHMIDT et al. 2014, S. 24). Vorschläge für eine Weiterentwicklung der Anforderungen zur Anbaudiversifizierung machen auch zum Beispiel OPPERMANN et al. (2013) und OPPERMANN (2009).

Für die Wirkung der Reform werden neben den Greening-Anforderungen die künftigen Prämienabzüge und Sanktionen bei Verstößen entscheidend sein (ISERMEYER 2014, S. 9 f.).

Eine zielgerichtete Mittelbereitstellung und Programmierung in den ländlichen Entwicklungsplänen

451. In der heutigen Stickstoffpolitik werden in erheblichem Maße freiwillige Fördermaßnahmen wie Agrarumweltmaßnahmen und Vertragsnaturschutz zum Erreichen einer Vielzahl von Umweltqualitätszielen eingesetzt, unter anderem im Rahmen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (vgl. Tz. 374) und auch im terrestrischen Naturschutz (vgl. Abschn. 6.2.6). Während das Greening und die Cross-Compliance-Auflagen für die Direktzahlungen der erste Säule eher einen Beitrag zu einer gebietsunspezifischen, flächendeckenden Begrenzung der Stickstoffeinträge leisten sollen, werden Zahlungen aus der zweiten Säule für Agrarumweltmaßnahmen und Vertragsnaturschutz gebiets- oder flächenspezifisch geleistet und sollen lokal zur Einhaltung anspruchsvollerer Schutzstandards bzw. zur gezielten Minderung von Emissionen in Hochbelastungsgebieten beitragen. Die zweite Säule der GAP stellt eine wichtige Finanzierungsquelle für diese freiwilligen Minderungsmaßnahmen dar. Die Mittelausstattung wurde jedoch bereits in der Vergangenheit aus Sicht des Biodiversitäts- und Gewässerschutzes als unzureichend beurteilt (OPPERMANN et al. 2013; SRU 2009, S. 16). Im Rahmen der aktuellen Reform wurden die EU-Mittel für die zweite Säule noch weiter gekürzt (s. Tab. 6-11).

Tabelle 6-11

**Mehrjähriger Finanzrahmen 2014 bis 2020
von EU-Mitteln für die ländliche Entwicklung Deutschlands**

2007-2013 (Mrd. Euro)	2014-2020 (Mrd. Euro)	Absenkung der 2. Säule-Mittel unter Berücksichtigung der Inflation	Aggregierte Mittel aus Umschichtung aus 1. in 2. Säule, wenn jährlich 4,5 % der jährlichen nationalen Obergrenze umgeschichtet werden (Mrd. Euro)	2014 – 2020 Gesamtsumme Mittel für 2. Säule (Mrd. Euro)	Absenkung 2. Säule unter Berücksichtigung der Umschichtungen
9,117*	7,304*	-19,9%*	0,996**	8,3**	-9 %**
<p>* Zahlen aus http://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/note/join/2013/495846/IPOL-AGRI_NT(2013)495846_EN.pdf, S. 45, konstante Preise von 2011</p> <p>** im Direktzahlungen-Durchführungsgesetz sind Umschichtungen nur für die Jahre 2015 bis 2019 vorgesehen; Zahlen berechnet auf Grundlage der Angaben für 1. Säule-Obergrenzen für D 2015-2019 in der Verordnung (EU) Nr. 1307/2013 Anhang III, umgerechnet in Preise von 2011</p> <p style="text-align: right;">SRU/SG 2015/Tab. 6-11</p>					

Nach Artikel 14 DZ-VO haben die Mitgliedstaaten die Möglichkeit, die Mittelkürzungen der zweiten Säule durch eine Umschichtung von bis zu 15 % der jährlichen nationalen Obergrenzen nach Anhang II auszugleichen. Die Bundesregierung plant jedoch hiervon nur in sehr begrenztem Umfang Gebrauch zu machen. Statt, wie vom SRU und anderen Akteuren empfohlen (SRU 2013b; SRU et al. 2013; KLU 2012), diesen Spielraum voll auszunutzen, wurde entschieden lediglich 4,5 % umzuschichten (§ 5 DirektZahlDurchfG). Dadurch wird national ein Teil der Absenkung der zweiten Säule auf EU-Ebene aufgefangen, es bleibt aber insgesamt bei einer Reduktion dieser Fördermittel für Deutschland (s. Tab. 6-11). Da das Preisniveau in der Landwirtschaft gleichzeitig steigt, nimmt das Finanzierungsproblem für Agrarumwelt- und Vertragsnaturschutzmaßnahmen folglich zu und ist ein Hemmnis für die Umsetzung der Stickstoffpolitiken. Vor dem Hintergrund, dass die Stickstoffminderungspolitik in Deutschland bei gebietsspezifischen Minderungsmaßnahmen derzeit stark auf freiwillige Fördermaßnahmen baut, empfiehlt der SRU, zusätzliche Gelder hierfür auf nationaler Ebene oder Bundesländerebene zu mobilisieren, zum Beispiel aus den Finanzmitteln für die Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“. Auch Einnahmen aus einer Überschussabgabe, wie sie in Abschnitt 6.4.5 vorgeschlagen wird, könnten zur Deckung der Finanzierungslücke genutzt werden.

Bei einer Auswertung der tatsächlich umgesetzten Agrarumweltmaßnahmen in vier Bundesländern in der vergangenen Förderperiode (2007 – 2013) stellten OPPERMANN et al. (2013) fest, dass nur zwischen 1,5 % (Baden-Württemberg) und 19 % (Niedersachsen und Bremen) des gesamten Flächenumfangs von Agrarumweltmaßnahmen auf raumspezifische oder nach ihrer Definition anspruchsvolle Maßnahmen entfiel. Der für solche Maßnahmen aufgewendete Finanzumfang lag zwischen 7,1 und 47 % der gesamten Ausgaben für Agrarumweltmaßnahmen (ebd., S. 85). Insbesondere vor dem Hintergrund immer knapperer Mittel empfiehlt der SRU, wie auch die eben genannten Autoren, eine stärkere räumliche und inhaltliche Fokussierung des Mitteleinsatzes in den ländlichen Entwicklungsplänen (ebd.,

S. 88 f.). Der Mitteleinsatz sollte räumlich deutlich stärker nach Kriterien des maximalen Nutzens für Umwelt- und Naturschutz ausgerichtet werden und eine Förderung in Gebietskulissen erfolgen (ALBERT et al. 2008).

Modellierungen in der Art wie sie das Thünen-Institut in dem AGRUM-Weser-Projekt (Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes) zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in der Flussgebietseinheit Weser vorgenommen hat, beziehen die bestehenden Produktionsschwerpunkte und Nutzungsweisen der landwirtschaftlichen Nutzflächen in Potenzialanalysen für Agrarumweltmaßnahmen zur Reduzierung der Nährstoffproblematik ein (KREINS et al. 2010; HEIDECHE et al. 2012; GÖMANN et al. 2013). Solche Modellierungen können gegebenenfalls auch bei der Aufstellung und Evaluierung der ländlichen Entwicklungspläne zu Rate gezogen werden.

Für die Wirksamkeit von Agrarumweltmaßnahmen ist außerdem die räumlich-zeitliche Kontinuität relevant. Für den Schutz terrestrischer Ökosysteme mit geringer Stickstofftoleranz ist es für den dauerhaften Erfolg maßgeblich, dass die Maßnahme kontinuierlich auf ein und derselben Fläche durchgeführt wird. Wird eine Maßnahme nach wenigen Förderjahren beendet oder unterbrochen, gehen bereits erzielte Erfolge im terrestrischen Biodiversitätsschutz und damit auch die bereits investierten öffentlichen Gelder verloren. Dies gilt, selbst wenn in diesem Zeitraum auf einer anderen neuen Fläche die gleiche Maßnahme durchgeführt wird. Hier besteht ein Konflikt mit den Interessen der Landwirtschaft, die ihre Planung möglichst frei den Entwicklungen auf den Agrarmärkten anpassen möchte. Für Maßnahmen zur Minderung der Stickstoffeinträge in Gewässer stellt sich der Zusammenhang etwas weniger kritisch dar. Minderungsmaßnahmen können auch bei wechselnden Flächen den gleichen Entlastungsbeitrag leisten, vorausgesetzt die Flächen sind mit den gleichen Wasserkörpern verbunden und die Retentionsgrade sind gleich. Außerdem leistet jedes vermiedene Kilogramm Stickstoffeintrag einen nachhaltigen Beitrag zur Entlastung, weil die Gewässer teilweise als Senken fungieren. Deshalb wäre es sinnvoll, Maßnahmen, die auf den terrestrischen Naturschutz abzielen, prioritär auf Flächen durchzuführen, die dieser Anwendung sicher langfristig zur Verfügung stehen. Gewässerschutzmaßnahmen können hingegen tendenziell eher auch an wechselnden Standorten gefördert werden.

Wirkungsvolle Cross Compliance

452. Im Rahmen der Agrarreform im Jahr 2003 wurde der Cross-Compliance-Mechanismus zum zentralen Bestandteil der GAP. Seit dem Jahr 2005 sind die Mitgliedstaaten verpflichtet, Direktzahlungen an die Einhaltung bestimmter EU-Verordnungen und Richtlinien sowie Anforderungen zur Erhaltung der landwirtschaftlichen Flächen im guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand (GLÖZ) zu binden. Durch Cross Compliance wurde auf EU-Ebene eine Konditionierung der Beihilfezahlungen und damit ein umweltpolitisches Steuerungsinstrument eingeführt, welches für Landwirte finanzielle Anreize erzeugen soll, um einschlägige fachrechtliche Normen einzuhalten (SRU 2008; 2009, S. 19; NITSCH und

OSTERBURG 2007; OPPERMANN et al. 2013, S. 69). Hiermit besteht neben den im nationalen Recht verankerten ordnungsrechtlichen Sanktionsmöglichkeiten ein zusätzlicher gewichtiger Hebel, um aus Sicht einer kohärenten Stickstoffpolitik zentrale Mindestanforderungen durchzusetzen. Voraussetzung dafür, dass dies Wirkung erzielen kann, ist jedoch eine anspruchsvolle Umsetzung der Cross Compliance relevanten Vorgaben auf der nationalen Ebene, eine hohe Vollzugsfreundlichkeit der Regelungen sowie eine zur Abschreckung von Nicht-Einhaltung ausreichend hohe Kontrollintensität (u. a. BLAG 2012, S. 223 ff.; OPPERMANN et al. 2013, S. 72 f.). In allen drei Punkten gibt es nach Einschätzung des SRU Nachbesserungsbedarf.

In der EU-Verordnung über die Finanzierung, die Verwaltung und das Kontrollsystem der Gemeinsamen Agrarpolitik (EU) Nr. 1306/2013 sind als Cross Compliance relevante Vorgaben die „Grundanforderungen an die Betriebsführung“ sowie „Standards für einen guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand der Fläche“ (GLÖZ) aufgeführt. Diese werden aus zwanzig EU-rechtlichen Verordnungen und Richtlinien in den genannten Regelungsbereichen abgeleitet, wobei mit der Novellierung 2013 einige Vorschriften der FFH- und der Vogelschutz-Richtlinie aus der Cross Compliance gestrichen wurden. Diese europarechtlichen Mindeststandards müssen von den Mitgliedstaaten präzisiert werden und auf sämtlichen prämiertenberechtigen Flächen – in Deutschland also auf fast der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche – eingehalten werden. Die Präzisierung der Standards erfolgt in Deutschland durch das Direktzahlungen-Verpflichtungengesetz sowie die darauf gestützte Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung (z. B. OPPERMANN et al. 2013, S. 68; MÖCKEL et al. 2014, S. 127). Aus Sicht der Stickstoffproblematik sind von den Grundanforderungen an die Betriebsführung vor allem die Grundwasserrichtlinie 2006/118/EG, die Nitratrichtlinie 91/676/EWG und die FFH-Richtlinie relevant (vgl. Abschn. 6.4.2). Empfehlungen zur besseren Umsetzung der FFH-Richtlinie im Hinblick auf die Minderung von Stickstoffeinträgen finden sich in Kapitel 6.2 und zur Grundwasserrichtlinie in Kapitel 6.3. Die Cross Compliance muss auch insofern weiterentwickelt werden, dass die relevanten Inhalte der EU-Richtlinien bzw. Verordnungen Kontroll- und Sanktionsgegenstand werden. Hinsichtlich der Einhaltung der Düngeverordnung wird (wie in Tz. 431 erläutert) im Rahmen der Cross-Compliance-Kontrollen nur überprüft und gegebenenfalls sanktioniert, ob der Landwirt die Unterlagen für einen Nährstoffvergleich vorlegen kann. Ob dem Ergebnis des Nährstoffvergleichs nach die Vorgabe der Düngeverordnung zu den Überschussgrenzen eingehalten wird, ist hingegen nicht Kontrollgegenstand (BLAG 2012). Dies ist für die Wirksamkeit von Cross Compliance sehr nachteilig.

Bei den GLÖZ-Standards besteht ein größerer Spielraum bei der nationalen Umsetzung. Die deutsche Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung von 2004 war bei Redaktionsschluss noch nicht an die neue Rechtslage auf EU-Ebene angepasst. Bisher enthält sie unter anderem auch Vorgaben zur Erosionsvermeidung (§ 2 DirektZahlVerpflV), zum Schutz von Dauergrünland (§ 4a DirektZahlVerpflV), zur Schaffung von Pufferzonen entlang von

Wasserläufen (§ 5b DirektZahlVerpflV) sowie zum Schutz des Grundwassers (§ 5c DirektZahlVerpflV). Durch diese Einzelvorgaben können die Länder grundsätzlich bei der Ausgestaltung der Agrarumweltmaßnahmen eingeschränkt werden. Wird eine Bewirtschaftungsweise als Förderstandard (und damit Mindeststandard) definiert, kann sie nicht mehr Fördergegenstand sein. Sie wird zum Mindeststandard, der nicht durch zusätzliche Fördergelder honoriert wird (OPPERMANN et al. 2013, S. 70). Der SRU empfiehlt, die GLÖZ-Standards in den Bundesländern auf ihr Anspruchsniveau zu überprüfen. Hier besteht auch ein starker Bezug zu der Empfehlung, öffentliche Gelder zielgerichtet mit hohem Nutzen für den Umwelt- und Naturschutz einzusetzen (Tz. 446).

Die EU schreibt eine Kontrolldichte von 1 % der Beihilfe empfangenden Betriebe vor, weit weniger als die 5 %ige Kontrollrate von Betrieben, die an den freiwilligen Agrarumweltprogrammen teilnehmen (SRU 2008, Tz. 973; OPPERMANN et al. 2013, S. 73). In Deutschland liegt die Rate für Cross-Compliance-Kontrollen bei Betrieben mit über 10 ha landwirtschaftlicher Nutzfläche in den meisten Bundesländern bei 1 % (Tz. 431). Zwischen den Bundesländern bestehen Unterschiede sowohl hinsichtlich der Kontrolldichte, des Auswahlsystems der Betriebe für Kontrollen als auch der zuständigen Kontrollinstanzen (BLAG 2012, S. 223 ff). Die Kontrollen erfolgen nach vorheriger Ankündigung und beschränken sich in der Regel auf die schriftliche Dokumentation (SRU 2008, Tz. 973). Nach Einschätzung des SRU und zahlreicher Experten (u. a. OPPERMANN et al. 2013, S. 72 f.; MÖCKEL 2014) ist das derzeitige Kontrollsystem für Cross Compliance stark verbesserungswürdig, um Verstößen gegen die an die Direktzahlungen gebundenen Standards wirkungsvoll vorzubeugen und damit das Potenzial dieses Instrumentes zur flächendeckenden Begrenzung von Stickstoffemissionen zu entfalten, insbesondere was die Umsetzung der Düngeverordnung angeht. So würde auch ein Beitrag geleistet, insgesamt das Ordnungsrecht in diesem Bereich zielorientierter zu nutzen.

6.4.5 Überschussabgabe für Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft

453. In einigen EU-Mitgliedstaaten werden oder wurden in der Vergangenheit stickstoffbezogene Steuern oder Abgaben im Bereich der Landwirtschaft eingesetzt (eine Übersicht, wenn auch nicht vollständig, geben zum Beispiel OECD 2007; WEGENER und THEUVSEN 2010; NIENHAUS und KNICKEL 2004). In Deutschland ist dies bisher nicht der Fall, auch wenn ökonomische Instrumente der Theorie nach eine sinnvolle Ergänzung zu ordnungsrechtlichen Instrumenten, Förderpolitik und informatorischen Instrumenten darstellen (vgl. Kap 5). Ihre Einführung wird in zahlreichen Publikationen, die sich mit der Stickstoffproblematik befassen, als erwägenswert beurteilt (GAWEL et al. 2011, S. 234 und 279 f.; MÖCKEL 2006; SRU 2008; UBA 2009, S. 37; WEGENER und THEUVSEN 2010). Ökonomische Instrumente unterstützen die übergeordneten und langfristigen Ziele einer aus Stickstoffsicht nachhaltigen Landwirtschaft, indem sie (wie in Kap. 5 hergeleitet) die gesellschaft-

lichen Kosten des Stickstoffeinsatzes zumindest teilweise den Landwirten anlasten, sodass sie stärker als zuvor in deren betriebswirtschaftliche Kalkulation eingehen. So wirken sie auf einen gesamtgesellschaftlich gesehen effizienteren Ressourceneinsatz hin. Dies dient bei entsprechender Ausgestaltung auch dem Ziel, dass Wirtschaftsdünger vermehrt als Ressource und nicht als Nebenprodukt mit Abfallentsorgungsproblematik wahrgenommen wird und stärkt so die Kreislaufführung des reaktiven Stickstoffs (vgl. Tz. 56 Kap 4.1). Abgaben können dazu beitragen, das Verursacherprinzip umzusetzen und fördern (stärker als ordnungsrechtliche Regulierungen) die dynamische Weiterentwicklung der landwirtschaftlichen Praxis hin zu einem im Sinne der Stickstoffeffizienz sparsameren Einsatz von reaktivem Stickstoff. Außerdem fördern sie durch ihren Preissteigerungseffekt bei den landwirtschaftlichen Absatzprodukten auch die Suffizienz (vgl. Kap. 2.4), auch wenn ein Nachfragerückgang für die verteuerten heimischen Produkte teilweise durch Importe ersetzt werden kann. Darüber hinaus führen sie im Vergleich zu ordnungsrechtlichen Instrumenten zu einer kosteneffizienteren Verteilung von Minderungsanstrengungen innerhalb des Sektors.

454. Der große Nachteil von räumlich undifferenzierten Abgaben liegt allerdings darin, dass keine räumlich gezielte Eintragsminderung sichergestellt werden kann, da die Emissionen dort vermieden werden, wo dies besonders kostengünstig möglich ist. Die unterschiedliche Höhe der Schadenswirkung durch die Emissionen, die sich, wie in Kapitel 3 dargelegt, aufgrund der natürlichen Standortfaktoren räumlich stark unterscheiden können, bleibt unberücksichtigt.

Ein ökonomisches Instrument ohne räumliche Differenzierung eignet sich also gut dazu, im Landwirtschaftssektor eine Absenkung des Gesamtemissionsniveaus kosteneffizient anzureizen. Dies ist zur Verringerung der Hintergrundbelastung und für den Schutz von Ökosystemen ebenso wichtig wie aus Klimaschutzsicht. Deutlich verringerte Gesamtemissionen werden auch dazu führen, dass die Auswirkungen von Verlagerungseffekten vermindert werden. Bei geringeren Gesamtemissionen gibt es auch weniger Emissionen, die potenziell verlagert werden können. Mit Sicherheit kann die Entstehung von neuen Hotspot-Belastungen mit diesem Instrument allerdings nicht vermieden werden. Daher sind, wie in Abschnitt 6.4.6 dargestellt, flankierende Instrumente zur räumlich differenzierten Steuerung des landwirtschaftlichen Nährstoffmanagements notwendig.

455. Wie in Kapitel 5 erläutert, ist eine Vielzahl von Varianten eines ökonomischen Instruments für die Landwirtschaft denkbar und die theoretischen Vor- und Nachteile sind dort diskutiert. Der SRU hat sich schon in früheren Gutachten wiederholt für die Einführung eines ökonomischen Instruments zur Minderung der Stickstoffemissionen in der Landwirtschaft ausgesprochen, und zwar seit dem Umweltgutachten 2004 konkret für die Überschussabgabe als das problemgerechteste ökonomische Instrument für diesen Sektor (SRU 2004b).

456. Der SRU vertritt die Einschätzung, dass eine Abgabe auf Mineraldünger (Inputabgabe) erhebliche Lenkungsdefizite aufweist, da diese in erster Linie Ackerbaubetriebe belastet und nicht die für die erheblichen Umweltprobleme weitaus relevanteren intensiven Tierhaltungsbetriebe. Zudem wird nicht berücksichtigt, dass ein Großteil des zugeführten Düngers im Produkt verbleibt und dementsprechend keine Schädigung entfaltet. BERNTSEN et al. (2003) modellieren die Wirkung von unterschiedlichen inputbezogenen Stickstoffsteuern in der Landwirtschaft (unterschiedliche Besteuerungsgegenstände) und kommen zu dem Ergebnis, dass ein effizientes Stickstoffsteuersystem zwischen Betriebsarten differenzierte Steuerarten ansetzen sollte (für weitere Ausführungen s. SRU 2004a, Tz. 324, WEGENER und THEUVSEN 2010).

457. Die Überschussabgabe setzt im Gegensatz zu Abgaben auf Mineraldünger oder eiweißhaltige Futtermittel am Stickstoffüberschuss des individuellen Betriebs an. Der Stickstoffüberschuss errechnet sich aus Stickstoffzufuhr und -abfuhr und gibt damit die Höhe der Stickstoffemissionen an, die potenziell in die Umwelt entweichen können. Eine Reduktion der Überschüsse wirkt sich positiv auf die Belastung von Grund- und Oberflächenwasser aus (OENEMA et al. 2005). Der Überschuss steht somit in direktem Bezug zum Schaden durch Stickstoffemissionen. Damit setzt die Überschussabgabe einen tendenziell problemgerechten Indikator ein. Dies ist vor allem bei einer langfristigeren Betrachtung der Stickstoffverluste der Fall (BUCZKO et al. 2010). Dies lässt eine bessere Lenkungswirkung erwarten als eine Besteuerung des Stickstoffinputs von landwirtschaftlichen Betrieben. Allerdings resultiert, wie oben dargestellt, die räumliche Verteilung der Emissionsminderungen bei einer Überschussabgabe aus den unterschiedlichen Grenzvermeidungskosten der Quellen und nicht aus der Höhe des Schadens, der stark von örtlichen Gegebenheiten abhängt. Ohne weitergehende Differenzierung, zum Beispiel nach natürlichen Standortfaktoren wie Bodenart, Geologie, Hydrologie oder der Nähe zu empfindlichen Ökosystemen, ist der Stickstoffüberschuss nur ein begrenzter Indikator für die tatsächliche Schädigungswirkung der Emissionen. In einem Instrumentenmix können jedoch räumlich differenzierte Vorgaben durch andere Instrumente umgesetzt werden (vgl. Abschn. 6.4.6), wobei eine Überschussabgabe nur auf eine Reduzierung der Gesamteinträge abzielt.

Die schwedische Umweltbehörde hat ein Konzept für ein räumlich differenziertes, ökonomisches Instrument entwickelt (s. Kap. 5.3). Dies stellt ein in der Theorie ideales Instrument dar, für das der SRU aber in der politischen Praxis in Deutschland wenig Umsetzungschancen sieht, auch weil es einen sehr hohen Informations- und Koordinationsbedarf mit sich bringt, der teilweise die in Textziffer 453 dargelegten Vorteile überkompensieren dürfte. Auch die Überschussabgabe könnte eine stärkere räumliche Lenkungswirkung erhalten, wenn sie räumlich differenziert ausgestaltet werden würde. Sie bleibt in ihrer räumlichen Treffsicherheit dennoch hinter dem räumlich gezielt eingesetzten Ordnungsrecht zurück. Aus diesen Gründen erscheint dem SRU ein ökonomisches Instrument zur Umsetzung räumlicher Differenzierung heute vergleichsweise weniger gut geeignet. Daher spricht er sich für eine

Kombination des ordnungsrechtlichen Instrumentariums mit seiner relativ hohen ökologischen Treffsicherheit mit einer Überschussabgabe aus, welche die Möglichkeit bietet, die Gesamtemissionen kostengünstig zu senken.

458. Es gibt nur wenige empirische Untersuchungen zur Überschussabgabe in der Landwirtschaft, da dieses Instrument bisher nur in den Niederlanden in Form des Mineral Accounting System (MINAS) von 1998 bis 2005 eingesetzt wurde. Dieses wird vielfach als gescheitert angesehen. Die im MINAS eingesetzte Abgabe verursachte bei nur geringen Einnahmen hohe staatliche Verwaltungskosten (WEGENER und THEUVSEN 2010, S. 17) und wurde 2003 vom Europäischen Gerichtshof aufgrund der nicht gesicherten Einhaltung der Vorgaben der Nitratrichtlinie als nicht europarechtskonform angesehen (EuGH, Urteil v. 2. Oktober 2003, Rs. C-322/00). Diese negativen Erfahrungen können aber nicht grundsätzlich auf eine Überschussabgabe übertragen werden.

MINAS wurde eingeführt, um die Ziele der Nitratrichtlinie (weniger als 50 mg Nitrat/l im Grundwasser) sowie eine Reduzierung der Oberflächenzuflüsse in die Nordsee um 50 % zu erreichen, ohne die Vorgaben der Nitratrichtlinie zur Wirtschaftsdüngeraufbringung verpflichtend zu machen (OENEMA et al. 1998, S. 474). Für jeden Betrieb wurden nach Bodentyp und Landnutzung individuell gestaffelte Freibeträge ermittelt, die zumindest in den Anfangsjahren so festgelegt wurden, dass sie von den Betrieben leicht erreichbar sein sollten (ebd.). Spätere, etwas geringere Freibeträge waren ein Kompromiss zwischen landwirtschaftlichen und Umweltinteressen (ebd.; OENEMA und BERENTSEN 2005, S. 14). Die Abgabe sollte prohibitiv wirken und verhindern, dass diese Freibeträge überschritten wurden (OENEMA und BERENTSEN 2005, S. 13). Damit war es niemals Ziel des Systems, Einnahmen zu erzielen. Die EU-Kommission hat von vornherein bezweifelt, dass die eingeräumten Freibeträge ausgereicht hätten, um die Umweltziele in Grundwasser- und Oberflächengewässern zu erreichen (HENKENS und van KEULEN 2001, S. 125) und deshalb Klage beim Europäischen Gerichtshof eingereicht, der schlussendlich stattgegeben wurde (s. o.). Gleichzeitig konnten mit den hohen Freibeträgen auch andere Vorteile einer Abgabe wie Kosteneffizienz oder dynamische Anreizwirkung nicht erreicht werden. Auch die hohen Verwaltungskosten sind zum überwiegenden Teil durch die Erfassung und Kontrolle der Überschüsse verursacht (van ZEIJTS 1999, S. 184). Diese fallen bei der Einführung und Kontrolle der Hoftorbilanz in das Düngerecht, die vom SRU als dringend angesehen wird (vgl. Tz. 421), ohnehin an. Zudem ist davon auszugehen, dass durch die Erarbeitung von IT-gestützten Erfassungsmethoden im Rahmen der Einführung der Hoftorbilanz auch die Erfassungskosten deutlich gesenkt werden können.

Modellrechnungen zur Überschussabgabe (BERNTSEN et al. 2003; HELMIG 1998) liefern Indizien dafür, dass die Überschussabgabe in der Tendenz eine höhere Kosteneffizienz und ein höheres Minderungspotenzial hat als inputbasierte Abgaben und Steuern. Die Analyse von HELMIG (1998) legt außerdem nahe, dass bei der Überschussabgabe das Problem-

verlagerungspotenzial am geringsten ist. Eine Steuer auf zugekaufte Futtermittel führte in der Modellrechnung zu vermehrtem Grünlandumbruch und zu einer Intensivierung im Grünland sowie im Ackerbau. Ungewünschten Anpassungseffekten, wie beispielsweise der Umbruch von Grünland, könnten jedoch ordnungsrechtliche Vorgaben entgegenwirken. Beide Publikationen zeigen, dass die Wirkung sämtlicher ökonomischer Instrumente stark zwischen den verschiedenen Betriebstypen variiert, sowohl was die Verluste von Stickstoff in die Umwelt als auch die Einkommenseinbußen anbelangt. Während eine Mineraldüngersteuer Ackerbaubetriebe stärker belastet, reduziert die Überschussabgabe stärker die Einkommen von Schweinehaltungsbetrieben (BERNTSEN et al. 2003, S. 835 f.).

459. Das Minderungspotenzial aller ökonomischen Instrumente ist stark von der Höhe der Abgabe bzw. Steuer – insbesondere in Relation zu den Erzeugerpreisen – abhängig (BERNTSEN et al. 2003, S. 835 f.). Darüber hinaus gibt es Wechselwirkungen mit anderen Instrumenten: Maßnahmen, die sich direkt (z. B. über ordnungsrechtliche Vorgaben) oder indirekt (z. B. über Anreize für eine Steigerung der Produktionsintensität) auf das Nährstoffmanagement des Betriebes auswirken, werden die Wirkung des ökonomischen Instruments beeinflussen. Zur konkreten Ausgestaltung einer Überschussabgabe in Deutschland empfiehlt der SRU deshalb, Forschungsvorhaben zu fördern, die unter Berücksichtigung dieser Zusammenhänge sowie der Agrarstruktur die Wirkungen dieses Instruments in unterschiedlichen Varianten modellieren.

460. Neben den quantitativen Analysen gibt es Literatur, die sich auf der theoretischen Ebene mit der Frage des „besten“ ökonomischen Instruments zur Stickstoffminderung in der Landwirtschaft befasst. Auch hier wird die Überschussabgabe im Grundsatz als das problemadäquateste Instrument benannt. Es wird jedoch vielfach auf die Problematik des schwierigen Indikators und des hohen Kontrollaufwandes für diesen Instrumententyp hingewiesen (z. B. GAWEL et al. 2011). Der SRU folgt dieser Argumentation nicht. Bereits um die Einhaltung ordnungsrechtlicher Auflagen im Rahmen der Düngeverordnung sicherzustellen, ist eine genaue Erfassung der Nährstoffströme auf Betriebsebene erforderlich. Eine deutlich präzisere Ermittlung, Dokumentation und Bereitstellung der Überschüsse auf den Betrieben wird von vielen Seiten gefordert (z. B. BLAG 2012; BDEW 2014), damit die Vorgaben der Düngeverordnung besser überprüfbar werden. Deshalb ist auch im Rahmen der Novellierung der Düngeverordnung eine deutliche Verbesserung der Methode zur Nährstoffbilanzierung erforderlich. Aus Sicht des SRU ist dafür die Nährstoffbilanzierung nach Hoftorbilanz einzuführen (vgl. Tz. 421). Für die Erhebung der Überschussabgabe könnte, wenn die Forderungen zur Änderung der Düngegesetzgebung umgesetzt werden, auf das gleiche Erhebungs- und Kontrollinstrument zugegriffen werden. Andersherum lässt sich aus den Erfahrungen mit der Einführung der Abwasserabgabe ableiten, dass für die Institution, die eine Abgabe erhebt, ein starker Anreiz zur Entwicklung und Implementierung eines funktionierenden Erhebungs- und Kontrollsystems besteht. Hieraus könnte sich auch für die Reformprozesse im Rahmen der Düngeverordnung ein begünstigendes Momentum ergeben.

461. Ein weiterer Vorteil im Vergleich zu anderen Ausgestaltungen eines ökonomischen Instruments ist, dass die Überschussabgabe alle Zu- und Abgänge von Stickstoff berücksichtigt, vorausgesetzt, sie knüpft an eine Brutto-Hoftorbilanz an, bei der auch „unvermeidbare“ Verluste reaktiven Stickstoffs in die Luft berücksichtigt werden. Durch die umfassende Abbildung der Nährstoffflüsse im Rahmen einer Hoftorbilanz entsteht der Anreiz zur gesamtbetrieblichen effizienten Stickstoffverwertung, weil sowohl die Zufuhr von Stickstoff in Form mineralischen Düngers für die Landbewirtschaftung als auch der Zukauf von eiweißhaltigen Futtermitteln für die Tierhaltung in die Kalkulationen eingehen. Es ist jedoch zu verifizieren, ob die existierenden Ansätze der Hoftorbilanzierung alle bestuerungswürdigen Stickstoffflüsse erfassen. So werden beispielsweise beim Umbruch von Grünland große Mengen Stickstoff mineralisiert, die nicht in die Hoftorbilanz eingehen.

Die Überschussabgabe unterstützt die Schließung von Nährstoffkreisläufen in der Landwirtschaft. Die Betriebe haben bei der Überschussabgabe einen größeren Spielraum in ihren Anpassungsstrategien, als es bei einer Inputbesteuerung der Fall ist. Dies wirkt sich positiv auf die Kosteneffizienz des Instruments aus. Das Instrument belastet nur die Überschüsse aus der Bewirtschaftung, nicht jeglichen Einsatz von reaktivem Stickstoff, und orientiert sich damit stärker an der Schadenswirkung als inputbezogene Instrumente. Es trägt auch stärker der Tatsache Rechnung, dass Stickstoff zunächst ein wichtiger Pflanzennährstoff und Bestandteil tierischer Futtermittel ist und erst durch den übermäßigen Gebrauch zum Schadstoff wird. Auch wenn die Abgaben ordnungsrechtlich flankiert werden und damit ein Teil ihrer Kosteneffizienz zugunsten einer verbesserten ökologischen Treffsicherheit aufgegeben wird, so bleibt die dynamische Anreizwirkung, denn alle Anstrengungen zur Verringerung des Stickstoffüberschusses werden lohnender.

Konkrete Empfehlungen zur Einführung einer Überschussabgabe

462. Die Überschussabgabe ist in die Gesamtheit der Empfehlungen dieses Gutachtens eingebettet und stellt in diesem Sinne keinen Ersatz der ordnungsrechtlichen Durchsetzungsmechanismen der Düngeverordnung zur Überschussbegrenzung dar. Diese sollen durch das ökonomische Instrument unberührt bleiben. Die Überschussabgabe sollte vielmehr unterhalb des in der Düngeverordnung ordnungsrechtlich festgelegten Wertes ansetzen und eine Ergänzung zum Ordnungsrecht in der Gesamtminderungsstrategie darstellen, das heißt zusätzliche Minderungsmaßnahmen anreizen.

463. Die Überschussabgabe soll die Landwirte dazu anreizen, innerbetrieblich das Stickstoffmanagement möglichst ressourceneffizient zu gestalten. Anpassungseffekte an die Überschussabgabe, die der Reduktion von Stickstoffemissionen oder anderen umweltpolitischen Zielen entgegenwirken, sind zu bedenken und möglichst zu unterbinden. So können Konflikte mit Tierwohlinteressen entstehen. Viele aus Sicht des Tierwohls wünschenswerte Haltungformen, wie die Weidehaltung, offene Stallsysteme oder Haltung auf Stroh bringen vergleichsweise höhere Stickstoffverluste mit sich als zum Beispiel geschlossene Stall-

systeme auf Spaltenböden. Für den Einzelbetrieb bedeutet dies einen höheren Stickstoffsaldo und damit höhere Abgaben. Diese Problematik muss bei der Gestaltung einer Überschussabgabe mit bedacht werden. Auch der Humusaufbau im Oberboden, der mit Stickstoffbilanzüberschüssen einhergeht, würde durch eine Überschussabgabe sanktioniert, so dass auch hierfür Lösungen gefunden werden müssten.

In diesem Zusammenhang ist auch der Ersatz von mineralischem Dünger durch Wirtschaftsdünger zu nennen, den der SRU als wichtiges Element zur Verringerung der Stickstoffbelastung durch die Landwirtschaft ansieht (vgl. Kap. 2.4, Abschn. 6.4.6.1). Betriebe mit Nährstoffüberschuss (in der Regel Tierhaltungsbetriebe) sollen Wirtschaftsdünger an Betriebe mit Nährstoffbedarf (zum Beispiel intensiv wirtschaftende Ackerbaubetriebe) abgeben. Die Einführung einer Überschussabgabe würde die Aufnahme von Wirtschaftsdünger unattraktiver machen, da dessen Einsatz mit höheren Überschüssen verbunden ist, die besteuert werden. Um dennoch eine Aufnahmebereitschaft für Wirtschaftsdünger in solchen Betrieben zu schaffen und damit auch den Ersatz synthetischer Dünger zu fördern, muss als Teil des Systems gegebenenfalls ein Kompensationsmechanismus (finanziert durch die abgebenden Betriebe) integriert werden. Dies ist in Dänemark bereits heute Teil des Abgabenquoten-Systems (s. Tz. 306). Eine weitere zu prüfende Möglichkeit ist die Begünstigung eines moderaten Einsatzes von Wirtschaftsdünger bei der Berechnung der vom Betrieb zu entrichtenden Abgabe.

464. Bisherige Untersuchungen lassen darauf schließen, dass hohe Abgabensätze erforderlich sind, um nennenswerte Verhaltensänderungen auszulösen (u. a. BERNTSEN et al. 2003). Dies gilt sowohl für input- als auch emissionsbasierte Abgaben. Langfristig sollte ein Abgabensatz anvisiert werden, der ausreichend hoch ist, damit das Instrument die intendierte Wirkung voll entfaltet. Allerdings muss zunächst definiert werden, wie groß der Beitrag der Abgabe zur Emissionsreduktion im gesamten Instrumentenmix sein soll und in welchem Umfang folglich damit zusätzliche Minderungseffekte erzielt werden sollen. Grundsätzlich empfiehlt der SRU weitere Forschung über die Rolle einzelner Instrumente in einem Instrumentenmix und erst einmal einen sanften Einstieg mit allmählicher Steigerung der Abgabenhöhe. So wird den landwirtschaftlichen Betrieben die Möglichkeit gegeben, Anpassungsstrategien zu entwickeln. Weitreichende strukturelle Änderungen in den Betrieben können nicht in kurzen Zeiträumen erfolgen (z. B. WEGENER und THEUVSEN 2010, S. 27).

465. Die durch das Instrument eingenommenen Mittel sollten nach Deckung der administrativen Kosten (Datenerfassung, Kontrollen usw.) dem landwirtschaftlichen Sektor rückerstattet werden. Sie können zur Finanzierung von Maßnahmen genutzt werden, die ein umweltverträgliches Nährstoffmanagement fördern. Denkbar sind zum Beispiel zusätzliche Beratungsangebote, Investitionsförderung für technische Modernisierungen im Bereich der Wirtschaftsdüngerlagerung und -ausbringung sowie die Förderung von Management-

maßnahmen in sensiblen Ökosystemen im Rahmen von Agrar- und Klimaschutzmaßnahmen oder Vertragsnaturschutz.

Ein Instrument, das einkommensneutral für den Sektor als Ganzes ist, kann dennoch erhebliche Distributionseffekte innerhalb des Sektors haben (z. B. SCHOU et al. 2000; HELMIG 1998). Aus umweltpolitischer Sicht unerwünschte Anpassungen innerhalb des Sektors, zum Beispiel die Aufgabe ökologisch wertvoller Bewirtschaftung in benachteiligten Gebieten aufgrund der finanziellen Belastung durch die Abgabe, sollten durch flankierende Instrumente aufgefangen werden. Hier könnten Agrarumweltmaßnahmen zu Win-win-Situationen für den Naturschutz und die betroffenen Landwirte führen. Für eine rechtliche Prüfung der Überschussabgabe, die im Rahmen dieses Gutachtens nicht durchgeführt wird, sei auf GAWEL et al. (2011) und MÖCKEL (2007) verwiesen.

6.4.6 Räumliche Aspekte im Stickstoffmanagement der Landwirtschaft

466. Die räumliche Verteilung von landwirtschaftlichen Betrieben beeinflusst die Umweltbelastung durch Stickstoffemissionen entscheidend. Der räumlich konzentrierte Anfall von Wirtschaftsdünger durch Viehhaltung und Biogasanlagen sowie auf Gemüsebau spezialisierte Regionen sind verantwortlich für Hotspots, die durch ein hohes Emissionsniveau gekennzeichnet sind. Die Darstellung in Abschnitt 6.4.6.1 beschränkt sich auf die Konzentration der Tierhaltung als wichtigsten Faktor. Die Lösung dieser Hotspot-Problematik kann zu ungewünschten, negativen Verlagerungseffekten führen (Abschn. 6.4.6.2), die durch entsprechende Instrumente verhindert werden sollten (Abschn. 6.4.6.3).

467. Der Ort der Stickstoffemission ist darüber hinaus für ihre Umweltwirkung von Bedeutung, da die Empfindlichkeit gegenüber Stickstoffeinträgen in Abhängigkeit von naturräumlichen Gegebenheiten variiert. So ist die Wirkung von landwirtschaftlicher Nutzung auf den Nitrateintrag in Grund- und Oberflächengewässer stark von den vorliegenden Böden und Gesteinsschichten sowie klimatischen Bedingungen abhängig, wie ausführlich in Kapitel 3 dargelegt wird. Beispielsweise können in Trockengebieten, wie Regionen in Sachsen oder Thüringen, Stickstoffüberschüsse zu einer deutlich höheren Konzentration von Nitrat in Wasserkörpern führen als identische Überschüsse an Standorten mit höherer Grundwasserneubildung. Die variierenden Standorteigenschaften bestimmen somit den Zusammenhang zwischen Stickstoffeinsatz bzw. -überschuss und Nitrat-Konzentration des Wasserkörpers. Problemregionen hinsichtlich der Wasserqualität entstehen somit nicht nur durch ein hohes Emissionsniveau, sondern auch durch ungünstige Standorteigenschaften.

Ökosysteme weisen eine unterschiedliche Empfindlichkeit gegenüber dem Eintrag von Stickstoff auf. So wird das Vorkommen der meisten höheren Pflanzenarten durch komplexe biotische (z. B. Konkurrenz) und abiotische (z. B. Bodeneigenschaften) Wechselwirkungen bestimmt, die räumlich stark variieren können. Beispielsweise kommen Heiden und Moor-

heiden nur auf sauren bis subneutralen und nährstoffarmen bis mäßig nährstoffversorgten Böden vor und sind deshalb empfindlich gegenüber Stickstoffeinträgen. Für den Schutz unbelasteter und sensibler Ökosysteme ist somit ein geringerer Stickstoffeintrag anzustreben als für andere Gebiete (vgl. Kap. 3.4).

6.4.6.1 Verringerung der durch die Konzentration der Tierhaltung verursachten Umweltbelastung

468. Zurzeit resultieren vor allem für das Grund- und Oberflächenwasser, aber auch für die Vegetation, negative Effekte aus der Konzentration der Viehhaltung im Nordwesten und Südosten Deutschlands, mit der ein regional hoher Anfall organischen Stickstoffs einhergeht (vgl. Kap. 4.1). Regionale Nährstoffkreisläufe sind durch den Import von Futtermitteln angereichert und die anfallenden Nährstoffe können nur zu einem Teil wieder sinnvoll zur Produktion von selbst erzeugten Futtermitteln und Marktfrüchten verwendet werden. In der Folge sind die Nährstoffkreisläufe nicht mehr geschlossen. Um diesem Problem entgegenzuwirken, kann entweder Wirtschaftsdünger aus Viehhaltungsregionen exportiert oder die Bestände in den entsprechenden Regionen reduziert werden.

469. Wirtschaftsdünger kann durch den Transport einer pflanzenbaulichen Verwendung zugeführt werden und Mineraldünger ersetzen. Er bietet so die Möglichkeiten zur Verringerung der Stickstoffemissionen in Hotspot-Regionen und gleichzeitig zur Minderung des Eingangs reaktiven Stickstoffs in das Gesamtsystem. Jedoch ist nicht aufbereiteter Wirtschaftsdünger, mit Ausnahme von Geflügelmist und -trockenkot, wirtschaftlich nicht über längere Distanzen transportwürdig und der Transport ist mit Kohlenstoffdioxidemissionen verbunden. Zudem ist für eine sinnvolle Nutzung der Nährstoffe im Wirtschaftsdünger häufig die zweifache Lagerung des Düngers – am Entstehungsort und am Aufnahmeort – nötig, was zu weiteren hohen Kosten führt und deshalb häufig unterbleibt. Es besteht dann die Gefahr, dass der Einsatz von Wirtschaftsdünger nicht an den Pflanzenbedarf angepasst erfolgt und so das Potenzial, Mineraldünger durch Wirtschaftsdünger zu ersetzen, nicht ausgeschöpft wird (vgl. Kap. 2.4).

470. Die Aufbereitung von Wirtschaftsdünger bietet die Möglichkeit, die zu transportierende Masse zu reduzieren, wodurch sich die mit dem Transport verbundenen Kosten und Umweltbelastungen verringern lassen. Dabei stehen zahlreiche Verfahren zur Verfügung, die unterschiedliche Vor- und Nachteile aufweisen. So kann beispielsweise durch die Vollaufbereitung von Gülle durch Membrantrennung das auszubringende Volumen bis um die Hälfte reduziert werden (MERITEC et al. 2008, S. 20). Die Verfahren sind jedoch noch mit hohen Kosten und weiteren Hemmnissen verbunden. Darüber hinaus sind die Umweltwirkungen der Aufbereitung von Wirtschaftsdünger nicht nur im Hinblick auf Stickstoffemissionen nicht eindeutig bewertbar (de VRIES et al. 2012; LOPEZ-RIDAURA et al. 2009) und es besteht weiterer Forschungsbedarf.

471. Der SRU weist auf die Notwendigkeit hin, den Transport von Wirtschaftsdünger so auszugestalten, dass es auch tatsächlich zu einer Reduktion der Stickstoffbelastung kommt. Dabei ist es von wesentlicher Bedeutung, dass der transportierte Wirtschaftsdünger effizient im Pflanzenbau eingesetzt wird und die Transporte erfasst und kontrolliert werden (vgl. Tz. 434). Wenn eine lückenlose Nachvollziehbarkeit der Transporte nicht sichergestellt werden kann, ist eine stärkere räumliche Entzerrung der Tierhaltung unausweichlich. Diese würde deutlich größere Anpassungen des landwirtschaftlichen Sektors beinhalten. Eine räumliche Verlagerung der Tierhaltung ist auch als Reaktion auf höhere Kosten für den Transport von Wirtschaftsdünger denkbar. Das Potenzial von Aufbereitungsverfahren zur Reduktion der Transportmengen sollte genutzt werden, sofern diese sich nach einer umfassenden Analyse der Umweltwirkungen im Vergleich zu nicht behandeltem Wirtschaftsdünger als vorteilhaft erweist. Nach Auffassung des SRU bestehen momentan die größten Herausforderungen darin, einen bedarfsgerechten Einsatz des transportierten Wirtschaftsdüngers sicherzustellen und dessen Verbleib effektiv zu kontrollieren. Um dies zu gewährleisten, sind die Forderungen des SRU bezüglich der Düngeverordnung und ihres Vollzugs umzusetzen (vgl. Abschn. 6.4.2).

472. Der Transport von Wirtschaftsdünger kann nach Ansicht des SRU helfen, den verfügbaren organischen Stickstoff im Sinne der Konsistenz besser zu nutzen und die Belastung in Hotspot-Regionen zu reduzieren. Es stellt sich jedoch die grundsätzliche Frage, wie hoch der Tierbestand – und in diesem Zusammenhang auch der Konsum tierischer Produkte – sein darf, um flächendeckend bestehende Umweltziele zu erreichen und innerhalb des sicheren Handlungsraums im Hinblick auf Stickstoff zu bleiben (Kap. 2). Hierbei ist zu beachten, dass einerseits die Belastung in Hotspot-Regionen verringert werden muss. Andererseits darf es jedoch nicht zu negativen Verlagerungseffekten durch den Transport von Wirtschaftsdünger, und unter Umständen durch die Verlagerung der Tierhaltung, kommen (Abschn. 6.4.6.2). Die Entwicklung eines Gesamtbudgets für Stickstoff im Zuge einer Stickstoffstrategie, wie vom SRU in Kapitel 7 gefordert, kann zur Diskussion über das Ausmaß der Tierhaltung, das mit dem Erreichen von Umweltzielen vereinbar ist, beitragen.

6.4.6.2 Räumliche Verlagerungseffekte durch Stickstoffpolitik

473. Maßnahmen zur Reduktion von Stickstoffemissionen können zu ungewünschten Verlagerungseffekten, auch Pollution Swapping genannt, führen. Verlagerungseffekte entstehen auf stofflicher Ebene, wenn die Reduktion der Emissionen eines Schadstoffs zur Erhöhung der Emissionen eines anderen führt (STEVENS und QUINTON 2009). Aus diesem Grund werden bei Politikmaßnahmen bezüglich des Stickstoffs zunehmend verschiedene Stickstoffspezies gleichzeitig betrachtet. Maßnahmen können jedoch nicht nur zu Verlagerungseffekten auf stofflicher Ebene, sondern auch auf räumlicher Ebene führen (OENEMA und VELTHOF 2007). Im Folgenden werden mögliche negative räumliche Verlagerungseffekte durch die Stickstoffpolitik in der Landwirtschaft thematisiert.

Die Umsetzung der in Kapitel 6.4 entwickelten Vorschläge für Instrumente und Maßnahmen, die die Stickstoffemissionen des Landwirtschaftssektors adressieren, wird zu erheblichen Anpassungsreaktionen innerhalb des Sektors führen. Die Anpassung der Ausbringungsobergrenze, die stärkere Limitierung der zulässigen Phosphatüberschüsse und auch die vom SRU empfohlene Überschussabgabe dürften dazu führen, dass sich die Menge an Wirtschaftsdünger, die pro Hektar ausgebracht wird, verringert. Als Anpassungsstrategien kommen für die Betriebe primär eine Abstockung der Bestände, eine Vergrößerung der Betriebsfläche oder der Export von Wirtschaftsdünger in Frage. Da bereits getätigte Investitionen in Stallkapazitäten eine Abstockung erschweren und der Pachtmarkt für zusätzliche Flächen in Veredelungs- und Biogasregionen sehr eng ist, ist vor allem kurzfristig eine Zunahme von überbetrieblich verwertetem Wirtschaftsdünger zu erwarten. Der Transport von Wirtschaftsdünger aus Tierhaltungs- in Ackerbauregionen und der Ersatz von Mineraldünger im Sinne der Konsistenz können zur Entschärfung der Stickstoffproblematik beitragen (Abschn. 6.4.6.1). In der aufnehmenden Region kann es jedoch zu einem Anstieg der Stickstoffüberschüsse kommen, da Wirtschaftsdünger eine geringere Düngeeffizienz aufweist als der ersetzte mineralische Dünger. Bei gleichzeitiger Betrachtung der aufnehmenden und abgebenden Region sollten die Überschüsse in der Summe grundsätzlich jedoch nicht ansteigen (LAWA 2014, S. 18).

474. Es ist jedoch nicht auszuschließen, dass Wirtschaftsdünger in Regionen exportiert wird, die hinsichtlich der Nährstoffeinträge ungünstigere Standorteigenschaften aufweisen oder in der Nähe von ökologisch sensiblen Gebieten liegen. In diesen Regionen würde eine Zunahme der Wirtschaftsdüngerausbringung und der Stickstoffüberschüsse eine besonders negative Wirkung für die Umwelt entfalten. Auch eine Verlagerung von Tierhaltung in solche Gebiete ist nicht auszuschließen. Nach Einschätzung des SRU können die bestehenden Instrumentarien in ihrer jetzigen Ausgestaltung solche Problemverlagerungen nicht ausreichend verhindern. Räumliche Verlagerung ist somit Teil der Lösung der Stickstoffproblematik (vgl. Tz. 469), kann jedoch unter Umständen auch die Belastung durch Stickstoffemissionen erhöhen.

So besteht beispielsweise die Möglichkeit, Wirtschaftsdünger über den Mittellandkanal aus Gebieten mit hoher Tierhaltungsdichte in die neuen Bundesländer zu transportieren, wo die Viehbesatzdichten und die Nährstoffüberschüsse gering sind. Jedoch sind dort einige Gebiete durch eine sehr geringe Grundwasserneubildung gekennzeichnet, wodurch schon geringere Überschüsse zu einer hohen Nitratkonzentration im Sicker- und Grundwasser führen. Ein vermehrter Einsatz von Wirtschaftsdünger in diesen Regionen würde, auch wenn dabei die Vorgaben der Düngeverordnung eingehalten werden, zu einem Anstieg der Überschüsse führen und negative Auswirkung auf die Qualität des Grundwassers haben. Es käme somit zu einer Verlagerung der Überschüsse an einen Standort, wo sie besonders schädlich wirken (schriftliche Mitteilung von Peter Kreins/Johann Heinrich von Thünen-Institut vom 4. September 2014).

Szenarien, in denen im Zuge des Transports von Wirtschaftsdünger die Einträge in das Grundwasser reduziert werden, jedoch in Oberflächengewässern steigen, lassen sich aus dem flussgebietsweiten Modellvorhaben AGRUM Weser ableiten (KREINS et al. 2010). So liegt in bestimmten Hotspot-Regionen im Nordwesten Deutschlands Lockergestein vor, mit einem hohem Potenzial Stickstoff zu denitrifizieren. Bei diesen Standorteigenschaften kommt es zu hohen Einträgen von Stickstoff ins Grundwasser, aber auch zu einer starken Umwandlung von Nitrat zu elementarem Stickstoff. Die Einträge in die Oberflächengewässer sind, solange keine Dränagen zum Einsatz kommen, verhältnismäßig gering. Anders stellt sich die Situation in Festgesteinsregionen, wie in dem südlichen Teil des Einzugsgebiets der Weser, dar. Aufgrund der Standorteigenschaften gelangt Stickstoff vor allem direkt über den natürlichen Interflow in Oberflächengewässer und nur zu geringen Teilen in das Grundwasser. Ein Transport von Wirtschaftsdünger aus den Hotspot-Regionen mit Lockergestein in Regionen mit Festgestein, wo geringe Überschüsse vorliegen, wäre innerhalb der Vorgaben der Düngeverordnung möglich. Dies würde das Grundwasser der abgebenden Region entlasten, jedoch zu einer deutlichen Zunahme der Belastung der Oberflächengewässer in der aufnehmenden Region führen.

475. Die Beispiele verdeutlichen die Notwendigkeit von räumlich differenzierten Vorgaben zum Stickstoffmanagement in der Landwirtschaft, um die verschiedenen Umweltziele flächendeckend zu erreichen. Diese Vorgaben müssen eine Lenkungswirkung für den Transport von Wirtschaftsdünger und die Neuansiedlung von landwirtschaftlichen Betrieben mit hohen Stickstoffemissionen entfalten. Nur so kann räumlichen Verlagerungseffekten vorgebeugt werden. Im Hinblick auf den Schutz von sensiblen und unbelasteten Gebieten müssten regional differenzierte Vorgaben verhindern, dass der Transport von Wirtschaftsdünger und die Ansiedlung von Viehhaltung zu zusätzlichen Ammoniakemissionen in der Nähe dieser schützenswerten Gebiete führt. Bei einer Belastungsminderung in Hotspot-Gebieten sowie dem gleichzeitigen Unterbinden von Verlagerungen mit negativer Umweltwirkung ist es wahrscheinlich, dass eine Verringerung der Gesamtemissionen notwendig ist. Dies würde auch eine Reduktion der Tierbestände beinhalten (vgl. Tz. 472).

6.4.6.3 Instrumentarium für räumlich differenzierte Vorgaben

476. Die bestehenden ordnungsrechtlichen Vorgaben hinsichtlich des Stickstoffeinsatzes in der Landwirtschaft, wie die Düngeverordnung, sind bisher nicht differenziert an den Schutzanforderungen der verschiedenen Schutzgüter ausgerichtet. Eine Ausnahme bilden mögliche Einschränkungen im Rahmen der Ausweisung von Natur-, Boden-, und Wasserschutzgebieten. Weitere Instrumente zu einer räumlichen, wirkungsbezogenen Differenzierung sind jedoch sowohl aus Gewässerschutzsicht als auch zum Schutz von sensiblen und noch weitestgehend unbelasteten Gebieten notwendig, da die Schadenswirkung von Stickstoffeinträgen stark durch die vorliegenden natürlichen Standortfaktoren beeinflusst wird. Nur so kann das notwendige Schutzniveau an besonders ungünstigen Standorten, wie

zum Beispiel Trockengebieten, und im Bezug auf sensible Ökosysteme realisiert werden. Das im Folgenden diskutierte Instrumentarium ist notwendig, um einerseits die in Abschnitt 6.4.6.2 beschriebenen negativen Auswirkungen von Verlagerungseffekten in der Landwirtschaft zu verhindern. Andererseits kann so auch unabhängig von diesen Effekten ein stärkerer Wirkungsbezug der Vorgaben in der Stickstoffpolitik hergestellt werden.

Es ist ausdrücklich zu betonen, dass Instrumente für räumlich differenzierte Vorgaben keine flächendeckenden Regelungen, wie momentan im Rahmen der Düngeverordnung (vgl. Abschn. 6.4.2), ersetzen, sondern ergänzend an bestimmten Standorten strengere Vorgaben durchsetzen sollen.

477. Es bestehen verschiedene Optionen zur instrumentellen Gestaltung räumlich differenzierter Vorgaben zum Stickstoffmanagement landwirtschaftlicher Betriebe. Die Schwierigkeit besteht darin, die Notwendigkeit einer hohen regionalen Auflösung der Vorgaben mit deren Umsetzbarkeit und Kontrollierbarkeit zu vereinbaren. Im ersten Schritt müssen differenzierte Belastungsgrenzen ausgewiesen und Vorgaben zum Düngemanagement daraus abgeleitet werden. Dabei kann auf agrarökonomische und hydrologische Modellierungen zurückgegriffen werden. Sowohl für die Modellierung der gebietsspezifischen Belastungsgrenzen als auch für die Wahl des geeigneten Instrumentes ist jedoch zu prüfen, ob eine gemeinsame Lösung für die relevanten Standortfaktoren im Hinblick auf die terrestrische Biodiversität (Empfindlichkeit der Ökosysteme) und den Gewässerschutz (Bodenarten, Geologie und Hydrologie) gefunden werden kann. Eine getrennte Implementierung könnte sich unter Umständen als sinnvoll herausstellen. Im letzteren Fall stellt sich jedoch die Herausforderung, die Ziele und Maßnahmen widerspruchsfrei zu formulieren und so aufeinander abzustimmen, dass es nicht zu unerwünschten Verlagerungen zwischen den Medien kommt. Um die gebietsspezifischen Anforderungen im nächsten Schritt instrumentell zu verankern, wären aus Sicht des SRU räumlich differenzierte Vorgaben im Rahmen der Düngeverordnung zu prüfen. Darüber hinaus können bestehende Möglichkeiten im Rahmen des Gebietsschutzes und der Raumplanung besser ausgenutzt werden.

478. Die räumliche Verteilung von Tierhaltungsanlagen lässt sich bereits jetzt mit Hilfe der Raumplanung bzw. Bauleitplanung steuern. Die größten Steuerungsmöglichkeiten bieten kommunale Bebauungspläne. Sofern die Gemeinde einen Bebauungsplan aufgestellt hat, sind nach § 30 BauGB nur solche Vorhaben zulässig, die den dort enthaltenen Festlegungen nicht widersprechen. Im Außenbereich ist ein Vorhaben nach § 35 Absatz 3 Satz 2 unzulässig, wenn es den Darstellungen eines anderen Plans, zum Beispiel eines Regionalplans, widerspricht. Neue Möglichkeiten bestehen seit der Novellierung (s. a. Abschn. 6.4.3) im Hinblick auf gewerbliche Tierhaltungsanlagen, die einer UVP-Pflicht unterliegen. Diese sind nicht mehr im Außenbereich privilegiert, sondern können nur noch errichtet werden, wenn ein Bebauungsplan dies gestattet. Alle anderen Tierhaltungsanlagen sind dagegen weiter im Außenbereich privilegiert (ausführlich MÖCKEL et al. 2014, S. 391 ff.). Diskutiert wird auch

die Erweiterung der Bauleitplanung zu einer allgemeinen Bodennutzungsplanung mit der Möglichkeit für die Kommunen, im Konfliktfall verbindliche Bodenpläne – ähnlich Bebauungsplänen – zu erlassen (ausführlich MÖCKEL 2013a).

479. Im Rahmen der Düngeverordnung können die zulässigen Stickstoffüberschüsse, sowie gegebenenfalls weitere Regulierungselemente, nach Bodenarten sowie geologischen und klimatischen Standorteigenschaften variiert werden. Auch die Empfindlichkeit der Ökosysteme könnte dabei Beachtung finden. Ein Vorteil der Implementierung im Rahmen der Düngeverordnung ist die sofortige Wirksamkeit. Ein ähnlicher Ansatz befindet sich bereits in der Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung (DirektZahlVerpflV). Nach dieser sind besonders erosionsgefährdete Flächen auszuweisen. Auf den Flächen sind strengere Vorgaben zur Bewirtschaftung im Rahmen der Cross Compliance einzuhalten. Eine Überschussabgabe, wie sie der SRU empfiehlt (vgl. Abschn. 6.4.5), könnte räumlich unterschiedlich hoch angesetzt werden. Dieser Ansatz wird auch im theoretischen Konzept für ein Abgaben-Zertifikate-System der schwedischen Umweltbehörde verfolgt, bei dem die Abgabenhöhe vom Schadenbeitrag abhängt. Im Vergleich zu der Differenzierung im Rahmen der Düngeverordnung ist allerdings zu erwarten, dass bei einer Verankerung in einem ökonomischen Instrument eine deutlich geringere ökologische Treffsicherheit erreicht wird (vgl. Tz. 294).

480. Eine weitere Option ist eine verstärkte Implementierung räumlich differenzierter Vorgaben im Rahmen des Gebietsschutzes. In Natur-, Boden- und Wasserschutzgebieten dürfen die ausweisenden Behörden alle erforderlichen Schutzmaßnahmen sowie Ge- und Verbote festsetzen, wovon land- und forstwirtschaftliche Flächen nicht ausgenommen sind. Bodenschutzgebiete sind bundesrechtlich in § 21 Absatz 3 BBodSchG nur rudimentär geregelt, sodass es auf das jeweilige Landesrecht ankommt. Über die Reichweite der Landesbefugnis besteht aber Uneinigkeit (REESE et al. 2010, S. 254 ff.). In Schutzgebieten können bereits jetzt in der Schutzgebietsverordnung Maßnahmen festgesetzt werden, die den Stickstoffeinsatz in der Landwirtschaft limitieren (vgl. Abschn. 6.2.4 und Abschn. 6.2.5). Es können auch im Rahmen von Zonierungen differenzierte Vorgaben gemacht werden. Wenn allerdings in diesen Gebieten Freistellungen für landwirtschaftliche Tätigkeiten eingeräumt werden, so kann die Deposition von Stickstoff dann nicht wirksam verringert werden, wenn zur Beschränkung der Einträge pauschal auf die gute fachliche Praxis verwiesen wird (s. Tz. 409 ff.).

Der Eintrag in Schutzgebiete ist jedoch nicht nur auf landwirtschaftliche Tätigkeiten innerhalb dieser Gebiete zurückzuführen, sondern auch auf die Deposition von Stickstoff, der von außerhalb in das Schutzgebiet in Form von Ammoniak oder Stickstoffoxiden eingetragen wird. Neben der Reduktion der Hintergrundbelastung (vgl. Tz. 175) ist insbesondere die Reduktion von Ammoniakemissionen in der Nähe des sensiblen oder unbelasteten Gebiets von Bedeutung, da ein Großteil der landwirtschaftlichen Ammoniakemissionen nahe der Quelle

deponiert. Es besteht somit ein direkter Zusammenhang zwischen der landwirtschaftlichen Praxis in der Umgebung des zu schützenden Gebietes und der Ammoniakdeposition innerhalb dieses Gebietes. Neben den Möglichkeiten über die Raumplanung die Ansiedlung von Tierhaltungsanlagen zu steuern (vgl. Tz. 438 ff.), wäre es insofern von großer Bedeutung, dass von der Möglichkeit des § 22 Absatz 1 Satz 3 BNatSchG Gebrauch gemacht wird, auch die für den Schutz notwendige Umgebung des Schutzgebietes einzubeziehen (Abschn. 6.2.5). Auf diese Weise können nachteilige Einträge aus angrenzenden Landnutzungen in die Schutzgebiete limitiert werden.

Hier wären vor allem bindende Vorgaben an die Bewirtschaftung sowie die Freistellungen von denselben strenger zu fassen. Die Ausweisung von Schutzgebieten wiederum kann nur genutzt werden, wenn das Gebiet schutzwürdig und schutzbedürftig im Sinne von §§ 22 bis 29 BNatSchG, § 51 Absatz 1 WHG und § 21 Absatz 3 BBodSchG ist. Schutzgebiete sind deshalb nicht für eine allgemeine Steuerung von Bodennutzungen geeignet (MÖCKEL 2013a, S. 428).

481. Der SRU sieht in dem Zusammenhang mit räumlich differenzierten Vorgaben auch eine besondere Stärke von extensiveren Formen der Landwirtschaft. Sie können in der Regel auf der Fläche geringere Stickstoffemissionen realisieren, was für Schutz von Wasser und Biodiversität an sensiblen Standorten essenziell ist. In diesem Zusammenhang ist auch der ökologische Landbau zu nennen, der tendenziell pro Flächeneinheit zu geringerer Umweltbelastung führt (MONDELAERS et al. 2009; TUOMISTO et al. 2012). Daher ist beispielsweise der ökologische Landbau in Wasserschutzgebieten zum Schutz des Grundwassers vor Nitrateintrag besonders sinnvoll, wobei auch der Einfluss von verschiedenen Betriebstypen zu beachten ist.

482. Zusammenfassend betont der SRU die Notwendigkeit von räumlich differenzierten Vorgaben zum Stickstoffeinsatz in der Landwirtschaft. Nur so können naturräumliche Gegebenheiten berücksichtigt werden und die Stickstoffpolitik stärker an den unterschiedlichen Wirkungen von Emissionen an verschiedenen Standorten ausgerichtet werden. Dies ist von elementarer Bedeutung, um mögliche negative Folgen von Verlagerungseffekten aufgrund von strengeren ordnungsrechtlichen Vorgaben zu vermeiden. Der SRU empfiehlt daher die Evaluierung der genannten und die Eruiierung weiterer Möglichkeiten zur Umsetzung des Konzepts räumlich differenzierter Vorgaben zum Stickstoffmanagement in der Landwirtschaft. Vorgaben im Rahmen der Ausweisung von Natur-, Boden-, und Wasserschutzgebieten, die bereits heute möglich sind, sollten konsequenter genutzt werden.

6.5 Stromerzeugung aus Biomasse

483. Biomasse wird zur Herstellung von Kraftstoffen, für die Wärmebereitstellung und zur Stromerzeugung angebaut. Darüber hinaus ist die stoffliche Nutzung von Biomasse in der Industrie von Interesse. Aus Umweltsicht ist der Anbau von Biomasse zur energetischen

Nutzung kritisch zu bewerten (vgl. Abschn. 4.1.4). Der SRU hat sich mit den Potenzialen des Biomasseanbaus bereits 2007 in einem Sondergutachten intensiv befasst (SRU 2007a). In diesem Gutachten hat der SRU dafür plädiert, die zum Biomasseanbau verfügbaren Flächen primär für die stoffliche Nutzung einzusetzen und insbesondere auf die Erzeugung von Kraftstoffen zu verzichten und der Kaskadennutzung zur Strom- und Wärmeenergieerzeugung den Vorzug zu geben. Mit Blick auf die Entwicklung seit Veröffentlichung dieses Gutachtens ist festzustellen, dass der Anbau von Biomasse für Kraftstoffe in Deutschland nicht abgenommen und der Anbau von Biomasse zur Stromerzeugung stark zugenommen hat (Tz. 229 und 234).

484. Die Biomasseverstromung ist vor allem mit Blick auf das Stickstoffproblem von besonderer Bedeutung. Die Vergütungsstruktur der Stromerzeugung aus Biomasse im Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) hat zu einem deutlichen Anstieg der Anlagenzahl und der installierten Leistung geführt. Deren Substratbedarf kann nicht allein durch landwirtschaftliche Reststoffe gedeckt werden und hat zu einer steigenden Nachfrage nach Anbaubiomasse geführt. Daher wurde das EEG in Abschnitt 4.1.4 als ein Treiber der Stickstoffbelastung identifiziert. Vor allem der 2004 eingeführte NaWaRo-Bonus (NaWaRo – nachwachsende Rohstoffe) sowie der 2009 hinzu gekommene Gülle-Bonus steigerten die Nachfrage nach landwirtschaftlichen Substraten deutlich. Insbesondere der Anbau von Mais zur Energieerzeugung nahm sehr stark zu, da Mais im Durchschnitt gegenüber anderen pflanzlichen Substraten neben einem hohen Flächenertrag auch den höchsten Ertrag an elektrischer Energie pro Hektar aufweist (FNR und KTBL 2013, S. 108 ff.). Mais ist jedoch in Abhängigkeit vom Düngemanagement als problematisch hinsichtlich des Nitrataustrags einzuschätzen. Darüber hinaus hat der Anbau nachwachsender Rohstoffe die Flächennachfrage erhöht und zu Intensivierungstendenzen in der Landwirtschaft beigetragen. So hat der Anbau von nachwachsenden Rohstoffen zum vermehrten Grünlandumbruch beigetragen, bei dem in großem Umfang organisch gebundener Stickstoff mineralisiert wird (Tz. 236).

In Biogasanlagen fallen, unabhängig von der Substratzusammensetzung, räumlich konzentriert sehr hohe Mengen organischen Stickstoffs in Form von Gärresten an, die häufig ortsnahe ausgebracht werden. Dies geschieht bei Anlagen, die auf Basis von Anbaubiomasse und Gülle betrieben werden, häufig in Regionen, in denen die Nährstoffüberschüsse durch hohe Tierhaltungsdichte ohnehin bereits groß sind (Tz. 237). Die Ausbringung von Gärresten auf landwirtschaftlichen Nutzflächen wird bisher nicht ausreichend im Düngerecht erfasst und beispielsweise nicht auf die erlaubte Ausbringungsobergrenze für Stickstoff aus Wirtschaftsdünger angerechnet (Tz. 428).

485. Für die Landwirtschaft ist es aufgrund der festen Vergütung des Stroms aus Biomasse wirtschaftlich lukrativ, Bioenergiepflanzen anzubauen und an Anlagenbetreiber zu verkaufen oder selbst Biogasanlagen zu betreiben. Hinzu kommt, dass die Vergütung der Stromerzeugung nach EEG für das Jahr der Inbetriebnahme und weitere zwanzig Jahre

gewährt wird. Der Betrieb einer Biogasanlage kann somit langfristig einen erheblichen Teil des Einkommens eines Landwirtes gewährleisten. Auch die dauerhafte Absicherung der Substratlieferung durch langfristige Lieferverträge der Anlagenbetreiber kann für Landwirte, die Energiepflanzen anbauen, attraktiv sein, da sie so nicht von Nachfrageänderungen am Markt und damit verbundenen Preisschwankungen abhängen. Der Anbau von Biomasse zur Stromerzeugung verringert den Anreiz freiwillige Agrarumweltmaßnahmen durchzuführen, da die hierdurch erzielbaren Einnahmen im Verhältnis deutlich niedriger liegen als durch Anbau von Biomasse zur energetischen Nutzung. Agrarumweltmaßnahmen sind jedoch bedeutende Elemente der zweiten Säule der Gemeinsamen Agrarpolitik (Tz. 451) und ein wichtiges Element zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (Abschn. 6.3.1). Ähnliche Konflikte können beim Anbau von Biomasse für Kraftstoffe auftreten, die hier jedoch nicht weiter behandelt werden (Tz. 240).

486. Die Vergütung von Bioenergie auf Basis von Anbaubiomasse bildet somit einen starken Zielkonflikt zwischen Klima- und Energiepolitik gegenüber der Umweltpolitik ab. Dieser Konflikt schien lange Zeit schärfer zu sein, als er heute bewertet wird. Zunächst wurden bei der Bilanzierung nur die verbrennungsbedingten Emissionen von Biomasse den Emissionen aus fossilen Energieträgern gegenüber gestellt. Dabei wurde angenommen, dass nur die Menge an Treibhausgasen freigesetzt wird, die in der Wachstumsphase gebunden wurde, mithin Energieerzeugung aus Biomasse klimaneutral ist. Erst verzögert erfolgte eine umfassendere Bilanzierung der Klimarelevanz von Energieerzeugung aus Biomasse, die die über die reine Verbrennung hinausgehenden Effekte berücksichtigt. Obgleich bei der Verbrennung nur das zuvor gespeicherte Kohlendioxid freigesetzt wird, kann bei einer Gesamtbilanzierung nicht von Treibhausgasneutralität gesprochen werden, da die gesamte Produktionskette und damit unter anderem auch Düngung und Landnutzung sowie die damit verbundenen negativen Klimaeffekte einbezogen werden müssen (KLU 2013a).

Vor dem Hintergrund des Zielkonfliktes zwischen Klima- und Energiepolitik auf der einen und umweltpolitischen Erwägungen auf der anderen Seite deutet sich an, dass die dargestellten negativen Umweltwirkungen, etwa durch Flächeninanspruchnahme, Einsatz von Pestiziden und Nährstoffüberschuss, die energie- und klimapolitischen Erfolge durch die Einsparung von fossilen Energieträgern überwiegen könnten. Die Höhe der Treibhausgasreduktion durch den Einsatz von Biomasse gegenüber fossilen Energieträgern hängt von verschiedenen Faktoren wie den eingesetzten Substraten und den Anbauverfahren ab (MÜHLENHOFF 2013; SRU 2007a). Die Höhe der Stickstoffbelastung durch den Anbau von Energiepflanzen ist darüber hinaus abhängig von Standort, Fruchtfolge, dem gewählten Dünger und dem Düngemanagement (CLAUS 2013).

487. In seinem Sondergutachten „Den Strommarkt der Zukunft gestalten“ ist der SRU zu dem Schluss gekommen, dass eine Beendigung der Förderung von Anbaubiomasse unbedingt erwogen werden sollte, da der Biomasseanbau erhebliche unerwünschte ökologische

Folgen und Verlagerungseffekte mit sich bringt (SRU 2013a, Tz. 111). In jedem Fall ist einer Ausweitung der Anbauflächen entgegenzuwirken. An die Bewirtschaftung der weiterhin für Anbaubiomasse genutzten Flächen sind hohe Umweltaforderungen zu stellen.

Ausgehend von den bislang landwirtschaftlich genutzten Flächen ist grundsätzlich eine Abwägung vorzunehmen, in welchem Verhältnis die verfügbare Fläche zur Nahrungsmittelherzeugung, für den Anbau von Biomasse zur stofflichen Verwertung oder zum Anbau von Energiepflanzen eingesetzt werden soll. Dabei ist eine Abwägung unter den Aspekten Nutzen und Alternativen vorzunehmen.

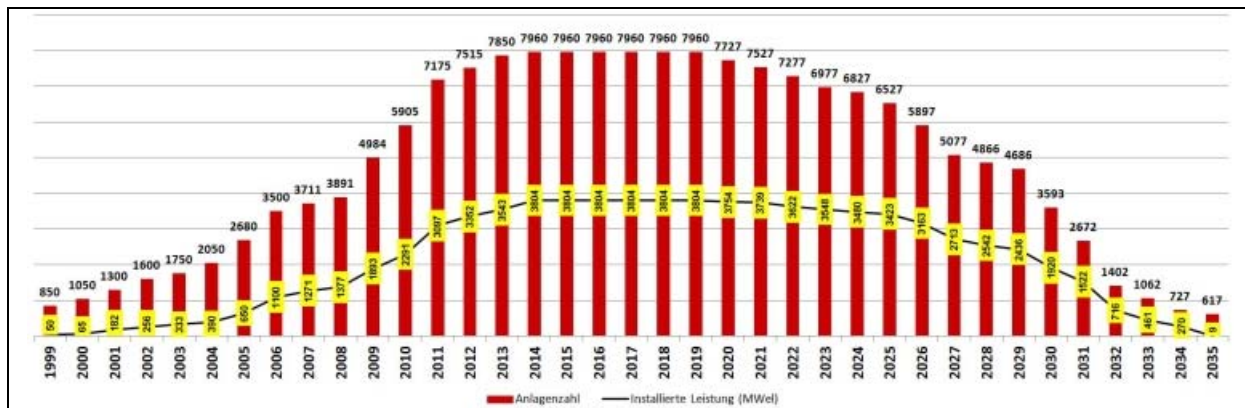
6.5.1 Reduzierung der Stickstoffbelastung aus der Biogaserzeugung

488. Eine Reduktion der Stickstoffbelastung aus der Biogaserzeugung ist, abgesehen von den Emissionen bei der Stromerzeugung, die durch die Verbrennung des Gases entstehen (s. Tz. 264), über den Substrateinsatz möglich. Grundsätzlich gilt zunächst, je weniger Substrat eingesetzt wird, desto geringer ist die resultierende Stickstoffbelastung. Die Substratwahl entscheidet zudem über die erzeugbare Gasmenge und damit über die auf Biogasbasis verfügbare Strommenge. Darüber hinaus beeinflusst die Substratwahl durch den unterschiedlichen Flächenertrag und Energiegehalt verschiedener Pflanzen die Flächennachfrage und schlägt sich im Stickstoffgehalt der Gärreste nieder. Bei gegebener Strommengenachfrage aus Biogasanlagen sind die Möglichkeiten, die Stickstoffbelastung aus der Nachfrage nach Anbaubiomasse zu reduzieren, begrenzt und können vor allem durch technologische Effizienzsteigerungen im Fermenter realisiert werden. Darüber hinaus kann durch strengere Vorgaben zur Lagerung und Ausbringung von Gärresten die Stickstoffbelastung durch die Biogaserzeugung verringert werden.

489. Mit Blick auf die Stickstoffproblematik ist besonderes Augenmerk auf die bestehenden Anlagen zu richten, die die derzeit hohe Nachfrage nach Substraten und Anbaubiomasse erzeugen. Die durch die Bestandsanlagen induzierten Wirkungen auf den Biomasseanbau werden aufgrund der Vergütungsdauer auch in den nächsten Jahren und Jahrzehnten von großer Bedeutung sein. Anlagen, die 2014 und damit zum überwiegenden Teil noch nach den Rahmenbedingungen des EEG 2012 in Betrieb genommen werden, erhalten bis 2034 eine Vergütung. Der größte Zubau mit insgesamt fast 3.300 Anlagen und einer installierten Leistung von 1.720 MW erfolgte mit der 2. Novelle des EEG zwischen 2009 und 2011.

Abbildung 6-13

Entwicklung der nach EEG vergüteten Biogasanlagen und installierter Leistung (Inbetriebnahme 1999 bis 2014)



SRU/SG 2015/Abb. 6-13; Datenquelle: Fachverband Biogas 2014

490. Abbildung 6-13 verdeutlicht die Entwicklung des nach EEG vergüteten Anlagenbestandes sowie der installierten Leistung bis zum Jahr 2035 für Inbetriebnahmen von 1999 bis 2014 (Daten 2014 Prognose). Für frühere Jahre liegen keine Daten zur Ermittlung des jährlichen Kapazitätszubaues vor, sodass hilfsweise von 1999 ausgegangen wird. Erkennbar ist, dass, auch wenn nach 2014 keine Neuanlagen mehr gebaut würden, die Anlagenzahl erstmals 2030 unter der von 2008 liegen würde, die verfügbare Leistung erst ab 2031. Die Darstellung kann allerdings lediglich einen Trend abbilden. Durch die seit dem EEG 2012 angereizte Flexibilisierung von Bestandsanlagen ist davon auszugehen, dass die installierte Leistung nicht vollständig ausgenutzt wird und damit weniger Substrat nachgefragt wird. Allerdings ist die Flexibilisierung nicht für alle Anlagen eine ökonomisch vorteilhafte Option, sodass die Wirkungen auf die Substratnachfrage verschiedenen Bedingungen unterliegen. Darüber hinaus können weitere Faktoren nicht berücksichtigt werden, die starken Einfluss auf die Korrelation von Kapazität und Substratnachfrage haben, so etwa die Preisentwicklung für Biomasse im Allgemeinen sowie im Verhältnis zu anderen Brennstoffen, die auch zur Stilllegung von Anlagen führen kann. Dennoch ist der Trend deutlich erkennbar: Der Anlagenbestand und die bereits installierte Leistung werden, sofern sich die Marktbedingungen (z. B. Einstandspreis der Substrate) nicht grundlegend verschlechtern, auf lange Sicht Auswirkungen auf den Anbau von Biomasse zur Stromerzeugung, den Gärresteanfall und die damit verbundenen Umweltfolgen haben.

Im Mittelpunkt der Überlegungen, wie den durch die Bestandsanlagen verursachten Umweltproblemen unter der Prämisse des wirtschaftlich und energiepolitisch notwendigen Bestandsschutzes begegnet werden kann, sollte daher die Verringerung des Substrateinsatzes stehen. Grundsätzlich können zunächst Effizienzsteigerungen dazu führen, dass weniger Substrat zur Erzeugung derselben Strommenge benötigt wird. Einerseits können Maßnahmen am Fermenter ansetzen, die die Energieausbeute beim Vergärungsprozess durch veränderte Verweilzeiten, Enzymeinsatz oder Durchmischung steigern. Andererseits kann

die Effizienz bei der Verstromung des Biogases durch Austausch von Komponenten verbessert werden. Diese Maßnahmen sind jedoch politisch kaum beeinflussbar und unterliegen in erster Linie einer betriebswirtschaftlichen Entscheidung des Anlagenbetreibers. Darüber hinaus spielt die flexible Fahrweise von Biogasanlagen eine bedeutende Rolle.

6.5.1.1 Flexibilisierung der Stromerzeugung aus Biogas

491. Das in Kapitel 4 als politischer Treiber des Stickstoffproblems identifizierte EEG ist ein energiepolitisches Instrument, über das nur begrenzt Einfluss auf die Verminderung des bestehenden Stickstoffproblems genommen werden kann. Das EEG kann jedoch Anreize für eine verminderte Substratnachfrage durch Flexibilisierung setzen. Die Flexibilisierung entspricht der auch politisch gewünschten Rolle der Biomasseverstromung im Gesamtsystem als Ausgleich für die dargebotsabhängige Stromerzeugung aus Wind und Sonne. Auch um andere Funktionen im Strommarkt übernehmen zu können, etwa die Bereitstellung von Systemdienstleistungen oder die Teilnahme am Regelenergiemarkt, ist eine flexible Steuerung der Stromerzeugung notwendig. Darüber hinaus kann Biogas als Speichermedium fungieren und, bei entsprechender Aufbereitung, in das Erdgasnetz eingespeist werden (SRU 2013a; KRZIKALLA et al. 2013). Die Flexibilisierung der Stromerzeugung ist technisch grundsätzlich machbar und wird zunehmend eingesetzt (VOLLPRECHT et al. 2014, S. 56; THRÄN et al. 2014). Flexibilisierte Anlagen erzeugen Strom, wenn das Angebot aus den dargebotsabhängigen erneuerbaren Energien knapp ist und sie am Markt einen entsprechend höheren Preis erzielen können. Die Stromerzeugung wird gedrosselt, wenn der Marktpreis niedrig ist. Voraussetzung für die Wirtschaftlichkeit ist allerdings eine hinreichend große Spanne des Marktpreises. Zudem muss der Gasspeicher im Verhältnis zur Gesamtleistung der Anlage und der gewünschten Speicherdauer stehen.

Bislang laufen Biogasanlagen und die daran gekoppelte Stromerzeugung zu einem Großteil aus wirtschaftlichen Erwägungen im Dauerbetrieb, sodass sie konstant Strom erzeugen (VOLLPRECHT et al. 2014, S. 67; KRZIKALLA et al. 2013). Die Vorteile der Biomasse werden somit nicht genutzt und führen aufgrund der hohen Substratnachfrage zu den dargestellten Problemen.

Flexibilisierung von Bestandsanlagen als Option

492. Einen Anreiz zur stärkeren Steuerung der Stromerzeugung auf Biogasbasis von Bestandsanlagen hat das EEG 2012 in § 33i durch die Flexibilitätsprämie gesetzt. Diese Regelung wird im novellierten EEG 2014 in § 54 fortgeführt. Allerdings kann die Prämie nur geltend gemacht werden, wenn zusätzliche, flexibel verfügbare, Kapazitäten im Umfang von mindestens 20 % der gesamten installierten Leistung zur Stromerzeugung errichtet werden, mithin die installierte Leistung insgesamt zunimmt.

Die Flexibilisierung von Bestandsanlagen muss verschiedene technische und standortbezogene Bedingungen erfüllen, beispielsweise muss hinreichend Platz für Erweiterungen

und den Speicher verfügbar sein (EDEL 2014). Voraussetzung für die Inanspruchnahme der Flexibilitätsprämie ist darüber hinaus eine Direktvermarktung des produzierten Stroms, das heißt ein Verzicht auf die feste EEG-Vergütung. Die Direktvermarktung ist jedoch ein Lernprozess, und auch für die Bereitstellung von Systemdienstleistungen notwendig. Die Anlagenbetreiber vermarkten in einem ersten Schritt den Strom an der Börse, stellen dann negative Regelleistung bereit und investieren bei positiven Erfahrungen in die Flexibilisierung (VOLLPRECHT et al. 2014, S. 56).

Nicht abschätzbar ist bislang, welche Akzeptanz die Flexibilitätsprämie für Bestandsanlagen im Zeitverlauf erreicht und welche Wirkung sie insgesamt entfaltet. Die Erwartungen an die Wirksamkeit des Flexibilisierungsanreizes waren Anfang 2014 noch nicht erfüllt (EDEL 2014). Mögliche Gründe hierfür liegen in rechtlichen Unklarheiten und fehlenden Erfahrungen. Gleichwohl stieg die Kapazität von Anlagen, die die Flexibilitätsprämie in Anspruch nehmen, von etwa 55 MW Ende 2012 auf über 180 MW im Februar 2014 (Daten der Bundesnetzagentur nach VOLLPRECHT et al. 2014, S. 56).

493. Die Flexibilitätsprämie für Bestandsanlagen führt nur zu einer zeitlichen Verschiebung der Stromproduktion, indem zwischengespeichertes Gas bei Bedarf verstromt wird. Durch eine konstante Gasproduktion bleiben auch der Substrateinsatz und die insgesamt produzierte Strommenge gleich. Eine dementsprechend ausgerichtete Anlage führt somit nicht zwingend zu einer Reduzierung der Gesamtmenge erzeugten Biogases und einer damit einhergehenden Verringerung des Substrateinsatzes. Vielmehr erzeugt die Anlage aus derselben Menge Gas in weniger Betriebsstunden dieselbe Strommenge wie eine kleinere Anlage im Dauerbetrieb und dient damit der Erzeugung von Spitzenlast (HOCHLOFF et al. 2013).

Die Flexibilitätsprämie scheint aufgrund der notwendigen Investitionen für eine erhöhte Anlagenleistung und Erweiterung der Speicherkapazität in erster Linie für größere Anlagen attraktiv zu sein (HOCHLOFF et al. 2013; KRZIKALLA et al. 2013). Bei Anlagen unter 500 MW Leistung steigen die spezifischen Investitionskosten einer Anlagenflexibilisierung deutlich (VOLLPRECHT et al. 2014, S. 58 f.). Die Prämie wird gerade dann in Anspruch genommen, wenn ohnehin der Generator nach acht bis zehn Jahren oder andere Anlagenteile ersetzt werden müssen. Bei neueren Anlagen sind ein Austausch und eine damit einhergehende Kapazitätserweiterung aufgrund der technischen Restlaufzeit wirtschaftlich nicht sinnvoll. Dies betrifft vor allem Anlagen, die nach EEG 2009 vergütet werden und einen erheblichen Teil des Bestandes und der Kapazität ausmachen (zum Anlagenbestand s. a. Abb. 4-11). Auch für ältere Anlagen, deren Vergütungsdauer nach EEG nur noch weniger als zehn Jahre beträgt, bietet eine Flexibilisierung keine Anreize, da sie die Flexibilitätsprämie nicht mehr voll ausschöpfen können und die notwendigen Investitionen trotz höherer Wirkungsgrade neuer Generatoren in der Regel nicht mehr refinanziert werden können (VOLLPRECHT et al. 2014, S. 61 ff.). Insoweit lässt sich die umweltpolitisch wünschens-

werte Wirkung der bestehenden Flexibilisierungsregelung auf eine verminderte Substratnachfrage von Bestandsanlagen nur schwer abschätzen.

494. Im Referentenentwurf des EEG 2014 vom 4. März 2014 war in § 32c eine gegenüber dem EEG 2012 veränderte Flexibilitätsprämie enthalten. Anlagenbetreiber sollten die Prämie in Anspruch nehmen können, wenn sie den Strom direkt vermarkten und die Anlage nur eine Strommenge von 50 bis 70 % der in der Vergangenheit maximal erzeugten Strommenge produziert (BMW 2014). Da die Gestaltung der Flexibilitätsprämie im Referentenentwurf auf eine verminderte Stromerzeugung und damit auch einen geringeren Substrateinsatz abzielte (ebd., S. 2), scheint diese grundsätzlich besser geeignet, dem Stickstoffproblem zu begegnen als die letztlich im verabschiedeten Gesetz verankerte Flexibilitätsprämie.

Flexibilisierung von Neuanlagen als Voraussetzung

495. Neuanlagen mit Inbetriebnahme nach den Regeln des EEG 2014 besitzen grundsätzlich nur dann Anspruch auf den Vergütungsrahmen, wenn sie flexibel Strom erzeugen (§ 47 Abs. 1) und können einen Flexibilitätszuschlag nach § 53 in Anspruch nehmen. Ziel ist eine stärkere Nachfrageorientierung der Stromerzeugung aus Biogas und die Erzeugung einer insgesamt geringeren Strommenge aus Biomasse bezogen auf die installierte Leistung. Zudem können hierdurch die Gesamtkosten der Stromerzeugung aus Biogas verringert werden (Bundesregierung 2014, S. 136). Darüber hinaus soll Strom aus Biomasse vor allem auf Rest- und Abfallstoffen basieren. Auch ist der Zuwachs der nach EEG vergütungsfähigen Leistung auf 100 MW jährlich beschränkt. Damit entkoppelt das derzeit geltende EEG den Kapazitätswachstum von der Nachfrage nach Anbaubiomasse.

6.5.1.2 Flexibilisierung der Gaserzeugung aus Biomasse

496. Die Flexibilisierung der Gaserzeugung ist hinsichtlich der Stickstoffproblematik relevant, wenn hierdurch insgesamt eine geringere Gasmenge, also auch eine geringere Strommenge erzeugt wird und somit die Nachfrage nach Gärsubstraten sinkt. Für Anlagenbetreiber führt eine bessere Steuerbarkeit des Fermenters zu verminderten Investitionen in Speicherkapazität. Jedoch lässt sich die Gaserzeugung aus Biomasse aus systemimmanenten Gründen nur in begrenztem Maß steuern und damit flexibilisieren. Zum Erhalt ihrer Leistungsfähigkeit benötigen die in der Anlage arbeitenden Mikroorganismen eine definierte Bandbreite von Temperatur und Feuchtigkeit. Darüber hinaus ist die Reaktionszeit einer Anlage zur Biogaserzeugung verhältnismäßig träge und lässt sich nicht beliebig situativ steuern oder unterbrechen, sondern benötigt einen Vorlauf und damit eine Planungsgrundlage (VOLLPRECHT et al. 2014, S. 67). Der Verlauf der Gaserzeugung und die insgesamt innerhalb einer Zeiteinheit erzeugte Menge erfolgen nicht linear und sind abhängig vom eingesetzten Substrat bzw. Zusammensetzung des Substratgemisches, dessen Zucker- und Feuchtigkeitsgehalt sowie der Temperatur.

Erforscht wird zurzeit, inwieweit sich die Gasproduktion durch die Speicherung von Zwischenprodukten im Fermenter und das Fütterungsmanagement, das heißt die zeitliche Steuerung der Substratzufuhr sowie die Substratzusammensetzung flexibilisieren lässt. JACOBI et al. (2013) kommen zu dem Schluss, dass die Flexibilisierung der Gasproduktion den Speicherbedarf um bis zu 40 % reduzieren kann.

497. Eine flexibilisierte Gasproduktion in Verbindung mit einem Gasspeicher kann die gesamte Steuerbarkeit der Stromerzeugung aus Biomasse deutlich erhöhen und den Vorteil der Biomasseverstromung gegenüber anderen erneuerbaren Energietechnologien steigern. Damit steigt die Attraktivität der Biogasverstromung als Option zur Ergänzung dargebotsabhängiger Energien weiter an. Dieser Weg der Flexibilisierung bietet auch Chancen, den Substrateinsatz ökologischer als bislang zu gestalten, da die eingesetzte Substratmenge sowie deren Zusammensetzung nicht zu einer maximalen Gasproduktion in möglichst kurzer Zeit führen sollen. Vor allem für Bestandsanlagen kann eine Flexibilisierung der Gaserzeugung eine ökonomisch interessante Option sein, wenn diese technische Veränderung durch geringere Investitionen erreichbar ist, da der Gasspeicher kleiner und damit weniger kostenintensiv als bei der ausschließlichen Flexibilisierung der Stromerzeugung ist (Tz. 493). Allerdings ist die Flexibilisierung der Gaserzeugung bisher noch nicht bis zur Marktreife entwickelt.

6.5.1.3 Reduktion der Stickstoffbelastung durch Substratauswahl

498. Die beschriebene Flexibilisierung zielt primär darauf ab, die Menge an eingesetztem Substrat und daraus entstehende Gärreste zu verringern. Um der Stickstoffproblematik zu begegnen, kann auch die Art und Zusammensetzung des Substrates angepasst werden. In diesem Zusammenhang ist prioritär der vermehrte Einsatz von Rest- und Abfallstoffen zu nennen (vgl. Abschn. 6.5.1.5). Aber auch die verstärkte Verwendung von Wirtschaftsdünger und alternativen Anbausubstraten ist zu prüfen. Diese Substrate sind für die Anlagenbetreiber bislang wenig attraktiv, da sie den Stromertrag vermindern und die Anlagen innerhalb der zwanzigjährigen Vergütungsdauer nur den höchsten finanziellen Ertrag erzielen, wenn sie durchgehend die maximale Kapazität ausnutzen.

Ersatz von Anbaubiomasse durch Wirtschaftsdünger

499. Aus Sicht des SRU ist die Verankerung eines Anreizes im EEG zu prüfen, der zu einer vermehrten Verstromung von Wirtschaftsdünger in Neuanlagen und Bestandsanlagen führt. Dies kann zu einer Reduktion der Methan- und Lachgasemissionen aus der Lagerung von Wirtschaftsdünger führen (AMON et al. 2006; de VRIES et al. 2010). Darüber hinaus können die Anbaufläche für nachwachsende Rohstoffe und der Anfall von Gärresten pflanzlichen Ursprungs verringert werden, wenn Wirtschaftsdünger Anbaubiomasse in bestehenden Anlagen ersetzt. Dadurch würden sich auch die Ammoniakemissionen aus der bestehenden Biogaserzeugung verringern (JÖRß et al. 2014, S. 99 ff.).

Beim Ersatz von nachwachsenden Rohstoffen durch Wirtschaftsdünger in Bestandsanlagen verringert sich die Stromproduktion, da tierische Exkremate deutlich geringere Energieerträge aufweisen als nachwachsende Rohstoffe wie Silomais. Der vermehrte Einsatz von Wirtschaftsdünger anstelle von Energiepflanzen ist für Biogasanlagen ohne entsprechende Anreize nicht wirtschaftlich (THIERING und BAHRS 2011). Der SRU empfiehlt, die Förderung des vermehrten Einsatzes von Wirtschaftsdünger in bestehenden Anlagen zu prüfen.

Die zusätzliche Vergütung des Einsatzes von Wirtschaftsdünger in Neuanlagen ist so auszugestalten, dass es nicht zu einer starken Ausdehnung des Einsatzes nachwachsender Rohstoffe kommt. In der Vergangenheit hat der sogenannte Güllebonus des EEG 2009 zu einer vermehrten Verwendung von tierischen Exkrementen geführt. Dies förderte jedoch auch den vermehrten Anbau von nachwachsenden Rohstoffen, da Wirtschaftsdünger zum Erhalt des Bonus nur 30 % des eingesetzten Substrats ausmachen musste. Die Vergütung von sehr kleinen Anlagen unter dem EEG 2012 und 2014, die mindestens zu 80 % Gülle verstromen, scheint ein sinnvoller Weg zu sein.

Sowohl beim vermehrten Einsatz von Wirtschaftsdünger in Bestandsanlagen als auch in Neuanlagen ist eine umfassende Abschätzung der Umweltwirkung vorzunehmen. In diese sind unter anderem die Auswirkungen möglicher Transporte von Wirtschaftsdüngern zu Biogasanlagen einzubeziehen und der Effekt auf verschiedene Stickstoffverbindungen differenziert zu ermitteln.

Einsatz von umwelt- und naturschutzverträglichen Anbaukulturen

500. Hinsichtlich alternativer Anbausubstrate in Bestands- und Neuanlagen ist jenen Kulturen ein Vorrang einzuräumen, die Synergien mit dem Natur- und Umweltschutz realisieren und die Stickstoffbelastung verringern. Verschiedene Studien unterbreiten Vorschläge, den Bioenergieeinsatz naturschutzverträglich zu gestalten (KLU 2013a; VOHLAND et al. 2012; PETERS et al. 2010). Auch der SRU (2007a, S. 59 ff.) hat in der Vergangenheit darauf hingewiesen, dass der Einsatz von bestimmten Anbauverfahren und Kulturen, wie Kurzumtriebsplantagen oder Mischkulturen, potenzielle Synergien zwischen Natur- und Umweltschutz und der Bioenergieerzeugung realisieren kann.

Sowohl beim Einsatz in Bestands- als auch in Neuanlagen ist jedoch zu beachten, dass durch eine Substitution von Kulturen wie Mais durch extensivere Kulturen aufgrund geringerer Erträge ein höherer Flächenbedarf besteht. Substrate, die Synergien zum Natur- und Umweltschutz aufweisen, sollten daher primär auf solchen Flächen angebaut werden, auf denen aus Gründen des Natur- und Gewässerschutzes ohnehin eine Extensivierung erforderlich ist. Der Einsatz extensiv angebaute Substrate hat unweigerlich eine Verminderung der erzeugten Strommenge zur Folge, da Maissilage den höchsten Energieertrag besitzt. Darüber hinaus ist zu bedenken, dass Gärreste aus Mais im Verhältnis zu vielen anderen Substraten geringere Mengen Stickstoff enthalten (MÖLLER et al. 2009, S. 11).

Implementierung einer veränderten Substratauswahl

501. Vorgaben zur Substratzusammensetzung können aufgrund des Bestandsschutzes nur für Neuanlagen gelten. Dabei wäre der Zubau zwingend mit einer Kapazitätsbegrenzung zu verknüpfen. Für Bestandsanlagen ist ein Anreizmechanismus notwendig, der einen veränderten Substrateinsatz und damit eine geringere erzeugte Strommenge für die Anlagenbetreiber finanziell attraktiv macht. Hierdurch sollten sie zur Refinanzierung der getätigten Investitionen zumindest ähnliche Einnahmen erzielen können wie durch die bisherige Vergütungssystematik, die auf die Produktion einer möglichst großen Strommenge ausgerichtet ist. Beim Einsatz der diskutierten Substrate ist eine umfassende Wirkungsabschätzung auf die vorliegenden landwirtschaftlichen und naturräumlichen Gegebenheiten sowie den Flächenbedarf vorzunehmen.

Prinzipiell können sogenannte Einsatzstoffvergütungsklassen einen Beitrag zur ökologisch vorteilhaften Diversifizierung von Substraten leisten. Vergütungsklassen legen – ähnlich einem Bonussystem – fest, für welche Substrate bestimmte Zuschläge zur Grundvergütung bezahlt werden. Einsatzstoffvergütungsklassen wurden mit dem EEG 2012 in § 27 Absatz 2 eingeführt und in der Verordnung über die Erzeugung von Strom aus Biomasse (Biomasseverordnung – BiomasseV) konkretisiert. So beinhaltete die Einsatzstoffvergütungsklasse II im EEG 2012 verschiedene, im Vergleich zu intensiv angebaute Biomasse, ökologisch vorteilhafte Substrate wie Klee gras oder Landschaftspflegematerial, die jedoch einen geringeren Methanertrag besitzen als Mais. Dem gegenüber wurde Mais der Einsatzstoffvergütungsklasse I zugeordnet, für deren Einsatz eine geringere Zusatzvergütung gezahlt wird. Die Vergütungsberechnung berücksichtigt die Anteile der unterschiedlichen Substrate (Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft und Fachverband Biogas 2011). Eine Weiterentwicklung der Vergütungsklassen nach ökologischen Kriterien könnte eine ökologisch vorteilhafte Substratdiversifizierung in der Vergütung spiegeln, ökologisch problematische Substrate könnten ausgenommen oder in der Menge begrenzt werden. Im EEG 2014 ist das Konzept der Einsatzstoffvergütungsklassen jedoch nicht mehr enthalten.

502. Der vermehrte Einsatz von Wirtschaftsdünger und alternativen Anbaukulturen in der Biogaserzeugung scheint ein Potenzial zur Verringerung der Stickstoffbelastung aufzuweisen und kann weitere Synergien mit Natur- und Umweltschutz realisieren. Eine umfassende Analyse der Umweltwirkungen ist jedoch notwendig. Dabei sind auch indirekte Effekte, wie zum Beispiel mögliche Transporte von Substraten, einzubeziehen.

6.5.1.4 Vorgaben zum Umgang mit Gärresten und dem Anbau von nachwachsenden Rohstoffen

503. Verschiedene agrar- und umweltpolitische Instrumente können die Umweltverträglichkeit der Biogaserzeugung erhöhen und zu einer Verminderung der bioenergieinduzierten Stickstoffproblematik beitragen. Nach Einschätzung des SRU ist dabei der Umgang mit Gär-

resten von besonderer Bedeutung. Die Verschärfung dieser Vorgaben kann auch auf Bestandsanlagen einwirken. Bei den im Folgenden beschriebenen Vorgaben handelt es sich zum Teil um Forderungen, die nicht spezifisch auf die Biogaserzeugung wirken, sondern auch negativen Folgen der Nahrungs- und Futtermittelerzeugung entgegenwirken.

504. Vorgaben zur Lagerung und Ausbringung von Gärresten können die Stickstoffemissionen im Zuge der Biogasproduktion verringern. Zahlreiche Vorgaben werden dabei im Rahmen der Düngeverordnung gemacht, deren Reformbedarf in Abschn. 6.4.2 ausführlich aufgezeigt wird. So sollen im Rahmen der Düngeverordnung die gesamten Gärreste in die Berechnung der zulässigen Ausbringungsobergrenze einbezogen werden. In der Düngeverordnung von 2006 ist dies für Gärreste aus pflanzlicher Herkunft nicht der Fall, wodurch Anwendungen von organischem Stickstoff von mehr als 170 kg pro Hektar und Jahr möglich sind (Tz. 428).

Darüber hinaus können strengere Vorgaben zur Ausbringung von Wirtschaftsdünger, die auch für Gärreste gelten, Ammoniakverluste deutlich reduzieren (vgl. Tz. 416). Zur Verhinderung der Ausgasung von Ammoniak und Methan ist auch sicherzustellen, dass Gärreste in gasdichten Vorrichtungen gelagert werden. Nach Schätzungen wurden in Deutschland 2011 nur 50 % der Gärreste in gasdichten Lagerstätten aufbewahrt (KTBL 2012; s. a. RÖSEMANN et al. 2013, S. 93). Auch eine ausreichend hohe Lagerkapazität für Gärreste ist von elementarer Bedeutung, damit die Ausbringung an den Pflanzenbedarf angepasst werden kann und nicht zu Zeiten geschieht, wenn die Nährstoffe von den Pflanzen nicht aufgenommen werden und die Gefahr für Nitratauswaschungen besonders hoch ist.

Damit die Nährstoffflüsse der Biogasanlagen nachvollziehbar sind, ist die Erstellung einer Hoftorbilanz verpflichtend einzuführen (Tz. 421). In diesem Zusammenhang ist auch die Kontrolle der überbetrieblichen Verwertung von Gärresten, wie sie in Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen bereits erfolgt, ein wichtiger Schritt, um die Einhaltung von ordnungsrechtlichen Beschränkungen zur Anwendung von Gärresten sicherzustellen (Tz. 434).

505. Die vom SRU geforderte ökologischere Ausrichtung der Gemeinsamen Agrarpolitik, insbesondere der Gestaltung des Greenings und der Stärkung der zweiten Säule, kann ebenfalls die Stickstoffbelastung durch den Anbau von nachwachsenden Rohstoffen zur Biogaserzeugung reduzieren (Abschn. 6.4.4). So kann die im Rahmen des Greenings vorgesehene Anbaudiversifizierung zu einem verminderten Anbau von Mais als Kultur mit hohem Potenzial zum Nitrataustrag beitragen und zu einer Diversifizierung der Gärsubstrate führen. Ein zu hoher Anteil von Mais in der Fruchtfolge ist ein Hauptgrund, warum Betriebe Anpassungen zur Erfüllung der Auflagen im Rahmen des Greenings vornehmen müssen (FORSTNER et al. 2012, S. 17 f.)

506. Über die ordnungsrechtlichen Anforderungen hinaus sollte durch informatorische und förderpolitische Instrumente der Anbau von Substraten umweltverträglicher gestaltet werden. Maßnahmen können auch im Rahmen der zweiten Säule der GAP gefördert werden (vgl.

Tz. 451). So können beispielsweise die emissionsarme Ausbringung von Gärresten oder Beratungsangebote zur Verbesserung des Nährstoffmanagements im Maisanbau gefördert werden. Synergien zwischen Naturschutz und Biogaserzeugung, beispielsweise durch die energetische Nutzung von Grünland- und Gehölzschnitt, sind besonders zu begrüßen (SRU 2007a, Abschn. 4.2.1.2). Durch ihre Freiwilligkeit ist die ökologische Treffsicherheit dieser Instrumente jedoch sehr gering.

6.5.1.5 Nutzung der Potenziale von Abfall- und Reststoffen

507. Die Nutzung von Abfall- und Reststoffen verursacht geringere negative Folgen als der Einsatz von Anbaubiomasse (KLU 2013a) und verfügt über ein – wenn auch vergleichsweise geringes – Ausbaupotenzial. Für die Gewinnung dieser Substrate muss kein zusätzlicher Aufwand betrieben werden, vielmehr kann das energetische Potenzial ohnehin zu entsorgenden Abfalls genutzt werden. Verfügbar sind zum einen Bioabfälle: Darunter fallen nach § 11 Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG) biologisch abbaubare Garten- und Parkabfälle, Landschaftspflegeabfälle, Nahrungs- und Küchenabfälle (aus Haushaltungen, aus dem Gaststätten- und Cateringgewerbe, aus dem Einzelhandel und aus Nahrungsmittelverarbeitungsbetrieben) sowie diesen vergleichbare Abfälle. Zum anderen werden weitere Potenziale in der Nutzung von Waldrestholz, Landschaftspflegematerial sowie von landwirtschaftlichen Reststoffen wie Stroh und Zwischenfrüchten gesehen (THRÄN et al. 2014). Hier müssen jedoch sowohl die Nutzungskonkurrenzen der verschiedenen energetischen Verwendungsmöglichkeiten (Verbrennung, Biogasgewinnung, Kraftstoffgewinnung) verglichen werden als auch die Auswirkungen, wenn diese Stoffe dem Ökosystem als Humus- und Nährstoffquelle bzw. als Lebensraum entzogen werden.

Aus Haushalten wurden im Jahr 2012 insgesamt 9,1 Mio. t an organischen Abfällen gesammelt und verwertet, davon 4,4 Mio. t Abfälle aus der Biotonne sowie 4,7 Mio. t an Garten- und Parkabfällen (KERN und SIEPENKOTHEN 2014). RAUSSEN und KERN (2014) gehen davon aus, dass die Kapazitäten zur Vergärung von Bioabfällen bislang nur für ein Drittel des Aufkommens ausreichen.

Zukünftig ist eine steigende Substratmenge zu erwarten, da ab 1. Januar 2015 Bioabfälle zwingend getrennt zu erfassen sind (§ 11 KrWG). Das Mengenpotenzial lässt sich jedoch aufgrund verschiedener offener Fragen nur unzureichend abschätzen, sodass die Angaben in verschiedenen Studien stark schwanken. Das Witzenhausen Institut für Abfall, Umwelt und Energie weist erhebliche Potenziale aus, wobei das Maximum jedoch nur unter optimalen Rahmenbedingungen erreicht wird (RAUSSEN und KERN 2014):

- Bioabfälle werden flächendeckend gesammelt,
- die jetzige Durchschnittserfassungsleistung wird zur Mindesterfassungsleistung,
- Bioabfälle, die vom Verbraucher bisher dem Restmüll zugeordnet wurden, werden zur Hälfte in der Biotonne erfasst.

Unter diesen Annahmen ist eine Steigerung von 4,4 Mio. t. (im Jahre 2012) auf bis zu 7,5 Mio. t Biogut jährlich möglich (RAUSSEN und KERN 2014). In einem aktuellen Forschungsvorhaben des UBA werden für das Jahr 2015 nur geringe Mengensteigerungen auf 4,7 bis 4,9 Mio. t erwartet. Wird die Anschlussquote der Haushalte mittelfristig auf 70 bis 100 % gesteigert, liegt das erfassbare Potenzial zwischen 6,4 und maximal 9,1 Mio. t Biogut (OETJEN-DEHNE et al. 2014). Greifen gleichzeitig die Initiativen gegen die Verschwendung von Lebensmitteln, was zu begrüßen wäre (s. Tz. 247 und Abschn. 6.6.1), würde dieses Potenzial gegebenenfalls eingeschränkt.

Mit der anstehenden Umsetzung der Getrenntsammlungspflicht geht ein Zubau an Behandlungskapazitäten einher, um den Mengenzuwachs ordnungsgemäß entsorgen zu können. Welche Anteile dabei in die Kompostierung und welche in die Vergärung gehen, hängt derzeit von den lokalen Randbedingungen wie Mengenaufkommen, Flächenverfügbarkeit, Abnehmer für erzeugte Produkte, Investitionskosten usw. ab. § 11 KrWG enthält jedoch eine Ermächtigungsgrundlage, stoffstromspezifische Regelungen für die Verwertung von Bioabfällen vorzugeben, sodass eine Lenkung in die Vergärung durchaus möglich wäre.

Die erzeugten Mengen an Energie aus der Vergärung von kommunalen Reststoffen (11 PJ/a) sind erheblich geringer als die Erzeugung von Strom aus Energiepflanzen (222 PJ/a) (THRÄN et al. 2014). Auch eine vollständige Nutzung der bisher nicht genutzten Bioabfallpotenziale von etwa 10 PJ/a könnte also die Anbaubiomasse nur in geringem Umfang ersetzen. Auch weitere Studien geben für das Jahr 2020 lediglich ein technisches Brennstoffpotenzial der Bio- und Grünabfälle (mit Ernteresten) von 23 PJ (BMVBS 2010) bzw. 33 PJ (NITSCH et al. 2012) an.

6.5.2 Zukünftige Bedeutung der Stromerzeugung aus Biomasse

508. Gemäß § 1 Absatz 2 EEG 2014 soll der Anteil erneuerbarer Energien am Bruttostromverbrauch 40 % bis 45 % bis zum Jahr 2025 betragen, 55 % bis 60 % bis 2035. Die Stromerzeugung aus Biomasse gewinnt mit steigendem Anteil dargebotsabhängiger Energie aus Wind und Sonne an Bedeutung, wenn sie zum Ausgleich des fluktuierenden Stromangebots aus Wind und Sonne eingesetzt wird. Eine wichtige Rolle kommt bedarfsgerecht steuerbaren Anlagen bei der Bereitstellung von Systemdienstleistungen und am Regelenergiemarkt zu. Allerdings ist der Zugang zu diesen Teilmärkten bisher schwierig, die Direktvermarktung negativer Minuten- und Sekundärregelleistung ist seit Einführung des EEG 2012 jedoch bei Erfüllung bestimmter technischer Voraussetzungen möglich (EDEL 2014).

Wird zum Ausgleich der dargebotsabhängigen Energie aus Wind und Sonne keine Biomasse eingesetzt, muss auf fossile Energieträger zurückgegriffen werden, solange keine aus-

reichenden Speicherkapazitäten zur Verfügung stehen und auch die Herstellung von Methan aus überschüssig erzeugtem Strom noch nicht marktreif ist.

Inwieweit die Nutzung von Biomasse zum Ausgleich fluktuierender erneuerbarer Energien bei Betrachtung der gesamten Produktionskette klimafreundlicher ist als der Einsatz von konventionell gewonnenem Erdgas, ist jedoch intensiv zu prüfen. Bei Bewertung der ökonomischen Effizienz ist somit neben dem Abgleich mit den Kosten für Strom aus Wind und Sonne auch eine Bewertung gegenüber anderen Optionen des Lastausgleichs einzubeziehen. So kommen KRZIKALLA et al. (2013) zu dem Schluss, dass die Verstromung von Biomasse „im Vergleich zu Stromspeichern [...] eine sehr kostengünstige Ausgleichsoption“ darstellt. Allerdings werden die externen Kosten, das heißt die unerwünschten Folgen der Anbaubiomasse, in diese Berechnungen nicht einbezogen.

509. § 3 Nummer 4 EEG 2014 sieht einen begrenzten Neubau von Biogasanlagen im Umfang von bis zu 100 MW brutto pro Jahr vor, das heißt auch Repowering, also der Ersatz von Anlagen durch möglicherweise effizientere Neuanlagen, wird eingerechnet. Lediglich der Ausbau bestehender Anlagen wird nicht einbezogen, wenn er flexibel steuerbar ist. Allerdings erhalten diese Kapazitätserweiterungen auch keine feste Vergütung nach EEG, sondern unterliegen der Direktvermarktung. Dabei soll die zugebaute Leistung insbesondere auf Abfall- und Reststoffe als Substrat zurückgreifen. Befördert wird dies durch eine höhere Vergütung (§ 43 EEG 2014) als beim Einsatz von Anbaubiomasse (§ 42 EEG 2014), wobei vor allem für große Anlagen über 5 MW installierter Leistung die Vergütung mehr als doppelt so hoch ausfällt. Allerdings ist die Biogaserzeugung in diesen Anlagen auch kostenintensiver (VOLLPRECHT et al. 2014, S. 59), sodass die höhere Vergütung durch die entsprechenden Kosten kompensiert wird und sich in Summe keine Vorteile ergeben dürften.

Die Begrenzung der maximalen jährlich zugebauten Kapazität und die Besserstellung von Anlagen zur Vergärung von Abfall- und Reststoffen sollen den bestehenden Nutzungskonkurrenzen des Biomasseanbaus begegnen und zum Erhalt der biologischen Vielfalt beitragen (BMW 2014, S. 101). Damit erkennt die Bundesregierung die negativen ökologischen Folgen der Biomasseverstromung an. Die Beschränkung des vergütungsfähigen Zubaus sowie die Ausrichtung auf Abfall- und Reststoffe sind gegenüber den bisherigen Regelungen hinsichtlich der Substratnachfrage und Gärrestproduktion positiv zu bewerten. Allerdings errechnet das Witzhausen Institut (2014) für eine Anlage zur Vergärung von 20.000 t Bio- und Grüngut pro Jahr, dass diese Anlage nach den Bedingungen des EEG 2014 bei flexibler Fahrweise einen etwa gleichbleibenden Erlös erzielen kann wie nach dem EEG 2012. Gegenüber der Erzeugung von Grundlast nach dem Vergütungsrahmen des EEG 2012 ergibt sich jedoch ein um 35.000 Euro geringerer jährlicher Erlös.

510. Würde der Ausbaukorridor von 100 MW Zubau dennoch jährlich ausgeschöpft, stünde auch zukünftig kontinuierlich eine Kapazität von 2.000 MW Stromerzeugung aus Biomasse und damit in etwa eine installierte Leistung wie zu Beginn der Vergütung nach

EEG 2009 zur Verfügung. Diese würde jedoch nicht vollständig abgerufen, da neue Anlagen aufgrund der Vorgaben in § 47 Absatz 1 EEG 2014 bedarfsgerecht Strom erzeugen und nicht mehr in Grundlast gefahren werden, wenn sie eine EEG-Vergütung erhalten. Sie erzeugen demnach nur noch die Hälfte der jährlich maximal möglichen Strommenge. Bezogen auf den Substratbedarf entsprechen daher zwei Einheiten neu installierter Leistung einer Substratnachfrage von einer Einheit Leistung alter Anlagen, die im Volllastbetrieb gefahren werden.

511. Vertreter der Biogasbranche äußerten auf einer Anhörung des Bundestagsausschusses für Landwirtschaft und Ernährung zur Novelle des EEG am 19. Mai 2014 die Befürchtung, dass der Vergütungsrahmen des EEG 2014 sowie die Begrenzung des Zubaus und dessen Berechnung den tatsächlichen Zubau stark einschränken und deutlich unter 100 MW jährlich liegen würden. Einen Hinweis darauf ergeben auch die im Vergleich zum EEG 2009 deutlich geringeren Zubauraten an Biogasanlagen im Rahmen des EEG 2012, das den Vergütungsrahmen für die Biomasseverstromung bereits deutlich eingeschränkt hat (Abb. 4-11).

6.5.3 Empfehlungen zur Reduktion der Stickstoffbelastung durch die Biogaserzeugung

512. Der Einsatz von Biomasse zur Stromerzeugung stellt einen weitreichenden Zielkonflikt zwischen klima- und energiepolitischer Motivation auf der einen und Natur- und Umweltschutz auf der anderen Seite dar. Die Vergütungsstruktur des EEG hat vor allem bis 2012 zu einer erheblichen Steigerung der Nachfrage nach Anbaubiomasse (vor allem Mais) geführt. Die erbauten Anlagen genießen Bestandsschutz, wodurch die Möglichkeiten begrenzt sind, negativen Umweltwirkungen durch Änderungen des EEG entgegenzuwirken. Durch die Beschränkung der vergütungsfähigen Kapazität neuer Anlagen zur Stromerzeugung aus Biomasse, die Bedingung einer flexiblen Fahrweise und das Bestreben, vor allem Rest- und Abfallstoffe einzusetzen, bremst das EEG 2014 eine mögliche weitere Problemverschärfung. Der SRU begrüßt grundsätzlich, dass die Nachfragesteigerung nach Anbaubiomasse durch die Regelungen im EEG 2012 und 2014 gebremst wurde. Auch die Priorisierung der Biomasseverstromung aus Rest- und Abfallstoffen sowie die Begrenzung des nach EEG vergütungsfähigen Kapazitätswachses sind die richtigen Bausteine, um das bestehende Stickstoffproblem nicht weiter zu verschärfen.

Grundlegende Voraussetzung, um Strom auf Basis von Biomasse über das EEG zu vergüten und dem in § 1 Absatz 1 EEG 2014 gesetzten Ziel einer „im Interesse des Klima- und Umweltschutzes“ stehenden Energieversorgung gerecht zu werden, sollte sein, dass bei der Erzeugung des vergüteten Stroms deutlich weniger Treibhausgase emittiert werden als beim Einsatz fossiler Energieträger. Um dies zu gewährleisten, könnten umfassende Nachhaltigkeitskriterien entwickelt werden, die zur Geltendmachung der Vergütung nachgewiesen werden müssten. Der SRU empfiehlt daher, die energiepolitischen Vorgaben dahin gehend zu

erweitern, die negativen Folgen der Substratnachfrage in möglichst großem Umfang zu vermindern, da letztlich nur ein insgesamt verminderter Substrateinsatz und ein möglichst hoher Anteil von Rest- und Abfallstoffen dem Problem entgegenwirken können. Eine verringerte Substratmenge geht jedoch zwangsläufig mit einer insgesamt niedrigeren Strommenge aus Biomasse einher.

513. Der flexibilisierte Betrieb von Anlagen zur Stromerzeugung scheint grundsätzlich geeignet, einerseits eine insgesamt geringere Strommenge zu erzeugen und damit den ökologischen Problemdruck zu vermindern. Andererseits bedient eine flexibilisierte Fahrweise der Anlagen die Systemvorteile gegenüber den dargebotsabhängigen erneuerbaren Energien Wind und Sonne und ist Voraussetzung für die Bereitstellung von Systemdienstleistungen. Dementsprechend bietet die Flexibilisierung eine Win-win-Situation zur Verringerung des bestehenden Zielkonflikts.

Um dem bereits bestehenden Problem zu begegnen, ist der Anlagenbestand in den Blick zu nehmen. Hier bedarf es entsprechender Anreizstrukturen, die den Anlagenbetreibern einen Ausgleich bieten, wenn diese weniger Substrat einsetzen und dadurch weniger Strom erzeugen. Die bereits im EEG 2012 verankerte und im derzeit gültigen EEG 2014 unveränderte Flexibilitätsprämie scheint nicht geeignet, den Substrateinsatz zu senken, da die Flexibilisierung hier mit Kapazitätserweiterungen einhergeht und nicht auf die Erzeugung einer deutlich geringeren Strommenge ausgelegt ist.

Der SRU empfiehlt daher, bei der Weiterentwicklung des EEG auf das im Referentenentwurf zur Novelle 2014 enthaltene Konzept zur Flexibilisierung von Bestandsanlagen zurückzugreifen. Durch die insgesamt geringere erzeugte Strommenge im Verhältnis zur in der Vergangenheit maximal erzeugten Strommenge würden auch weniger Substrate eingesetzt und das Stickstoffproblem könnte durch sinkende Nachfrage nach Anbaubiomasse vermindert werden.

514. Darüber hinaus sollte überprüft werden, ob der vermehrte Einsatz von Wirtschaftsdünger und alternativen Anbaukulturen sinnvoll ist. Bei letzteren liegt der Schwerpunkt auf Kulturen, die generell Synergien zum Natur- und Umweltschutz aufweisen. Wirtschaftsdünger kann im Prinzip Anbaubiomasse ersetzen, was die Nachfrage nach Anbaubiomasse reduzieren und Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung vermindern kann. Es bedarf jedoch einer umfassenden Wirkungsabschätzung dieser Maßnahmen. Bei der Vergütung des Einsatzes von Wirtschaftsdünger muss darauf geachtet werden, dass es nicht zu einer indirekten Förderung von Anbaubiomasse wie in der Vergangenheit beim Güllebonus kommt.

Im Zusammenhang mit alternativen Anbaukulturen ist zu betonen, dass Umweltleistungen der Landwirtschaft primär durch die Agrarpolitik und nicht durch die Energiepolitik zu vergüten sind (vgl. Abschn. 6.4.4).

515. Nach Ansicht des SRU ist es von großer Wichtigkeit, Vorgaben zum Umgang mit Gärresten und dem Anbau von nachwachsenden Rohstoffen zu verschärfen. Hierbei handelt es sich zum Teil um Instrumente, die nicht spezifisch auf die Biogaserzeugung, sondern auf die gesamte landwirtschaftliche Produktion wirken, wie beispielsweise ökologisch wirksame Anforderungen im Rahmen des Greenings. Von besonderer Bedeutung sind außerdem die Vorgaben zur Lagerung und Ausbringung von Gärresten. So sind Gärreste vollständig in die Ausbringungsobergrenze der Düngeverordnung einzubeziehen und sollten in gasdichten Lagerstätten aufbewahrt werden. Grundsätzlich besteht die Notwendigkeit, die Nährstoffflüsse im Rahmen der Biogaserzeugung besser nachzuvollziehen. Da die beschriebenen Forderungen zum Großteil auch für bestehende Anlagen gelten, ist von diesen ein großer Effekt auf die Stickstoffbelastung durch die Biogaserzeugung zu erwarten.

6.6 Lebensmittelkonsum

516. In diesem Kapitel möchte der SRU den Blick auf den Lebensmittelkonsum als Gegenstand der Politik lenken. Wie die Ausführungen in Abschnitt 4.1.5 gezeigt haben, ist der Konsum tierischer Eiweiße pro Person in Deutschland auf einem weitestgehend konstant hohen Niveau und ein zentraler Treiber der Stickstoffproblematik. Unsere westlichen Muster des Lebensmittelkonsums sind in Kombination mit den hohen Stickstoffverlusten bei der Produktion, den großen Abfallmengen (vgl. Tz. 247) und der gleichzeitig wachsenden Weltbevölkerung nicht „globalisierungsfähig“, wenn der sichere Handlungsraum nicht verlassen werden soll (vgl. Kap. 2).

Instrumente, die lediglich die Produktionsseite adressieren, greifen zu kurz, da sie das Risiko beinhalten, dass es durch die deutschen Politiken zur Intensivierung in der Landwirtschaft im Ausland kommt und damit Umweltauswirkungen verlagert werden. Mit Blick auf Natur, Umwelt und Tierwohl können höhere Anforderungen an die Produktionsweise eingeführt werden, ohne dass negative Umweltbelastungen im Rest der Welt zu befürchten sind, sofern diese mit einer sinkenden Nachfrage im Inland einhergehen (SRU 2012, Tz. 236). Die Kombination von Politiken auf der Produktions- und Nachfrageseite kann auch positive Synergien mit der Klimapolitik entfalten. Der Ansatz einer Ressourceneffizienzsteigerung in der Produktion sollte nach Einschätzung des SRU daher nicht alleine stehen, sondern durch eine Suffizienzpolitik (zum Begriff der Suffizienz vgl. Tz. 57) ergänzt werden.

Auch wenn Anpassungen und Verlagerungen in den Rest der Welt (z. B. Export, steigende Nachfrage im Ausland) eine intendierte Wirkung vermindern können, so können veränderte Konsummuster in Industrieländern auch einen Beitrag zur Reduktion globaler Stickstoffemissionen in anderen Ländern leisten und außerdem die Umweltsituation im Inland verbessern. In jedem Fall werden positive Effekte für die menschliche Gesundheit bei den Personen erreicht, die ihren Konsum an tierischen Eiweißen und Fleisch reduzieren (WOLF et al. 2011; WESTHOEK et al. 2014; MEIER und CHRISTEN 2013). Darüber hinaus ist zu beobachten, dass sich weltweit die Konsummuster einkommensstarker Haushalte ähneln,

verbunden mit einer großen Nachfrage nach tierischen Produkten („The Nutrition Transition“; vgl. POPKIN 1993; 2006). Ein verändertes Konsumverhalten hierzulande könnte im Sinne einer Pionierfunktion langfristig Effekte auf Lebensstil und Konsumverhalten in Schwellen- und Entwicklungsländern anstoßen (CORDTS et al. 2013b).

Die Diskussion über das „richtige“ Maß des Konsums ist in der Mitte der Gesellschaft angekommen, wie die wachsende Anzahl konsumkritischer Bücher zeigt (WELZER 2013; PAECH 2012; ULLRICH 2012; MARWITZ 2013). Auf der anderen Seite ist der zunächst eher moderat wirkende Vorschlag im Bundestagswahlkampf 2013, an einem Tag in der Woche in öffentlich betriebenen Kantinen lediglich vegetarisches Essen anzubieten (sog. Veggieday), auf massive öffentliche Ablehnung gestoßen. Gerade das Thema Fleischkonsum polarisiert, denn hier treffen zwei typische Aspekte des privaten Konsums aufeinander: Einerseits fragen sich manche Konsumentengruppen zunehmend, wie sie durch die Änderung ihres persönlichen Lebensmittelkonsums zum Natur- und Umweltschutz, zu einem besseren Tierwohl und zu ihrer eigenen Gesundheit beitragen können. Andererseits ist gerade der Lebensmittelkonsum ein Bereich, in dem individuelle Geschmackspräferenzen, Genuss, Prägungen und Gewohnheiten eine große Rolle spielen. Eine Einmischung in die Lebensmittelauswahl wird daher häufig als Eingriff in den Kernbereich der persönlichen Lebensgestaltung empfunden. Die nachfolgenden Empfehlungen knüpfen hieran an und legen den Fokus auf Instrumente, die direkt beim Konsumenten ansetzen und gleichzeitig die verschiedenen Lebensstile in einer pluralistischen Gesellschaft anerkennen (VOGET-KLESCHIN et al. 2014).

517. Der SRU hat sich im Umweltgutachten 2012 eingehend zum Lebensmittelkonsum geäußert. Viele Ansatzpunkte, mit denen die Politik Einfluss auf Konsum und Ernährung und damit auf die Umweltauswirkungen des Lebensmittelkonsums nehmen kann, wurden diskutiert, bewertet und entsprechende Empfehlungen ausgesprochen (SRU 2012, Tz. 159 ff.). Mit Blick auf die Stickstoffproblematik und die große Bedeutung, die die Lebensmittelproduktion dabei hat, werden einige der zentralen Empfehlungen hier wieder aufgegriffen und im Sinne einer Suffizienzpolitik weiterentwickelt. Diese adressieren den Verbraucher als sozioökonomischen Treiber der hohen Stickstoffbelastungen aus der Landwirtschaft.

518. Die deutsche und europäische Verbraucherpolitik verhält sich weitgehend interventionsskeptisch (JANNING 2004; DAGEVOS und VOORDOUW 2013). Die derzeitigen Initiativen der Politik (EU, Bund, Länder) zur Beeinflussung des individuellen Lebensmittelkonsumverhaltens im Hinblick auf die Umwelteffekte umfassen informatorische Instrumente wie Informationsbereitstellung und Aufklärungskampagnen für freiwillige und bewusste Verhaltensänderungen. Dazu zählt zum Beispiel die Kampagne des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft „Zu gut für die Tonne“ für eine Reduzierung von Lebensmittelabfällen in Haushalten (BMEL 2014). Daneben werden Programme für eine umwelt-

verträglichere Beschaffung in Gemeinschaftsverpflegungsbetrieben angeboten und die Durchführung und Förderung von Aktionstagen unterstützt.

Insgesamt fehlt es aber an einer politisch konsistenten Steuerung in Richtung eines umweltverträglichen Lebensmittelkonsums (SRU 2012, Tz. 202; HÜNECKE et al. 2010), die jedoch im Sinne einer Gestaltung der Strukturen und Rahmenbedingungen entscheidend ist (Enquete-Kommission Wachstum Wohlstand Lebensqualität 2013). So empfiehlt der Wissenschaftliche Beirat Verbraucher- und Ernährungspolitik des BMEL dem Ministerium, die Förderung eines nachhaltigen Konsums als grundlegende und umfassende verbraucherpolitische Herausforderung zu erkennen und anzunehmen. Er betont die Bedeutung einer stärkeren Interaktion mit anderen Ministerien sowie der Entwicklung und Umsetzung eines Instrumentenmix aus verschiedenen Instrumenten (Wissenschaftlicher Beirat Verbraucher- und Ernährungspolitik beim BMELV 2013).

Dies ist auch vor dem Hintergrund zu sehen, dass verschiedene Instrumententypen (vgl. Kap. 5.1) verschiedene soziale Gruppen innerhalb der Gesamtbevölkerung unterschiedlich stark ansprechen. So werden beispielsweise Personen mit geringem Problembewusstsein und niedrigem Bildungsstand oftmals mit Informationskampagnen nur unzureichend erreicht. Einige Lebensstilgruppen reduzieren eher die konsumierte Menge tierischer Produkte, wenn der Produktpreis steigt und reagieren damit eher auf finanzielle Anreize (CORDTS et al. 2013a). Es sind daher mehrere Maßnahmen im Sinne eines Instrumentenmix erforderlich, um das Problem erfolgreich adressieren zu können (HEISKANEN et al. 2009).

6.6.1 Instrumente und Maßnahmen für eine Reduzierung der Lebensmittelabfälle

519. Ein zentraler konsumseitiger Ansatzpunkt ist es, die Lebensmittelabfälle zu reduzieren. Hier gibt es nach wie vor große Potenziale für mehr Stickstoffeffizienz (vgl. Tz. 247). Die EU hat sich selbst das Ziel gesetzt, die Menge der Lebensmittelabfälle bis 2020 zu halbieren, um die Nachhaltigkeit in der europäischen Lebensmittelproduktion sowie im Konsumbereich zu verbessern („Welternährungstag: Die Kommission ist entschlossen, die Lebensmittelverschwendung in Europa zu reduzieren“, Pressemitteilung der Europäischen Kommission vom 16. Oktober 2013).

520. Lebensmittelverluste und Abfälle im Haushalt können unterschieden werden: in vermeidbare Verluste durch vermeintlichen Verderb und Verfall, zum Teil vermeidbare Verluste, die durch hohe Qualitätsansprüche sowie Normen und individuelle Präferenzen verursacht werden, und unvermeidbare Verluste unterschieden werden. Unter Letzteren werden Abfälle von nicht essbaren Teilen der Lebensmittel (z. B. Schalen, Knochen) gefasst sowie solche Verluste, die durch Unfälle bei der Lagerung entstehen (PARFITT et al. 2010; VAAK und GÄTH 2014). Diese Differenzierung sollte nach Auffassung des SRU für die Entwicklung von Maßnahmen für eine Reduzierung der Nahrungsmittelverluste im Haushalt nutzbar gemacht

werden, da sie die Motive für die Entsorgung und damit die Herausforderungen in der Öffentlichkeitsarbeit konkreter offen legt.

Gesellschaftliches Umdenken bei Qualitätsansprüchen an Gemüse anstoßen

521. Um die zum Teil vermeidbaren Verluste zu reduzieren, die durch hohe Qualitätsansprüche (z. B. Makellosigkeit), Normenvorgaben und Präferenzen an das Produkt verursacht werden, können Bewusstseins- und Bildungskampagnen sowie weitere informative Maßnahmen genutzt werden. Dabei sollte über die Stickstoffbelastung in der Umwelt informiert werden, die aus den hohen Ansprüchen der Verbraucher an Gemüse in Bezug auf gleichmäßige Größe, Form und Farbe resultiert, und diese damit infrage gestellt werden. Denn diese Ansprüche führen dazu, dass einige Gemüsesorten kurz vor der Ernte gedüngt werden müssen, wobei nur ein geringer Anteil des zugeführten Stickstoffs letztendlich im Erntegut enthalten ist und mit diesem von der Fläche abgefahren wird. Folglich kommt es zu hohen Nitrateinträgen in die Umwelt, nur damit beispielsweise die dunkelgrüne Farbe des Gemüses den optischen Ansprüchen der Verbraucher genügt (z. B. Brokkoli, Farbe der Kohlrabiblätter; vgl. Tz. 248). Entsprechende Kampagnen können dazu führen, dass die hohen Ansprüche der Verbraucher an die Optik des Gemüses (Form, Farbe) sinken und eher Gehalt, Textur und Geschmack des Produkts im Vordergrund stehen, sodass die Stickstoffeffizienz in der Düngung erhöht werden kann. Zudem entstehen weniger Abfälle bereits beim Erzeuger, da das Gemüse verkauft werden kann.

Diese Maßnahmen sollten mit Instrumenten für weitere Sektoren wie die Lebensmittelindustrie, den Lebensmitteleinzelhandel, die Gastronomie und die Landwirtschaft (vgl. Kap. 6.4) kombiniert werden. So werden auch diese gerade bei den zum Teil vermeidbaren Verlusten wichtigen Akteure vom Gesetzgeber in die Verantwortung genommen und es kann zu einem gesamtgesellschaftlichen Umdenken kommen. Der SRU empfahl bereits 2012 unter anderem die Einrichtung von Dialogforen und Runden Tischen sowie weitere Maßnahmen, die den Lebensmitteleinzelhandel in seiner wichtigen Rolle als Kuppelstelle adressieren (vgl. SRU 2012, Tz. 227).

Verbraucherinformation für konsequente Abfallvermeidung im Haushaltsbereich ausbauen

522. Der SRU empfiehlt weiterhin, Instrumente der Verbraucherinformation und -bildung wie Informationskampagnen, zum Beispiel die des BMEL „Zu gut für die Tonne“, sowie weitere Beratungsangebote auszubauen, die eine größere Wertschätzung für Lebensmittel schaffen und Handlungswissen zur Abfallvermeidung vermitteln.

Die Diskussion um eine andere Bezeichnung für das Mindesthaltbarkeitsdatum spielt hier eine Rolle (vgl. SRU 2012, Tz. 218). Möglich wäre eine differenzierte Kennzeichnung wie die englischsprachige „use by“ für frische Waren wie Fleisch und Käse sowie die Bezeichnung „best before“ oder „best by“ für Produkte, die auch nach Ablauf des Datums in der Regel

noch bedenkenlos verzehrt werden können, zum Beispiel Müsli (vgl. Barilla Center for Food and Nutrition 2012). Ergänzend könnte hier der verbindliche Zusatz „kein Verfallsdatum“ aufgedruckt werden. Auf Initiative der Niederlande und Schweden wird auf EU-Ebene diskutiert, Produkte mit einer langen Haltbarkeit aus der Verpflichtung herauszunehmen, überhaupt ein Verbrauchsdatum wie „best before“ aufzudrucken (Rat der Europäischen Union 2014).

Bei einer Neuregelung des Mindesthaltbarkeits- und Verbrauchsdatums sollten begleitende Maßnahmen auch die dahinter liegenden Gründe berücksichtigen, die dazu führen, dass die Lebensmittel im Verbrauchszeitraum nicht verzehrt werden und schließlich zur Entsorgung nach Überschreitung des Datums führen (Überschreitung des aufgedruckten Datums als Rechtfertigung zum Wegwerfen; KRANERT et al. 2012).

Wertvolle Anregungen kann auch die WRAP-Kampagne „Love Food – Hate Waste“ liefern, die seit 2007 in Großbritannien erfolgreich durchgeführt wird. Sie hat sowohl zu signifikanten Reduzierungen der vermeidbaren und zum Teil vermeidbaren Verluste als auch zu einem bewussteren Einkaufsverhalten und einem besseren Verständnis des Mindesthaltbarkeitsdatums geführt (WRAP 2010; WILTS und RADEMACHER 2014).

6.6.2 Nachfragepolitische Maßnahmen zur Verringerung des Verbrauchs von tierischen Produkten

523. Gerade in der Produktion tierischer Eiweiße sind die Emissionsraten – insbesondere aus der Haltung von Rindern und Schweinen – insgesamt sehr hoch. In der Regel wird bei der Herstellung einer pflanzlichen Kalorie weniger Stickstoff emittiert als bei der Produktion einer tierischen Kalorie (XUE und LANDIS 2010; Task Force on Reactive Nitrogen 2009; ausführlich vgl. Abschn. 4.1.5). Entsprechend wird im Folgenden der Schwerpunkt auf den Möglichkeiten zur Reduzierung des Konsums tierischer Erzeugnisse liegen.

Synergien mit Gesundheitspolitik nutzen und Verbraucherinformation ausbauen: „weniger tierische Produkte für Gesundheit und Umwelt“

524. Die Effizienz- und Einsparpotenziale in Bezug auf die Emissionen von Stickstoff durch eine Reduzierung des Verbrauchs tierischer Eiweiße können mit positiven Effekten für die menschliche Gesundheit einhergehen. So übersteigt die Menge der in Deutschland verzehrten tierischen Proteine zum Teil erheblich die für eine gesunde Ernährung notwendigen und von Fachgesellschaften empfohlenen Werte (vgl. Abschn. 4.1.5).

Der SRU empfiehlt, die verschiedenen Instrumente ressortübergreifend zu entwickeln und umzusetzen und gegebenenfalls auch weitere Partner einzubinden, zum Beispiel die Krankenkassen. Dadurch können Synergieeffekte genutzt und die Akzeptanz der Maßnahmen erhöht werden.

525. Nach Auffassung des SRU sollten entsprechend verstärkt Informationskampagnen initiiert werden, die für eine Reduzierung des Konsums tierischer Produkte werben. CORDTS et al. (2013a) zeigen, dass sich die Wahrnehmung einer gesundheitsbeeinträchtigenden Wirkung von Fleisch rund dreimal so stark reduzierend auf das Konsumverhalten auswirkt wie die Umweltbewertung. Nach der Gesundheit ist allerdings der Umweltaspekt der zweitwichtigste Prädiktor. Tierschutzmotive haben dagegen einen eher geringen Einfluss auf die Höhe des Fleischkonsums. Deshalb sollten Informationskampagnen die Vorteile für die eigene Gesundheit und die Umwelt durch eine Reduzierung der verzehrten Fleischmenge als wesentliche Kampagnenbotschaft in den Vordergrund stellen und dadurch die Maßnahmen resonanzfähiger und damit effektiver gestaltet werden. Gleichzeitig sollten nach Auffassung des SRU verbrauchergerechte Informationen zu gesunder Ernährung und zu Möglichkeiten einer umweltgerechten Substitution von tierischen Eiweißen präsentiert werden. Damit kann eine ausgewogene und gleichzeitig umweltgerechte Ernährung garantiert werden, die die unterschiedliche Stickstoffeffizienz verschiedener Produktgruppen, wie zum Beispiel Getreide oder Gemüse, berücksichtigt. Eine Informationskampagne, die so zur Reduzierung des Fleischkonsums führt, kann als eine No-regret-Maßnahme bezeichnet werden.

CORDTS et al. (2013a; 2013b) gehen davon aus, dass unter der Annahme effektiver Informations- und Gesundheitskampagnen die Fleischnachfrage bezogen auf das Jahr 2006 insgesamt um etwa 22 % bis 2020 sinken würde.

Eine besondere Rolle könnten Instrumente der Verbraucherbildung spielen, die umweltgerecht produzierte Güter fördern und gleichzeitig ein „Weniger“ an tierischen Produkten propagieren. Vorbild hierfür kann die „Eating Better: for a fair, green, healthy future“-Kampagne aus Großbritannien sein, die ein „Weniger“ an konsumiertem Fleisch und gleichzeitig nachhaltiger produzierten Lebensmitteln empfiehlt (Eating Better 2014).

Entscheidend ist bei solchen Kommunikationskampagnen, Meinungsführer als Fürsprecher (Testimonials) zu gewinnen, die gesamtgesellschaftlich anerkannt und beliebt sind, um in die Breite zu wirken. Darüber hinaus ist es sinnvoll, die Verbraucherinformationen bei der Ansprache in Themenbereiche einzubetten, die einen gesamtgesellschaftlich verbindenden Charakter haben. Infrage kommt dafür beispielsweise der Fußballsport, der in allen Bevölkerungs- und Lebensstilgruppen eine große Rolle spielt (SPILLER 2014).

Lebensstil als Einflussfaktor auf den Lebensmittelkonsum anerkennen und nachhaltige Lebensstile fördern

526. Lebensstil, Werte und Einstellungen haben einen wesentlichen Einfluss auf Präferenzen und damit auf den individuellen Konsum tierischer Eiweiße. Soziale Gruppen, die ihren Konsum und dessen Folgen für Umwelt, Gesundheit und Gesellschaft hinterfragen, einen umweltfreundlicheren Lebensstil anstreben und entsprechend dieser Überlegungen ihr Konsumverhalten anpassen, werden häufig als Gruppe der LOHAS (Lifestyle of Health and

Sustainability) bezeichnet. Nach Einschätzungen des GfK ConsumerScan gehören 26 % der Verbraucher in Deutschland zur Gruppe der LOHAS (PECH-LOPATTA 2013). Diese legen Wert auf individuelles Wohlbefinden, aber auch auf kollektive Zukunftssicherung. Damit üben sie sich nicht unbedingt in Verzicht, sondern legen im Gegenteil großen Wert auf Genuss. Sie stellen im Hinblick auf die Herstellung eines Lebensmittels in ökologischer Perspektive hohe bis sehr hohe Anforderungen und bezeichnen sich selbst beim Essen und Trinken als generell sehr anspruchsvoll. Die eingekaufte Menge an Frischfleisch pro Kopf liegt um rund ein Viertel unter der Menge der anderen Lebensstilgruppen, wie beispielsweise sogenannte Indifferente oder Unbedachte, man könnte sie also als „Flexitarier“ bezeichnen (ebd.).

Die LOHAS stellen trotz des steten Wachstums gesamtgesellschaftlich noch eine Minderheit dar, sind aber schon heute aufgrund ihres hohen Bildungsniveaus und ihres hohen Einkommens eine wichtige soziale Gruppe, auch, weil sie Vorbild für andere Lebensstilgruppen und damit wichtiger Multiplikator sind (ebd.).

Zwar ist das Ernährungsverhalten geprägt durch individuelle Gewohnheiten, gleichwohl aber eingebettet in kulturelle und soziale Kontexte. So steht Fleischverzehr in unserer Gesellschaft weiterhin allgemein für Männlichkeit, Luxus und Festlichkeit (DAGEVOS und VOORDOUW 2013). CORDTS et al. (2013a; 2013c) kommen jedoch zu dem Schluss, dass die Skepsis meinungsführender gesellschaftlicher Gruppen gegenüber Fleisch langfristig dazu führen wird, dass der Fleischkonsum mit einem Werte- und Einstellungswandel zurückgehen wird.

Der SRU empfiehlt Politik und Verwaltung, die sozialen Initiativen engagierter Minderheiten für eine suffizientere Ernährung mit der Gestaltung förderlicher Rahmenbedingungen zu unterstützen und diesen damit eine Entfaltungschance zu geben. Ein Beispiel hierfür kann der Aufbau entsprechender Austauschplattformen sein (vgl. BLÄTTEL-MINK et al. 2013). Es besteht jedoch ein gewisses Spannungsfeld zwischen der Spontanität und Initiative „von unten“ und Politik und Verwaltung, das beachtet werden sollte (ebd.).

Durch soziale Initiativen können Netzwerke entstehen und überzeugte Individuen und Gruppen als „Pioniere des Wandels“ (sogenannte Change Agents) Innovationen aus der Nische in die Mitte der Gesellschaft führen und damit den Wandel verstärken (SCHNEIDEWIND und ZHRNT 2013; KRISTOF 2011).

Wichtige Rolle der Gemeinschaftsverpflegung bei Kindern nutzen

527. Die Gemeinschaftsverpflegung in Kindertagesstätten und Schulen spielt eine wichtige Rolle, um die Kompetenz für eine gesunde und umweltverträgliche Ernährung zu lehren. Dies gilt auch deshalb, weil Ernährungsgewohnheiten und Präferenzen, die in der Kindheit und Jugend angenommen werden, das Ernährungsverhalten noch im Erwachsenenalter prägen. Darüber hinaus wird in deutschen Kindertagesstätten auch aus ernährungsphysiologischer Sicht zu häufig Fleisch angeboten (ARENS-AZEVÊDO et al. 2014).

Der SRU empfiehlt, eine ausgewogene, umweltbewusste Ernährung in der Gemeinschaftsverpflegung in Kindertagesstätten und Schulen zu fördern und gleichzeitig auch über diesen Zugang einen ressourcenschonenderen Umgang mit Lebensmitteln zu lehren (SRU 2012, Tz. 226).

Eine besondere Rolle spielt die Gemeinschaftsverpflegung im Hinblick auf die Einflussnahme auf Konsumenten aus sozial-ökonomisch schwächeren Milieus. MUFF und WEYERS (2010) haben eine Übersicht mit zwölf Kriterien guter Praxis in der Gesundheitsförderung mit sozial benachteiligten Menschen entwickelt. Diese kann durch einen Umweltbezug ergänzt werden und dann auch zur Verbesserung von Maßnahmen genutzt werden, um das Ernährungsverhalten sozial benachteiligter Menschen auch mit Blick auf die Umweltauswirkungen zu verbessern.

Instrumente der Verbraucherorientierung weiterentwickeln

528. Produktlabels liefern dem Verbraucher Orientierung bei der Kaufentscheidung (vgl. Kap. 5.1). Es ist zu prüfen, ob die Weiterentwicklung des Stickstofffußabdrucks für die Entwicklung eines Produktlabels sowie eine plakative Verbraucherorientierung geeignet ist. Der Stickstofffußabdruck (gemessen in Gramm Stickstoff pro Kilogramm Nahrungsmittel) ist ein Maß für die Eutrophierung von Böden, Gewässern und Meeren bei der Produktion von Nahrungsmitteln (XUE und LANDIS 2010). Er differenziert jedoch nicht nach Stickstoffspezies und ist auch bisher nicht regionalisiert. Es wird also nicht erfasst, wo der Stickstoff bei der Herstellung des Produkts emittiert wird. Eine erfolgreiche Operationalisierung für ein Produktlabel wird weiter dadurch behindert, dass in der Bevölkerung bisher ein sehr geringes Problembewusstsein für die Folgen zu hoher Stickstoffeinträge in die Umwelt vorhanden ist (Verbraucherzentrale Bundesverband 2014). Daher sollte untersucht werden, ob ein Produktlabel konkret zu Stickstoff neben den zahlreichen anderen Labels mit Nachhaltigkeitsbezug (Wissenschaftlicher Beirat Verbraucher- und Ernährungspolitik beim BMELV 2013) eine relevante Wirkung entfalten kann.

Die sogenannten Stickstoffkalkulatoren, die bereits für die Niederlande, die USA, England und Deutschland entwickelt und erprobt wurden (LEACH et al. 2012; STEVENS et al. 2014; N-Print.org 2014), liefern dem interessierten und bereits sensibilisierten Verbraucher Aufklärung und Orientierung, indem dieser im Internet kostenfrei ausrechnen lassen kann, wie hoch die durch ihn verursachten Stickstoffemissionen sind. Der individuelle Konsum wird dabei auf die vier Bereiche Ernährung, Haushalt, Mobilität sowie Güter und Dienstleistungen aufgeteilt (s. Tz. 246). Applikationen für mobile Endgeräte zur Verbraucherorientierung bei eiweißreichen Produkten funktionieren ähnlich. Zum Beispiel liefert eine Smartphone-Applikation, die 19.000 proteinreiche Lebensmittel auf dem niederländischen Markt listet, nach dem Scannen des Produktbarcodes einen Nachhaltigkeitspunktstand und schlägt umweltfreundlichere Produkte als Kaufalternative vor (HEAD et al. 2013; 2011). Der SRU

empfiehlt, diese Entwicklungen zu beobachten und gegebenenfalls die Anwendung auch für den deutschen Markt zu fördern.

Potenziale der geführten Entscheidungsfindung ausschöpfen

529. Der Konsum tierischer Produkte kann dadurch reduziert werden, dass umweltgerechte Auswahlstrukturen am Verkaufsort geschaffen werden, zum Beispiel durch sogenanntes „Anstupsen“ (s. Tz. 283). Man spricht hier auch von einer „geführten Entscheidungsfindung“. Hinter der Idee des „Anstupsens“ („Nudging“) steht die Erkenntnis, dass alleinige Appelle an die Vernunft häufig nicht ausreichen, um das individuelle Ernährungsverhalten in Richtung einer umweltgerechteren und gesünderen Ernährung zu ändern (THALER und SUNSTEIN 2013). Kaufentscheidungen werden gerade auch bei der Ernährung von unterbewussten Handlungstriebkräften (z. B. Stress) beeinflusst und sind geprägt durch Automatismen und Routinen (MARTEAU et al. 2012). Diese sind oftmals persistent und stehen häufig im Konflikt mit Vernunft, Werten und Absichten, zum Beispiel dem Anspruch, umweltgerecht zu handeln. Das Wissen aus verhaltensökonomischen Studien kann genutzt werden, um umweltfreundlicheren Konsum durch nicht-monetäre Anreizinstrumente unerschwerlich zu fördern, zum Beispiel bei der Gestaltung von Angebotsoptionen und der Produktplatzierung in Supermärkten und Gemeinschaftsverpflegungsbetrieben (ROZIN et al. 2011).

Da weite Teile der Bevölkerung unabhängig von Bildungsstand und sozio-ökonomischem Hintergrund mit Anstupsmaßnahmen, die beispielsweise die Einkaufssituation in einem Supermarkt verändern, erreicht werden können (MARTEAU et al. 2012), sollte geprüft werden, ob Maßnahmen zur geführten Entscheidungsfindung eine sinnvolle Ergänzung zur klassischen Verbraucherkommunikation hin zu einer stickstoffeffizienteren Ernährung darstellen können. 60 % der Kaufentscheidungen werden erst am Einkaufsort getroffen (BLOCK und MORWITZ 1999). Daher bestehen hier große Möglichkeiten für die Beeinflussung des Verbrauchers hin zu einem umweltfreundlicheren Konsum, indem die Auswahlstrukturen gezielt in Richtung Nachhaltigkeit gestaltet werden (REISCH und KENNING 2013). Es ist zu prüfen, inwieweit dies mit privatwirtschaftlichen Strukturen vereinbar ist. Eine besondere Rolle können Dialogforen und Runde Tische spielen (vgl. SRU 2012, Tz. 227).

In Gemeinschaftsverpflegungsbetrieben sollte die Entscheidung zu fleischarmeren bzw. fleischlosen Mahlzeiten dahin gehend gefördert werden, dass die Entscheidung für eine fleischarme Mahlzeit grundsätzlich nicht mit mehr Aufwand für den Kunden verbunden sein darf (sogenannte default option). An den attraktivsten Standorten sollten die gesunden und gleichzeitig umweltgerechten Gerichte angeboten werden. Neue Ansätze, zum Beispiel der „Demeterianische Ernährungsstil“ („Demitarian Diet“), also das Angebot von „halben“ Fleischportionen in Gemeinschaftsverpflegungsbetrieben (Task Force on Reactive Nitrogen 2009; SUTTON et al. 2013), kann mit der Idee des „Anstupsens“ kombiniert werden. Eine entsprechende Möglichkeit ist die Darstellung einer halben Fleischportion als reguläre Portion und

der ursprünglichen Portion als „doppelten“, um die Auswahlentscheidung der Gäste in Richtung der kleineren Fleischportionen zu beeinflussen. Der Staat als Träger sehr vieler Gemeinschaftsverpflegungsbetriebe (Behördenkantinen, öffentlich geförderte Einrichtungen, Schulkantinen, Kindertagesstätten etc.) sollte hier seiner Vorbildfunktion gerecht werden und in Bezug auf eine große Auswahlvielfalt und eine hohe Qualität vegetarischer und fleischarmer Gerichte vorangehen.

Finanzielle Anreize schaffen und auf Veränderung der Preisrelation setzen

530. Neben ökonomischen Instrumenten zur Förderung von mehr Stickstoffeffizienz in der Landwirtschaft (vgl. Abschn. 6.4.5) hat der Gesetzgeber auch die Möglichkeit, mit konsumseitigen ökonomischen Instrumenten Einfluss auf die Verbrauchernachfrage zu nehmen, indem die Konsumenten über einen höheren Preis hin zu einem stickstoffeffizienteren Konsum gesteuert werden. Instrumente, die auf die Veränderung der Preisrelationen abzielen, können aufgrund der deutlich ausgeprägten Preisabhängigkeit beim Konsum tierischer Produkte (THIELE 2008; WILDNER und von CRAMON-TAUBADEL 2000) als Erfolg versprechend eingestuft werden (ausführlich vgl. SRU 2012, Tz. 209).

Deshalb hat sich der SRU bereits 2012 dafür ausgesprochen, für tierische Produkte den ermäßigten Mehrwertsteuersatz von 7 % abzuschaffen und den regulären Mehrwertsteuersatz von 19 % anzuwenden (SRU 2012, Tz. 205). Darüber hinaus kann die Reform gemeinsam mit einer Diskussion über die Etablierung des regulären Mehrwertsteuersatzes dazu führen, dass Fleisch vermehrt nicht als Grundnahrungsmittel, sondern eher als „Genussmittel“ gesehen wird und die Wertschätzung gegenüber dem Produkt gesamtgesellschaftlich steigt. Für eine dahin gehende Novellierung des Mehrwertsteuersystems spricht, dass das System ohnehin aufgrund der unübersichtlichen und widersprüchlichen Begünstigung von einzelnen Lebensmitteln und Gegenständen als reformbedürftig gilt (Bundesrechnungshof 2010). Die Europäische Kommission (2011a) empfiehlt schon länger, grundsätzlich keine Ermäßigungen für umweltschädliche Produkte mehr zu gewähren. Die Reform wäre administrativ leicht durchführbar und der Verwaltungsaufwand sowie die Transaktionskosten recht gering (BUSCHMANN et al. 2013; LUDEWIG 2014).

Im Umweltgutachten 2012 hat sich der SRU dafür ausgesprochen, die Entwicklungen der im Jahr 2011 in Dänemark eingeführten sogenannten Fettsteuer zu beobachten und zu evaluieren (SRU 2012, Abschnitt 3.6.1). In Dänemark wurde diese allerdings bereits 2013 wieder abgeschafft, da sich neben fehlender Akzeptanz auch die sehr hohen Transaktionskosten negativ auswirkten.

531. Darüber hinaus können höhere ordnungsrechtliche Anforderungen an die Produktionsweise den Nebeneffekt haben, dass die Verbrauchernachfrage aufgrund höherer Preise sinkt, auch wenn Anpassungen und Verlagerungen aus dem Rest der Welt (z. B. Importe) den konsumseitigen Effekt dämpfen können.

Deutschland ist in der Schlachtbranche Niedriglohnland und die Branche ist durch hohe Anteile an Leiharbeitern und Lohnarbeiten geprägt. Im Vergleich zu Belgien, Dänemark, Frankreich und den Niederlanden wird hierzulande deutlich weniger für Personal ausgegeben (EFKEN 2013). Der SRU befürwortet auch aus ökologischer Perspektive ausdrücklich die Einführung und schrittweise Erhöhung des gesetzlichen Mindestlohns in der Fleischwirtschaft ab August 2014. Die höheren Lohnkosten können Auswirkungen auf die Preise von Fleischprodukten haben. Es kann davon ausgegangen werden, dass ein Preiseffekt Auswirkungen auf das Konsumverhalten haben würde (Tz. 530).

532. Einen Preiseffekt auf tierische Produkte kann auch die Verschärfung der Haltungsbedingungen in Bezug auf das Tierwohl haben, zum Beispiel die Vergrößerung der Stallfläche pro Tier (BMELV 2012). Aufgrund der wachsenden ethisch motivierten Tierwohlbedenken in der Gesellschaft und der intensiven öffentlichen und politischen Debatte ist eine Verschärfung nicht auszuschließen und in einigen Bundesländern bereits in Erarbeitung bzw. Umsetzung, zum Beispiel der „Tierschutzplan Niedersachsen“ (Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung 2014). Diese Entwicklung ist grundsätzlich zu begrüßen, wenn auch aufgrund der teilweise mehrdimensionalen Zielkonflikte und gerade auch mit Blick auf die Stickstoffemissionen (vgl. Abschn. 6.4.3) eine integrative Betrachtung der Tierhaltung erforderlich ist (BMELV 2013).

Preisaufschläge für Fleisch aus artgerechter Tierhaltung sind im Markt weiterhin nur in geringen Mengen durchzusetzen. Gleichzeitig geben aber fast 90 % der Verbraucher an, dass ihnen artgerechte Tierhaltung wichtig sei (SIMONS et al. 2014). Aufgrund dieses Widerspruchs zwischen schlechtem Gewissen auf der einen Seite und dem Wunsch nach dem Verzehr von günstigen Fleischprodukten kommen SIMONS et al. (ebd.) zu der These, dass ein Teil der Verbraucher ihren Fleischkonsum bereits reduziert haben oder reduzieren werden und, da der durch den Tierwohl-versus-Genuss-Konflikt ausgelöste Verdrängungsaufwand immer höher werde.

Perspektiven der Verbraucherpolitik

533. Eingriffe des Staates in die Präferenzen der Verbraucher sind ein kontrovers diskutiertes Politikinstrument. Das gesamte Feld der Suffizienzpolitik im Lebensmittelbereich stellt sich – auch im Lichte der Diskussionen um den Veggieday – als Herausforderung dar.

Vegetarische und vegane Ernährung liegen im Trend, angetrieben von einem ganzen Bündel an Motiven, die die Verbraucher zum Umdenken bewegen. Dazu tragen auch gesellschaftliche Gruppen bei, die das Thema in Medien und Öffentlichkeit tragen. Es ist also perspektivisch nicht auszuschließen, dass in wenigen Jahrzehnten im Zuge eines Werte- und Kulturwandels viele Maßnahmen als normal wahrgenommen werden und auf eine breite gesellschaftliche Akzeptanz stoßen, die die Einführung heute noch als sehr weitgehend empfundener ordnungsrechtlicher Maßnahmen möglich machen. Denkbar erscheint hier beispiels-

weise ein Gesetz, das verlangt, dass in Restaurants eines der preiswertesten Gerichte vegetarisch sein muss, analog zum sogenannten „Apfelsaft-Paragrafen“ im deutschen Gaststättengesetz, der vorschreibt dass mindestens ein alkoholfreies Getränk höchstens genauso teuer wie das billigste alkoholhaltige Getränk sein muss.

6.6.3 Fazit Lebensmittelkonsum

534. Der Lebensmittelkonsum stellt einen zentralen Treiber für die Stickstoffproblematik dar, wobei die Produktion von tierischen Produkten besonders hohe Stickstoffemissionen aufweist. Höhere Umwelanforderungen an die Produktionsweise hierzulande müssen gepaart sein mit veränderten, suffizienteren Konsummustern, um zu verhindern, dass es durch die deutschen Politiken zu Intensivierungen der Landwirtschaft im Ausland und damit zu negativen Verlagerungseffekten kommt.

Ein wesentlicher Prädiktor für den Lebensmittelkonsum ist der Lebensstil. Da unterschiedliche Lebensstilgruppen gleichzeitig unterschiedlich stark auf politische Maßnahmen reagieren, ist ein Instrumentenmix verschiedener Maßnahmen besonders Erfolg versprechend. Gleichzeitig haben Vertreter bestimmter Lebensstilgruppen das Potenzial, als „Pioniere des Wandels“ einen gewünschten gesamtgesellschaftlichen Wertewandel mit zu unterstützen.

Der SRU empfiehlt der Bundesregierung, einen umweltverträglichen Lebensmittelkonsum im Sinne einer Suffizienzpolitik zu fördern, indem sie die entscheidenden Rahmenbedingungen dafür schafft. Konkret empfiehlt der SRU als ersten Schritt einen Instrumentenmix, der drei wesentliche Ansatzpunkte verfolgt: eine Minderung des derzeit hohen Konsums tierischer Produkte, eine Minderung der Lebensmittelabfälle und eine gesamtgesellschaftliche Änderung des Anspruchsdenkens an bestimmte Lebensmittel, insbesondere an Gemüse, bei dem häufig optische Produktmerkmale im Vordergrund stehen. Hierbei spielen zielgruppenspezifische, informatorische Maßnahmen eine bedeutende Rolle, die wirkungsvolle Botschaften senden. Instrumente, die die Preisrelation tierischer Produkte verändern (zum Beispiel durch die Abschaffung des reduzierten Mehrwertsteuersatzes für diese Produktgruppen), führen zu Preisen, die die externen Kosten besser reflektieren und spielen daher aufgrund des Preiseffekts bei der Reduzierung des Konsums tierischer Produkte eine weitere wichtige Rolle. Außerdem sollte das Potenzial von nicht-monetären Anreizinstrumenten (dem sogenannten Nudging) in diesem Kontext eruiert werden und gezielt besonders umweltschonende Lebensstile gefördert werden.

Darüber hinaus hat der SRU bereits 2012 weitere Maßnahmen empfohlen, die auch Lebensmittelindustrie, Lebensmitteleinzelhandel, Gastronomie, Landwirtschaft und Nichtregierungsorganisationen adressieren.

6.7 Verkehr

535. Die Stickstoffoxidemissionen des Verkehrs stellen ein Risiko insbesondere für die menschliche Gesundheit dar (s. Tz. 118 ff.). Sie tragen aber auch zur Versauerung und Eutrophierung der Ökosysteme bei (s. Tz. 143 ff. und Tz. 158 ff.). Im Folgenden werden in Analogie zu Kapitel 4.2 nur die beiden großen Quellkategorien Straßenverkehr und Seeverkehr näher betrachtet. Bei den Aktivitäten zur Minderung der Stickstoffoxidemissionen des Verkehrs kann zwischen zwei Handlungskategorien unterschieden werden: zum einen technische Maßnahmen und zum anderen Maßnahmen, die zur Verkehrsverlagerung auf umweltfreundlichere Verkehrsträger und zur Verkehrsvermeidung beitragen.

6.7.1 Minderung der Stickstoffoxidemissionen des Straßenverkehrs

536. Der SRU hat in der jüngeren Vergangenheit eine Fülle von Empfehlungen zur Ausgestaltung einer nachhaltigen Mobilität und für einen umweltgerechten Straßenverkehr gegeben (SRU 2005b; 2005a; 2008; 2012, Kap. 4 und 5). Eine Reihe von Maßnahmen kann zur Minderung der Stickstoffoxidemissionen des Verkehrs beitragen. Dabei stehen nicht nur technische Maßnahmen im Vordergrund. Vielmehr ist es erforderlich, das Verkehrsgeschehen insgesamt umzugestalten und den Autoverkehr zu reduzieren. Im Folgenden werden fünf wichtige Ansätze, die insbesondere auch der Minderung der Stickstoffoxidbelastungen durch den Straßenverkehr dienen, aufgegriffen. Im Übrigen wird auf die genannten Veröffentlichungen verwiesen.

Fortschreibung und Einführung anspruchsvoller Abgasnormen

537. Eine Ursache dafür, dass die Stickstoffdioxidgrenzwerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit (s. Tz. 120) bis heute in Deutschland nicht eingehalten werden, ist die Inkonsistenz der europäischen Luftreinhaltepolitik. So hat der SRU bereits im Jahr 2005 darauf hingewiesen, dass für die Umsetzung der zum Teil anspruchsvollen Immissionsgrenzwerte aus der damaligen ersten Tochterrichtlinie der damaligen Luftqualitätsrahmenrichtlinie 1999/30/EG (inzwischen ersetzt durch Richtlinie 2008/50/EG) eine frühzeitige Setzung anspruchsvoller EU-Abgasnormen erforderlich sei (SRU 2005b, Tz. 288 f.). Dies betraf insbesondere die Grenzwerte für Stickstoffoxide bei Dieselfahrzeugen, für die höhere Stickstoffoxidemissionen zulässig sind als für benzinbetriebene Fahrzeuge. Aufgrund einer deutlichen Zunahme von dieselangetriebenen Fahrzeugen im Pkw-Bereich in den letzten Jahren sind diese inzwischen für einen erheblichen Anteil der Stickstoffoxid- bzw. Stickstoffdioxidbelastungen in den Städten verantwortlich (s. a. Tz. 120). Eine deutliche Absenkung des Stickstoffoxidgrenzwerts – von 180 mg/km auf 80 mg/km – erfolgte erst mit der Euro-6-Norm, die seit dem 1. September 2014 (für die Typenzulassung) bzw. 1. Januar 2015 (für Neuzulassung und Verkauf) gilt (Verordnung (EG) Nr. 715/2007). Ähnliches trifft auch für schwere Nutzfahrzeuge zu. Mit der 2009 verabschiedeten und am 31. Dezember 2012 (für

Typengenehmigung) bzw. 31. Dezember 2013 (für Neuzulassung und Verkauf) in Kraft getretenen Euro-VI-Norm wurde der Stickstoffoxidgrenzwert im Vergleich zur Euro-V-Norm um 80 % auf 400 mg/kWh abgesenkt (Verordnung (EU) Nr. 582/2011).

Da die genannten anspruchsvollen Abgasnormen nur für Neufahrzeuge gelten, werden sich diese erst in Zukunft positiv auf die Immissionssituation auswirken. An hoch belasteten Standorten wird allerdings selbst eine vollständige Durchsetzung der Flotte mit Fahrzeugen, die diese Standards erfüllen, alleine nicht ausreichen, um den Jahresmittelwert von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Stickstoffdioxid einzuhalten (DÜNNEBEIL et al. 2010; SALOMON und SCHMID 2011). Überdies muss dieser Grenzwert nur als Zwischenschritt auf dem Weg zu einer Luftqualität in Europa verstanden werden, bei der keine anthropogen verursachten Schäden an Mensch und Umwelt auftreten (SRU 2004b, Tz. 547; s. a. Tz. 122). Eine Weiterentwicklung der Abgasnormen ist aus Sicht des SRU dringend erforderlich.

Obwohl sich die bestehenden Immissionsgrenzwerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit auf Stickstoffdioxid beziehen, gibt es bisher nur einen Stickstoffoxid- aber keinen Stickstoffdioxidgrenzwert für Fahrzeuge. Dies ist auch deshalb von Relevanz, weil bestimmte Abgasreinigungssysteme zu einem Anstieg des Stickstoffdioxidanteils im Abgas der Fahrzeuge geführt haben (s. a. Tz. 256). Um dieses Problem anzugehen, hat die Europäische Kommission Anfang 2014 einen Vorschlag zur Änderung der Verordnungen über die Typengenehmigung (EG) Nr. 715/2007 und (EG) Nr. 595/2009 veröffentlicht (Europäische Kommission 2014b). Dieser Vorschlag sieht vor, dass der Europäischen Kommission das Recht eingeräumt wird, einen Stickstoffdioxidgrenzwert für Fahrzeuge, die der Euro-6-Norm unterliegen, über einen delegierten Rechtsakt festzulegen. Die Setzung des Grenzwerts soll auf einer Risikobewertung basieren und sowohl das technisch Mögliche als auch die Ziele der Luftqualitätsrichtlinie berücksichtigen. Der SRU spricht sich aus Gründen einer besseren Berücksichtigung des Gesundheitsschutzes ebenfalls für einen zusätzlichen Stickstoffdioxidgrenzwert aus.

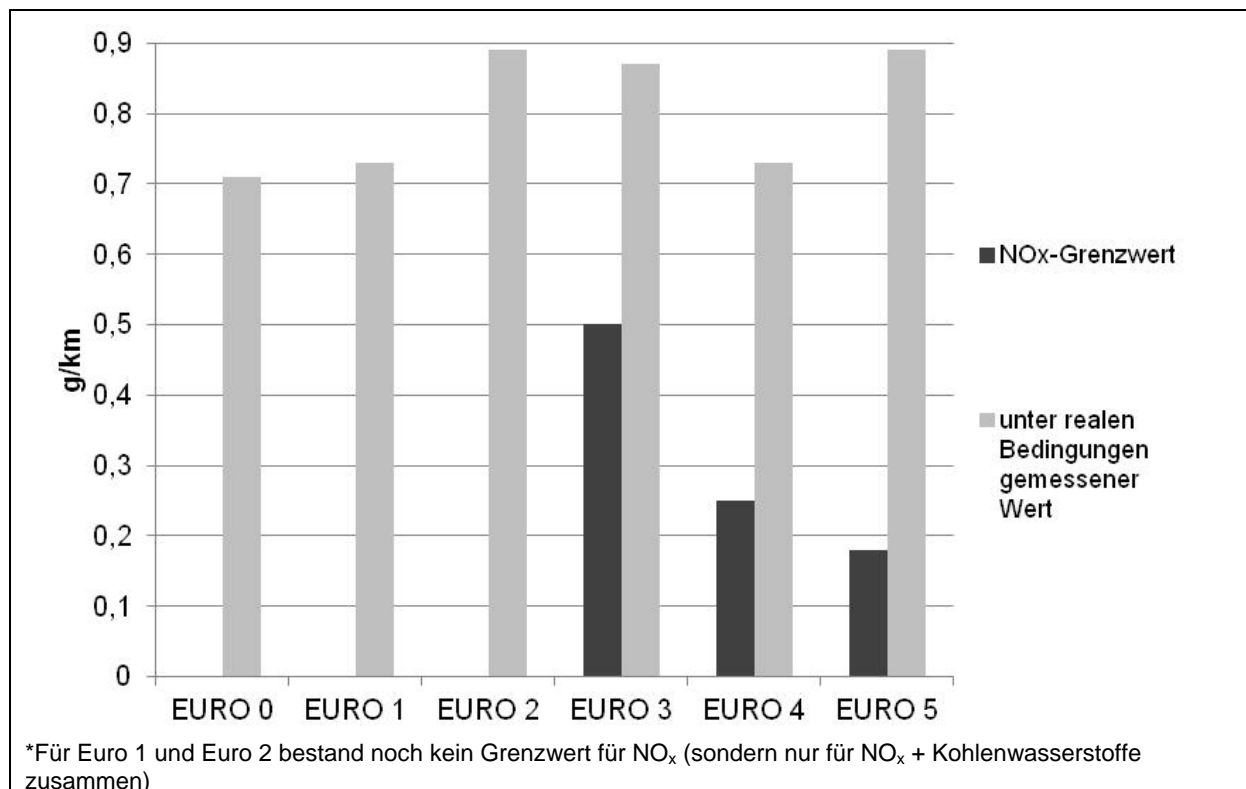
Ein weiteres Problem, das von der Europäischen Kommission als einer von drei Hauptfaktoren für die verfehlte Einhaltung des Stickstoffdioxidgrenzwerts zum Schutz der menschlichen Gesundheit aus der Luftqualitätsrichtlinie gewertet wird, besteht in der unzureichenden Übereinstimmung von Emissionen, die im Typprüfzyklus zur Ermittlung des Schadstoffausstoßes ermittelt werden, und den Emissionen, die unter realen Fahrbedingungen auftreten. Letztere können bei Diesel-Pkw, die die Euro-5-Norm erfüllen, die im Prüfzyklus gemessenen Werte um mehr als das Vierfache übersteigen (s. Abb. 6-14). Außerdem unterscheiden sich die unter realen Fahrbedingungen gemessenen Werte nur unwesentlich zwischen Fahrzeugen, die den verschiedenen Abgasnormen zugeordnet wurden, und dies, obwohl der Grenzwert von Euro-3- zur Euro-5-Norm zunehmend verschärft wurde. Eine aktuelle Studie, die die Stickstoffoxidemissionen von fünfzehn Diesel-Pkw, die die EURO-6-Norm erfüllen, mit transportablen Abgasmessgeräten testete, kam ebenfalls zu erheblichen Abweichungen

zwischen dem Grenzwert und den unter realen Fahrbedingungen gemessenen Emissionen. Nur bei einem Fahrzeug lagen die Emissionen im Bereich des Grenzwertes, bei den anderen lagen sie zum Teil deutlich – bis um das Siebenfache – höher (FRANCO et al. 2014). Der SRU hat wiederholt auf dieses Defizit hingewiesen und der Bundesregierung empfohlen, sich für eine Überarbeitung der vorgeschriebenen Typprüfzyklen mit dem Ziel einer möglichst genauen Abbildung der Emissionen unter realen Fahrbedingungen einzusetzen (z. B. SRU 2005b, Tz. 295 ff.; 2008). Ziel sollte es sein, dass die aktuellen Abgasnormen möglichst über das gesamte Spektrum der unterschiedlichen Fahrbedingungen eingehalten werden. Außerdem sollte die Funktionalität von Abgasminderungssystemen sichergestellt sein.

Die Europäische Kommission evaluiert bereits die derzeit vorgeschriebenen Testzyklen (Europäische Kommission 2014b). Dabei wird auch erwogen, den bisherigen Typprüfzyklus NEFZ (Neuer Europäischer Fahrzyklus) durch einen Test unter realen, festgelegten Fahrbedingungen mithilfe transportabler Emissionsmessgeräte zu ergänzen (WEISS et al. 2011). Die Überarbeitung bzw. Ergänzung des Typprüfzyklus ist aus Sicht des SRU unbedingt unterstützenswert.

Abbildung 6-14

**Zulässige (Grenzwert*) und unter realen Fahrbedingungen
gemessene Stickstoffoxidemissionen bei Diesel-Pkw verteilt über
bestehende Euro-Standards**



Umweltgerechte Kraftstoffbesteuerung

538. Wie bereits erwähnt, wird Dieselkraftstoff gegenüber Benzin steuerlich bevorzugt (Tz. 257). Dies ist ein Grund für die deutliche Zunahme an Diesel-Pkw, die aktuell mehr Stickstoffoxid emittieren als benzinbetriebene Pkw. Der SRU sieht aus Umweltsicht keine Rechtfertigung für diese Steuerprivilegierung. Ganz im Gegenteil sollte sich seiner Auffassung nach die Kraftstoffbesteuerung am Energie- und Kohlenstoffgehalt der Kraftstoffe orientieren, ähnlich wie es auch bereits 2011 von der Europäischen Kommission vorgeschlagen wurde (Europäische Kommission 2011b). Da Diesel einen höheren Energie- bzw. Kohlenstoffgehalt hat, würde dann der Steuersatz auf das Kraftstoffvolumen bezogen höher liegen als bei Benzin. Außerdem spricht sich der SRU für hohe europäische Steuermindestsätze aus, um Ausweichverhalten der Verkehrsteilnehmer vor allem in grenzüberschreitenden Straßenverkehr zu vermeiden (SRU 2012, Tz. 287). Durch eine Anhebung des Steuersatzes für Dieselkraftstoff werden insbesondere bei Nutzfahrzeugen alternative Antriebe wirtschaftlich interessant, beispielsweise der Erdgasantrieb (ADOLF et al. 2012).

Weiterentwicklung von Umweltzonen

539. Obwohl Umweltzonen eigentlich zur Minderung der straßenverkehrsbedingten Feinstaubbelastungen in den Ballungsräumen eingerichtet wurden, gehören sie zu den in den Luftreinhalte- und Aktionsplänen genannten verkehrsbezogenen Maßnahmen, die das größte Minderungspotenzial für Stickstoffdioxidmissionen aufweisen. Um die Einrichtung von Umweltzonen zu ermöglichen, wurde am 1. März 2007 die Kfz-Kennzeichnungsverordnung (35. BImSchV) in Kraft gesetzt. Mit der Verordnung wird die Kennzeichnung von Kraftfahrzeugen nach der Höhe ihres Schadstoffausstoßes bundesweit einheitlich geregelt. Diese Emissionsklassen orientieren sich für Dieselfahrzeuge an den gültigen europäischen Abgasgrenzwerten Euro 1-4 und am Wirkungsgrad der Partikel mindernden Nachrüstungen. Benzinfahrzeuge ab Euro 1, das heißt solche mit geregelter Katalysator, werden automatisch in die beste Emissionsklasse eingruppiert. Bestimmte Fahrzeuge sind von der Kennzeichnungspflicht ausgenommen. Umweltzonen beschränken vor allem die Nutzung von alten Dieselfahrzeugen.

In Deutschland wurden bisher fünfzig Umweltzonen eingerichtet (Stand 19. September 2014; UBA 2014d). Die Zonen unterscheiden sich in der räumlichen Ausgestaltung, aber auch darin, für welche Fahrzeuge Einfahrverbote bestehen. So werden zum Beispiel Ausnahmeregelungen von den Städten sehr unterschiedlich gehandhabt.

Es liegen bereits verschiedene Untersuchungen zur Wirkung von Umweltzonen vor. Dabei zeigt sich zum Teil ein deutlicher Rückgang des Bestandes an alten Fahrzeugen mit niedriger Schadstoffgruppe, eine Verschiebung der Fahrzeugflotte auf den Straßen hin zu Fahrzeugen, die anspruchsvollere Emissionsstandards erfüllen, und eine Minderung berechneter Stickstoffoxidmissionen. Des Weiteren konnte auch ein Rückgang der Stickstoffdioxidjahresmittelwerte beobachtet werden (HELMERS 2009; IFEU 2010; Senatsverwaltung für

Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin 2011; DIEGMANN 2013). Allerdings gibt es auch deutliche Hinweise darauf, dass die Fahrzeuge in deutschen Umweltzonen unzureichend kontrolliert werden. Nach Aussage der Deutschen Umwelthilfe kontrollierten 2012 nur 2 Städte parkende und fahrende Autos effektiv, 6 Städte kontrollierten immerhin parkende Pkw effektiv, in 36 Städten fand damals faktisch keine wirksame Kontrolle statt, darunter praktisch alle Städte in Bayern und Baden-Württemberg (RESCH 2012).

Da bisher Umweltzonen primär zur Minderung der Dieselrußemissionen eingerichtet wurden, ist auch die Kennzeichnung der Fahrzeuge auf die Partikelemissionen ausgerichtet. Ein Effekt der Umweltzonen ist die Verdrängung von alten Dieselfahrzeugen, die nicht nur hohe Partikel- sondern auch Stickstoffoxidemissionen aufweisen, was somit auch eine Minderung der Stickstoffoxid- bzw. Stickstoffdioxidemissionen zur Folge hat. Gleichzeitig setzen sie aber einen Anreiz, zum Beispiel Euro 3-Dieselfahrzeuge mit einem Partikelfilter nachzurüsten, was zu höheren Stickstoffdioxidemissionen dieser Fahrzeuge führen kann. Hingegen setzen Umweltzonen derzeit noch keinen Anreiz für die Anschaffung der hinsichtlich der Stickstoffoxidemissionen fortschrittlichen Euro 6-Standards erfüllenden Pkw. Angesichts dessen empfiehlt der SRU, Umweltzonen in Zukunft mit Blick auf die Stickstoffoxidemissionen weiter zu entwickeln. Dafür müsste allerdings die Kfz-Kennzeichnungsverordnung geändert werden, damit Fahrzeuge auch hinsichtlich ihrer Stickstoffoxidemissionen gekennzeichnet (bzw. Benzinfahrzeuge besser eingebunden) werden können. So könnten stufenweise Pkw, die nicht die anspruchsvollen Stickstoffoxidgrenzwerte einhalten, mit Fahrverboten belegt werden. Auch die Einbindung von nicht straßengebundenen mobilen Maschinen und Geräten ist empfehlenswert (s. a. SRU 2012, Tz. 334; SALOMON und SCHMID 2011).

Integrierte Verkehrsplanung und Förderung des Umweltverbundes

540. Die höchsten Belastungen – insbesondere auch mit Stickstoffoxiden – durch den Straßenverkehr treten in Städten und Ballungsräumen auf. Durch die hohe Besiedlungsdichte ist gleichzeitig ein großer Anteil der Bevölkerung von diesen Belastungen betroffen. Für die Ausgestaltung eines umweltfreundlichen Verkehrs in Städten und Ballungsräumen ist eine vorausschauende und langfristige Planung erforderlich. Notwendig sind verbindliche, integrierte Konzepte, die mit anderen Planungen, zum Beispiel im Hinblick auf Luftreinhaltung und Lärm, aber auch der Stadtplanung, koordiniert sind. Wenn möglich sollten die Planungen mit den umliegenden Regionen, die wegen der Verkehrsverflechtungen von Bedeutung sind, abgestimmt werden.

Ziel der integrierten Verkehrsentwicklungsplanung sollte es sein, die Lebensqualität der Menschen in den Ballungsräumen zu verbessern und die verkehrsbedingten Belastungen, einschließlich der Stickstoffoxidemission, zu vermindern. Wichtige Ziele aus Sicht des SRU sind dabei eine gerechte Verteilung des öffentlichen Raums und damit die Stärkung des Fahrrad- und Fußgängerverkehrs sowie eine Angleichung der Geschwindigkeiten der

Verkehrsteilnehmer (SRU 2012, Tz. 324). Niedrige Geschwindigkeiten beim motorisierten Verkehr wirken sich auch mindernd auf Luftschadstoff- bzw. Stickstoffoxidemissionen aus.

Erreicht werden kann dies insbesondere über die Förderung des Umweltverbundes. Ein großer Anteil des Fahrrad-, Fuß- und ÖPNV-Verkehrs am Personenverkehrsaufkommen in Ballungsräumen gewährleistet eine hohe Mobilität und Erreichbarkeit. Gleichzeitig werden die Belastungen durch den Autoverkehr verringert. Dort, wo es gute Möglichkeiten für Fahrradfahrer und Fußgänger und einen attraktiven ÖPNV gibt, ist der Anteil des Umweltverbundes am Modal Split regelmäßig hoch (SRU 2012, Tz. 314 ff.).

Die Hälfte der Pkw-Fahrten in den Städten ist kürzer als 5 km. Dabei handelt es sich um Entfernungen, bei denen von Tür zu Tür das Fahrrad mindestens genauso schnell ist wie das Auto. Alleine aus diesem Grund besitzt die Ausweitung des Fahrradverkehrs ein großes, noch zu erschließendes Potenzial. In diesem Zusammenhang wird die Fortführung des Nationalen Radverkehrsplans vom SRU begrüßt (BMVBS 2012). Allerdings fehlt diesem ein wirklich ambitioniertes Ziel. Es wird lediglich eine Steigerung des Anteils des Fahrradverkehrs an den zurückgelegten Wegen auf 15 % bis zum Jahr 2020 als möglich angenommen. Außerdem sollte sich der Bund auch finanziell angemessen für den Radverkehr engagieren. Wichtigster Aspekt bleibt die Schaffung einer attraktiven und sicheren Infrastruktur für den Fahrradverkehr (s. a. SRU 2012, Tz. 328 f.). Gleiches trifft auch für den Fußverkehr zu.

Eine unterstützende Maßnahme für die Minderung der Stickstoffoxidbelastung stellt Tempo 30 als Regelgeschwindigkeit für motorisierte Fahrzeuge in den Innenstädten dar. Auch die Parkraumbewirtschaftung kann ein wichtiges Instrument zur Steuerung der Platzinanspruchnahme im öffentlichen Raum und zur Reduzierung des Autoverkehrs sein (SRU 2012, Tz. 323).

Der ÖPNV ist im Vergleich zum motorisierten Individualverkehr deutlich umweltfreundlicher und hat eine hohe Bedeutung für die Mobilität der Menschen. Für den Erhalt, den Ausbau und die Gestaltung eines leistungsfähigen ÖPNV ist eine ausreichende und dauerhafte Finanzierung erforderlich. Nach dem Auslaufen bestehender Finanzierungsinstrumente benötigen die Kommunen hierfür finanzielle Unterstützung. Aus diesen Gründen empfiehlt der SRU ein ÖPNV-Finanzierungsgesetz des Bundes, welches eine finanzielle Ausstattung gewährleistet, die der Bedeutung des ÖPNV gerecht wird (SRU 2012, Tz. 327).

Außerdem regt der SRU an, dass sich die Ballungsräume in Deutschland das Ziel setzen, bis 2025 ihren Anteil des Umweltverbundes am Modal Split um 20 % zu erhöhen. Langfristig hält der SRU für die Entwicklung eines nachhaltigen Verkehrs einen Anteil von 70 bis 80 % für den Umweltverbund für zielführend. Um dieses Ziel zu erreichen, müssen umgehend die entsprechenden Weichen gestellt werden (SRU 2012, Tz. 314 ff.).

Weiterentwicklung der Lkw-Maut

541. Mautsysteme können bei einer richtigen Ausgestaltung einen wichtigen Beitrag zur Minderung der Umwelt- bzw. Stickstoffoxidbelastungen und zur Erhöhung der Effizienz im Güterverkehr leisten (s. a. SRU 2012, Tz. 267). Eine höhere Effizienz kann wiederum unter Umständen den Verkehr mindern und somit indirekt auch auf die Schadstoffbelastung wirken. Derzeit müssen Lkw mit einem zulässigen Gesamtgewicht von mindestens 12 t auf Autobahnen und bestimmten mehrspurigen Bundesstraßen in Deutschland eine Lkw-Maut entrichten (§ 1 Bundesfernstraßenmautgesetz).

Die Lkw-Maut in Deutschland dient insbesondere der Deckung von Verkehrsinfrastrukturkosten (§ 11 Bundesfernstraßenmautgesetz). Entsprechend sind die Mautgebühren zweckgebunden. Allerdings können nach der EU-Wegekostenrichtlinie 1999/62/EG (geändert durch Richtlinie 2011/76/EU) auch Luftschadstoffemissionen bei der Berechnung der Maut berücksichtigt werden. So erfolgt bereits jetzt in Deutschland eine Differenzierung der Mautgebühren nach den Schadstoffklassen der Fahrzeuge.

Im September 2014 hat die Bundesregierung einen Entwurf für ein zweites Gesetz zur Änderung des Bundesfernstraßenmautgesetzes vorgelegt (Deutscher Bundestag 2014b). Nach diesem Entwurf setzt sich der Mautsatz in Zukunft aus einem Mautteilsatz für Infrastrukturkosten und einem deutlich niedrigeren Mautteilsatz für Luftverschmutzungskosten zusammen (s. Tab. 6-12). Ersterer wird noch differenziert zwischen Fahrzeugen mit bis zu drei Achsen und Fahrzeugen mit vier oder mehr Achsen. Bei der Aufspaltung der Komponente der Luftverschmutzungskosten ist die neue, hinsichtlich der Stickstoffoxidemissionen besonders fortschrittliche, Euro-VI-Norm bereits berücksichtigt worden.

Tabelle 6-12

Neue Mautsätze nach dem Gesetzesentwurf der Bundesregierung vom 1. September 2014

Kategorie	Schadstoffklasse	Infrastrukturkosten (ct/Fzkm)		Luftverschmutzungskosten (ct/Fzkm)
		bis 3 Achsen	ab 4 Achsen	Unabhängig von Achszahl
A	S 6	12,5	13,1	-
B	EEV Klasse 1, S 5	12,5	13,1	2,1
C	S 4, S 3 mit PMK 2 oder höher	12,5	13,1	3,2
D	S 3, S 2 mit PMK 1 oder höher	12,5	13,1	6,3
E	S 2	12,5	13,1	7,3
F	S 1, Fahrzeuge ohne Klasse	12,5	13,1	8,3

ct/Fzkm = Cent pro Fahrzeugkilometer
PMK = Partikelminderungsklasse

SRU/SG 2015/Tab. 6-12;

Datenquelle: Deutscher Bundestag 2014b; persönliche Mitteilung UBA, 19. September 2014

Nach EU-Wegekostenrichtlinie ist die Anlastung der Luftverschmutzungskosten auf Höchstbeträge begrenzt (Art. 7c und Anhang IIIb). Dementsprechend orientieren sich die Mautsätze für die Luftverschmutzungskosten im Gesetzesvorschlag der Bundesregierung an diesen Höchstbeträgen. Nach der Wegekostenstudie für das Bundesfernstraßengesetz für die Jahre 2013 bis 2017, die im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVI) erstellt wurde, decken diese Höchstsätze nicht die für Deutschland für Fernstraßen berechneten externen Kosten durch Luftschadstoffemissionen (KORN et al. 2014). Auch nach Ansicht des UBA (2014e) sind die Höchstsätze zu niedrig. Aus diesem Grund empfiehlt der SRU der Bundesregierung, sich auf der europäischen Ebene dafür einzusetzen, dass die externen Kosten durch Luftschadstoffemissionen in voller Höhe in den Mautgebühren angelastet werden können.

Außerdem empfiehlt der SRU, unter anderem um Ausweichreaktionen zu verhindern, die Maut auf Fahrzeuge ab einem zulässigen Gesamtgewicht von 3,5 t zu erweitern und auf möglichst alle nachgeordneten Straßen auszuweiten (s. SRU 2005b, Tz. 563; 2012, Tz. 267). Diese Empfehlung geht noch über die derzeitigen Vorstellungen der Bundesregierung hinaus, welche eine Ausweitung der Maut auf Fahrzeuge ab einem zulässigen Gesamtgewicht von 7,5 t und bis 2018 auf alle Bundesstraßen vorsehen (CDU et al. 2013; Deutscher Bundestag 2014a). Darüber hinaus lehnt der SRU eine Zweckbindung der Mautgebühren an Straßeninfrastrukturmaßnahmen ab. Vielmehr sollten die Einnahmen für Modus übergreifende Maßnahmen zur Verminderung der ökologischen Belastungen durch den Güterverkehr genutzt werden.

6.7.2 Minderung der Stickstoffoxidemissionen der Seeschifffahrt

542. Die Stickstoffoxidemissionen der Seeschifffahrt tragen zur Eutrophierung und Versauerung der Meere bei, belasten aber auch die Gesundheit, insbesondere der Bewohner von Hafenstädten, und die terrestrischen Ökosysteme (s. Tz. 115). Aufgrund des internationalen Charakters der Seeschifffahrt liegt der Fokus der Regulierung von Umweltbelastungen durch diesen Sektor auf der internationalen Ebene.

Stickstoffoxidabgasnormen

543. Die Internationale Seeschifffahrtsorganisation (IMO) hat im Jahr 2008 im Rahmen der Überarbeitung der Anlage VI des MARPOL-Übereinkommens neue Abgasnormen für Stickstoffoxid verabschiedet. Dabei handelt es sich um Emissionsstandards für neue Schiffsdieselmotoren mit einer Antriebsleistung von mehr als 130 kW, die schrittweise verschärft werden. Standard „Tier I“ gilt für Motoren, die auf einem Schiff zwischen 2000 und 2010 installiert wurden. Dieser beschränkt die Stickstoffoxidemissionen je nach Motorengröße auf Werte zwischen 17 und 9,8 g Stickstoffoxid pro kWh (IMO 2014b). Dieser Standard war bereits Bestand der alten Anlage VI des MARPOL-Übereinkommens. Der „Tier II“-Standard

mit Werten zwischen 14,4 und 7,7 g Stickstoffoxid pro kWh gilt für Motoren, die ab Januar 2011 gebaut wurden bzw. werden. Eine weitere Absenkung auf 3,4 bis 2 g Stickstoffoxid pro kWh (Tier III) tritt frühestens für ab 2016 installierte Motoren in Kraft, betrifft aber nur Schiffe, die in ausgewiesenen Emissionsüberwachungsgebieten operieren (s. a. IMO 2014a). Außerhalb dieser Gebiete gilt auch nach dem genannten Datum weiterhin der „Tier II“-Standard (IMO 2008; Anlage 6 MARPOL-Übereinkommen – Regeln zur Verhütung der Luftverunreinigung durch Schiffe, Regel 13).

Tier III entspricht einer Minderung der Stickstoffoxidemissionen um etwa 76 % im Vergleich zu Tier II, die voraussichtlich nur mit entsprechender Abgasreinigung an Bord (z. B. SCR-Technik (selektive katalytische Reduktion)) oder der Verwendung von alternativen Kraftstoffen wie Flüssigerdgas (Liquefied Natural Gas – LNG) erreicht werden kann (IACCSEA 2013). Erst mit diesem Standard besteht somit für die Schifffahrtsunternehmen ein Anreiz, Abgasreinigungssysteme für Schiffsmotoren, die sich bereits in der Entwicklung befinden bzw. schon erprobt werden, auf ihren Schiffen zu installieren (s. a. MAN Diesel und Turbo 2013; KNÜPPEL 2011). Da dies jedoch nur für Neubauten gilt, die in Sondergebieten unterwegs sind, wird eine breite Einführung dieser Technologie angesichts der langen Lebensdauer der Schiffe (bei Handelsschiffen ca. 25 bis 30 Jahre) erst deutlich später erfolgen. Eine frühzeitige Weiterentwicklung der Emissionsstandards in der Seeschifffahrt ist eine wichtige Herausforderung, um über diese einen weiteren technischen Fortschritt anzustoßen.

Ausweisung von Sondergebieten

544. Die Ausweisung von Sondergebieten bzw. Emissionsüberwachungsgebieten nach MARPOL-Übereinkommen ist eine weitere Möglichkeit, höhere Emissionsstandards in der Schifffahrt umzusetzen (IMO 2014c). Dabei handelt es sich um Gebiete, in denen aufgrund der ozeanografischen und ökologischen Bedingungen sowie des dort stattfindenden Seeverkehrs die Verabschiedung von besonderen Maßnahmen zum Schutz vor Meeresverschmutzungen erforderlich ist (s. a. Tz. 260). Außerdem besteht die Option der Ausweisung von besonders geschützten bzw. besonders empfindlichen Meeresgebieten (Particularly Sensitive Sea Areas – PSSAs), welche im Rahmen der Arbeit der IMO mit einer Entscheidung des Ausschusses für den Schutz der Meeresumwelt (Marine Environment Protection Committee – MEPC) im Jahr 1990 das erste Mal genutzt bzw. ins Leben gerufen wurde (s. MEPC Resolution 44(30)).

Das Wattenmeer und ein Teil der Ostsee gehören inzwischen zu den 14 existierenden PSSAs (IMO 2014c). Außerdem wurden die Nord- und die Ostsee als Emissionsüberwachungsgebiete (Emission Control Areas – ECAs) nach Anlage VI MARPOL-Übereinkommen ausgewiesen (Regel 14 Absatz 3). Dabei beschränken sich die beiden Ausweisungen auf den Schwefelgehalt im Kraftstoff der Schiffe, nicht aber auf die Stickstoffoxidemissionen. Allerdings wird eine Ausweitung auf die Stickstoffoxidemissionen bereits diskutiert (LATTEMANN und KOPPE 2011). Im Unterschied dazu schließen die beiden Emissions-

überwachungsgebiete an der amerikanischen Küste (Nordamerika und Karibische Küste der Vereinigten Staaten von Amerika) auch Stickstoffoxidemissionen mit ein (IMO 2014c). Eine Ausweisung weiterer ECAs in europäischen Gewässern, wie sie für das Mittelmeer und das Schwarze Meer andiskutiert und vom SRU zuletzt im Jahr 2008 (SRU 2008) empfohlen wurde, ist ein Schritt, die Schiffsemissionen in Europa zu senken. Für die Nord- und Ostsee wäre eine Einbeziehung von Stickstoffoxid in bestehende Emissionsüberwachungsgebiete ein wichtiger Schritt zur Minderung der Stickstoffbelastung dieser beiden Meere. Entsprechende Anträge für die IMO wurden bereits vorbereitet bzw. sind in Bearbeitung. Die Europäische Kommission hat einen Vorschlag für einen Beschluss des Rates zur Unterstützung der Einrichtung eines Sondergebiets für Stickstoffoxidemissionen (Nitrogen Oxide Emissions Control Area – NECA) auf der Ostsee Mitte des letzten Jahres vorgelegt (Europäische Kommission 2013f). Die Bundesregierung unterstützt dieses Anliegen wie auch die Prüfung der Einrichtung eines NECA auf der Nordsee (Deutscher Bundestag 2013b). Der SRU befürwortet ausdrücklich die Bemühungen der Bundesregierung, sich im Rahmen der Arbeit der IMO für die Ausweisung eines NECA auf der Nord- und Ostsee einzusetzen. Ziel sollte es sein, dass der Status als Überwachungsgebiete zu einem möglichst frühen Zeitpunkt in Kraft tritt und somit die strengeren Tier-III-Standards für neue Schiffe, die in diesen Meeresgebieten unterwegs sind, Geltung erlangen.

Sonstige Maßnahmen

545. Andere Maßnahmen, die auch der Minderung der Stickstoffoxidemissionen dienen – zum Beispiel die Förderung umweltfreundlicher Schiffstechnologien über die Ausdifferenzierung der Hafengebühren oder das Gütesiegel „Blauer Engel“ – haben sich bisher kaum durchgesetzt bzw. zeigen (noch) wenig Wirkung (SRU 2008; UBA 2013d). Eine Möglichkeit, die Stickstoffoxidbelastungen in den Hafenstädten zu mindern, sind Landstromversorgungen, wie sie zum Beispiel in Hamburg für Kreuzfahrtschiffe bis zum Jahr 2015 errichtet werden sollen („Auf dem Weg zum Smart Port“, Pressemitteilung der Behörde für Wirtschaft, Verkehr und Innovation der Hansestadt Hamburg vom 10. September 2013). Nach Meinung des SRU sollte diese Maßnahme unbedingt auch für andere Häfen geprüft werden.

6.7.3 Fazit

546. Für die Minderung der Stickstoffoxid- bzw. Stickstoffdioxidemissionen des Straßenverkehrs ist ein Bündel von Maßnahmen erforderlich. Dazu gehören die Fortentwicklung technischer Abgasminderung, insbesondere über die Fortschreibung europäischer Abgasnormen und die Verbesserung des Typprüfzyklus, aber auch über die Weiterentwicklung der Umweltzonen in Richtung einer Minderung der Stickstoffoxidemissionen. Außerdem sollte die Privilegierung von Dieselfahrzeugen über die Kraftstoffsteuer auch aufgrund ihrer aktuell höheren Stickstoffoxidemissionen abgeschafft werden. Für den Lkw-Verkehr können entsprechende Anreize über eine Ausweitung und weitere Aufspreizung der Lkw-Maut gesetzt

werden. Die genannten Maßnahmen reichen allerdings nicht aus, um die Stickstoffoxidbelastungen der Menschen in den Ballungsräumen adäquat zu mindern. Erforderlich ist es, das Verkehrsgeschehen insgesamt umzugestalten und den Autoverkehr zu reduzieren. Hierfür sind insbesondere auch planerische Maßnahmen erforderlich, die unter anderem zu einem Ausbau des Umweltverbundes beitragen. In dem Zusammenhang spricht sich der SRU dafür aus, die Kommunen zur Erstellung eines integrierten Verkehrsentwicklungsplanes zu verpflichten und die Sicherung einer langfristigen Mitfinanzierung des ÖPNV durch den Bund zu entwickeln.

Beim Schiffsverkehr stehen die Entwicklungen auf der internationalen Ebene im Vordergrund. Für Deutschland ist derzeit im besonderen Maße die Ausweisung der Nord- und Ostsee als Stickstoffoxidüberwachungsgebiet ein vielversprechender Ansatz, die Stickstoffoxidemissionen des Sektors in der Zukunft zu mindern.

6.8 Stationäre Feuerungsanlagen

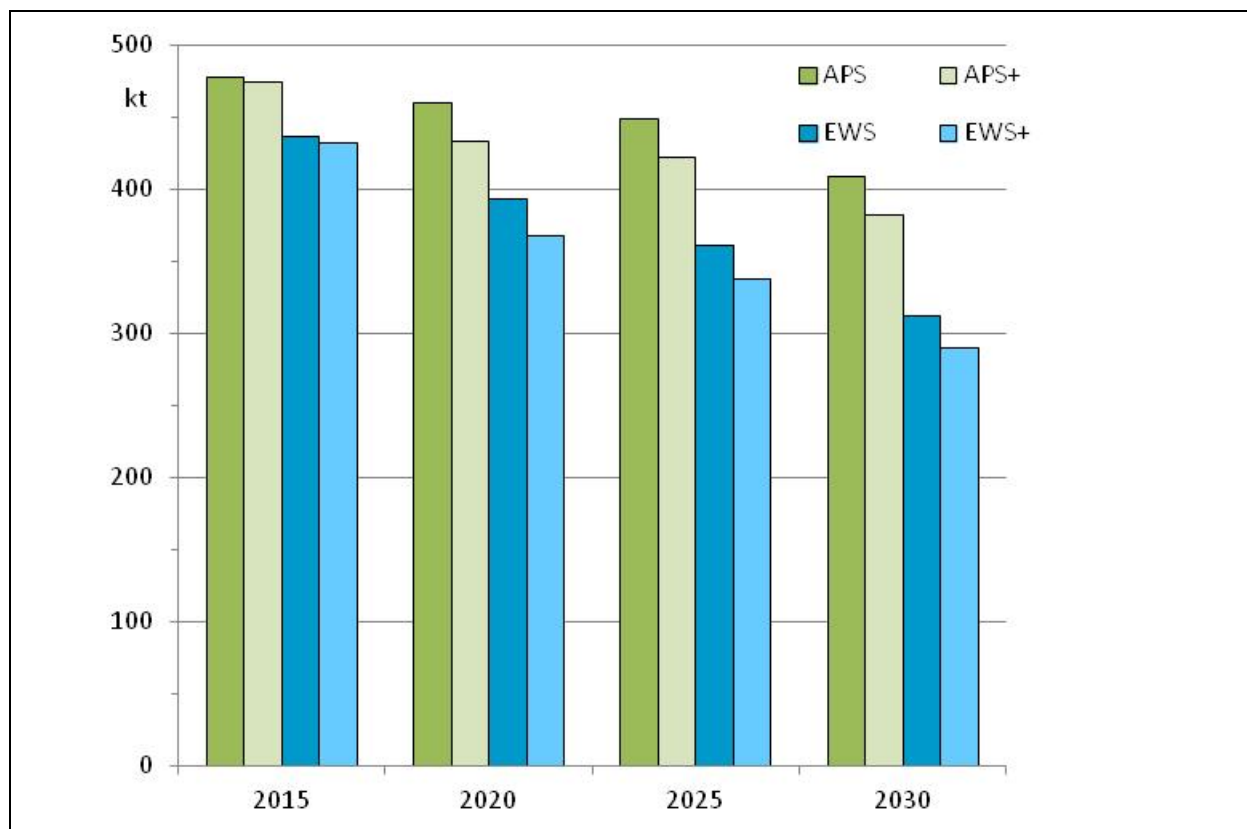
547. Stationäre Feuerungsanlagen gehören zu den Hauptverursachern der nationalen Stickstoffoxidemissionen (vgl. Tab. 3-4 und Kap. 4.3). Wegen ihrer emittierten Menge an Stickstoffoxiden sind die Kraftwerke der Energiewirtschaft von besonderer Relevanz und hier jene Anlagen, die mit fossilen oder biogenen Brennstoffen betrieben werden (Abb. 4-16). Klimapolitische Maßnahmen, die den Energieverbrauch reduzieren, tragen gleichzeitig auch zur Verringerung der Stickstoffoxidemissionen bei. Auch über Abgasreinigungstechniken können Stickstoffoxidemissionen aus Feuerungsanlagen gemindert werden, allerdings ist hier eine Anpassung der Genehmigungsanforderungen an den Stand der Technik überfällig. Nach Meinung von Experten liegen beispielsweise die für die Genehmigung von Großfeuerungsanlagen relevanten Grenzwerte weit über dem Niveau, das mit den sogenannten besten verfügbaren Techniken (BVT) erreicht werden könnte (SCHÖNBERGER et al. 2012).

548. Ein Forschungsvorhaben des UBA untersuchte, welchen Einfluss klimapolitische Maßnahmen und Maßnahmen zur Verbesserung der Abgasreinigung bei stationären Feuerungsanlagen auf die Stickstoffoxidemissionen haben (JÖRß et al. 2014). Dabei wurde abgeschätzt, wie viele Kilotonnen Stickstoffoxid unter der Annahme bestimmter Szenarien in den Jahren 2015 bis 2030 von stationären Feuerungsanlagen emittiert werden. Verwendet wurden zwei Szenarien aus MATTHES et al. (2013): Im Aktuelle-Politik-Szenario (APS) werden Maßnahmen berücksichtigt, die bis zum 8. Juli 2011 ergriffen worden sind. Im Energiewende-Szenario (EWS) werden auch darüber hinausgehende, zusätzliche Maßnahmen berücksichtigt (insb. striktere Umsetzung der energetischen Gebäudestandards, Maßnahmen zum effizienteren Einsatz von Strom im Gewerbe-, Handels-, Dienstleistungs- und Haushaltssektor, inklusive der Auswirkungen höherer Strompreise als eine Folge des Emissionshandels, ambitioniertere Verbrauchsstandards für Pkws sowie der stärkere Einsatz von erneuerbaren Energien im Wärme-, Verkehrs- und Stromerzeugungssektor).

Während in beiden Szenarien ähnliche Entwicklungen zum Beispiel bei den biogenen Energieträgern prognostiziert werden (Anstieg von Biogas, Biomasse und Biodiesel), werden unterschiedliche Entwicklungen bei dem Einsatz von Kohle zur Energieerzeugung angenommen: Im APS steigen die Stein- und Braunkohlen moderat an, im EWS werden dagegen erhebliche Reduktionen unterstellt. Beide Szenarien sind darüber hinaus mit zusätzlichen Minderungsmaßnahmen gerechnet worden (u. a. Verschärfung der Stickstoffoxidemissionsgrenzwerte bei Feuerungsanlagen). Daraus ergeben sich die Szenarien „APS+“ und „EWS+“ (JÖRß et al. 2014). In Abbildung 6-15 sind die Ergebnisse der Berechnungen für alle vier Szenarien für die Jahre 2015 bis 2030 dargestellt. Es zeigt sich, dass das EWS bzw. das EWS+ die höchsten Minderungspotenziale bis 2030 enthalten: 97 bzw. 118 kt pro Jahr im Vergleich zum APS. Außerdem wirken die Maßnahmen des EWS schneller als die zusätzlichen Grenzwertverschärfungen im APS+.

Abbildung 6-15

Prognose der Stickstoffoxidemissionen aus stationären Feuerungsanlagen



APS = Aktuelle-Politik-Szenario, EWS = Energiewende-Szenario,
+ = jeweils ergänzende Verschärfungen des Stickstoffoxidemissionsgrenzwertes

SRU/SG 2015/Abb. 6-15; Datenquelle: JÖRß et al. 2014

549. Wenn auch einige Annahmen in den oben genannten Szenarien heute korrigiert werden müssen (z. B. kann ein relevanter Anstieg der Energieerzeugung durch Biomasse nicht mehr erwartet werden), so zeigt Abbildung 6-15 doch deutlich, dass klimapolitische Maßnahmen, insbesondere eine Reduktion des Energieverbrauchs und dadurch Verringerung des Einsatzes fossiler oder biogener Brennstoffe, viel stärker zur Minderung der umwelt- und gesundheitsschädlichen Stickstoffoxidemissionen beitragen, als eine Verschärfung der Stickstoffoxidgrenzwerte bei Feuerungsanlagen.

Durch die Änderungen im EEG wird sich die Stromerzeugung aus Biomasse zukünftig verringern (Abschn. 6.5.2). Eine deutliche Reduktion des Einsatzes fossiler Brennstoffe ist aber nicht in Sicht. Vielmehr ist absehbar, dass durch die derzeit niedrigen Preise für Kohle und Kohlendioxidzertifikate der Einsatz von Stein- und Braunkohle weiterhin wirtschaftlich bleiben wird (vgl. Tz. 269).

Werden fossil befeuerte Kraftwerke unter diesen Umständen weiter betrieben, sollten sie zumindest anspruchsvolle Emissionsgrenzwerte für Stickstoffoxide einhalten. Dies darf nicht nur für neue Anlagen gelten, denn deren zusätzliche Minderungspotenziale sind gering (vgl. das Szenario APS+ in Abb. 6-15). Außerdem wird es zukünftig nur noch wenig neue Anlagen geben. Daher ist es notwendig, Grenzwerte auch für bestehende Anlagen zu verschärfen. Ein Rechenbeispiel zeigt das Minderungspotenzial bei Braunkohleanlagen der Energiewirtschaft. Diese Anlagen emittierten 2012 etwa 114 kt Stickstoffoxide (vgl. Abb. 4-16). Es handelt sich fast ausschließlich um Kraftwerke mit einer Feuerungswärmeleistung von 300 MW oder mehr (UBA 2013c), die nach den Anforderungen der 13. BImSchV einen Stickstoffoxidgrenzwert von 200 mg/m^3 einhalten müssen. Dieser Wert gilt sowohl für neue als auch für bestehende Anlagen und kann ohne eine Abgasreinigung für Stickstoffoxide eingehalten werden (Tz. 268). Wenn dieser Grenzwert für bestehende und neue Anlagen auf 100 mg/m^3 abgesenkt würde, so könnte allein diese Maßnahme – unter der Annahme, dass es bis 2020 zu einer Reduktion des Einsatzes von Braunkohle zur Energiegewinnung um etwa 30 % käme (MATTHES et al. 2013) – zu einer Emissionsminderung bei Stickstoffoxiden von rund 30 kt pro Jahr führen.

In diesem Zusammenhang sollte geprüft werden, ob eine Abgabe auf Stickstoffoxidemissionen aus Kraftwerken ein sinnvolles Instrument wäre, um kosteneffizient die Emissionen aus diesem Sektor zu senken (vgl. auch Abschn. 5.3.2).

Empfehlungen

550. Eine Minderung der Stickstoffoxidemissionen aus den Feuerungsanlagen der Energiewirtschaft ist notwendig, unter anderem als Beitrag zur Zielerreichung der geplanten NERC-Richtlinie (vgl. Abb. 6-1). Der SRU empfiehlt, die Energiewende konsequent umzusetzen. Mit einem geplanten und schrittweisen Ausstieg aus der fossilen Stromerzeugung hin zu einer weitgehend emissionsfreien Energieerzeugung zum Beispiel durch Photovoltaik und

Windkraft könnten gleichzeitig die Stickstoffoxidemissionen deutlich reduziert werden. Wenn Kraftwerke dennoch weiter betrieben werden, sollten die Stickstoffoxidgrenzwerte sowohl für neue als auch für bestehende Anlagen fortgeschrieben werden. Anspruchsvolle Grenzwerte würden unter anderem bei bestehenden Braunkohlekraftwerken und bei bestimmten biogasbetriebenen Kraftwerken eine Nachrüstung mit Abgasreinigungsanlagen notwendig machen.

6.9 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

551. Vorgaben zur Minderung der Stickstoffeinträge in die Umwelt finden sich in europäischen Regelungen zum Natur- und Gewässerschutz sowie zur Luftreinhaltung. Aus Sicht des SRU sind die in diesen Regelungen vereinbarten Umweltqualitätsziele durchaus anspruchsvoll. Die Umwelthandlungsziele zur Stickstoffreduktion sind dagegen nicht ausreichend, um ein Erreichen dieser Schutzziele zu gewährleisten. Deshalb müssen die Umwelthandlungsziele stärker an die Erfordernisse der Umweltqualitätsziele angepasst werden. Zudem besteht noch eine Regelungslücke in Bezug auf den Bodenschutz.

Mit Ausnahme der Nitratrichtlinie enthalten die schutzgutbezogenen Richtlinien kaum verpflichtende Vorgaben für konkrete Maßnahmen zur Belastungsminderung. Deren Ausgestaltung liegt in der Verantwortung der Mitgliedstaaten, vor allem im Hinblick auf die Emissionsreduktion aus der Landwirtschaft. Großer Nachbesserungsbedarf besteht insgesamt in den Sektoren Landwirtschaft, Verkehr und Energieerzeugung.

Die stickstoffbezogenen Regulierungen berücksichtigen alle auf unterschiedliche Weise die in Kapitel 3 hergeleiteten Handlungsansätze (Tz. 203). Dabei können die einzelnen Instrumente in der Regel nicht alleine einem Handlungsansatz zugeordnet werden, sondern dienen häufig mehreren Ansätzen. Gleichzeitig gilt auch, dass sich jeder Handlungsansatz nur erfüllen lässt, wenn verschiedene Instrumente kombiniert werden. Insgesamt kommt der SRU zu den folgenden Empfehlungen für die einzelnen stickstoffbezogenen Politiken.

Eine ambitionierte Luftreinhaltungspolitik gestalten

552. Sowohl die von der Europäischen Kommission im Rahmen des Luftreinhaltungsprogramms vorgeschlagenen Reduktionsverpflichtungen für Ammoniak und Stickstoffoxid, als auch die bestehenden Luftqualitätsgrenzwerte für Stickstoffdioxid und durch reaktive Stickstoffverbindungen gebildete Schadstoffe (Ozon und Feinstaub) reichen nicht aus, um die Belastung der menschlichen Gesundheit und der terrestrischen Ökosysteme dauerhaft auf ein verträgliches Niveau zu bringen. Gleichwohl ist der Kommissionsvorschlag für eine NERC-Richtlinie ein Schritt in die richtige Richtung. Der SRU empfiehlt daher:

- Die Bundesregierung sollte die von der Europäischen Kommission im Entwurf der NERC-Richtlinie vorgeschlagenen Reduktionsverpflichtungen für Deutschland unterstützen. Um die Reduktionsziele zu stärken, sollten diese durch die Festlegung verbindlicher Reduk-

tionszwischenziele für 2025 ergänzt werden. Langfristig müssen die Reduktionsverpflichtungen jedoch weiter verschärft werden.

- Die bestehenden Grenzwerte in der Luftqualitätsrichtlinie sollten an neue Erkenntnisse des Gesundheitsschutzes angepasst werden. Der Jahresmittelgrenzwert für Stickstoffdioxid sollte auf $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ reduziert werden. Es sollte ein Kurzzeitgrenzwert von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und ein Langzeitgrenzwert von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für $\text{PM}_{2,5}$ -Feinstäube eingeführt werden. Darüber hinaus sollte der Langzeitgrenzwert für PM_{10} -Feinstäube auf $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und der Ozonzielwert auf $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ herabgesetzt werden.
- Für den Schutz der terrestrischen Ökosysteme wäre es sinnvoll, Grenzwerte für Ammoniak in die Luftqualitätsrichtlinie aufzunehmen.

Terrestrische Ökosysteme besser schützen

553. Für die terrestrische Biodiversität und die Einhaltung der Schutzziele der FFH- und Vogelschutzrichtlinie ist die deutliche Verminderung der Hintergrundbelastung durch reaktive Stickstoffverbindungen von zentraler Bedeutung. Um die Ziele des Naturschutzes zu erreichen, werden darüber hinaus naturschutzfachliche Instrumente und Maßnahmen benötigt. Diese müssen besonders empfindliche Gebiete schützen und die Belastung der terrestrischen Ökosysteme durch Stickstoffemissionen mindern. Hierzu gehören:

- Ein adäquates Schutzgebietsmanagement: Für Gebiete, in denen keine Managementpläne existieren, müssen solche aufgestellt werden. Die bereits bestehenden Pläne überprüft, präzisiert sowie auf die bestehende Stickstoffproblematik abgestimmt und umgesetzt werden. Dabei sollten die gebietsübergreifende Planung berücksichtigt und Zielkonflikte sowie deren Lösung benannt werden. Beispielsweise kann die landwirtschaftliche Düngung durch Konkretisierung der zulässigen Gesamtdüngermengen eingeschränkt oder Biomasse durch Ernte oder Nutzung (Mahd, Beweidung) entnommen werden.
- Die Einrichtung von „Pufferzonen“: Mit lokalen „Pufferzonen“ mit niedrigen Stickstoffemissionen und Baumreihen können sowohl Stickstoffeinträge in empfindliche Gebiete als auch die Auswirkungen von nicht vermeidbaren Stickstoffeinträgen reduziert werden. Für Schutzgebiete bietet das Bundesnaturschutzgesetz prinzipiell die Möglichkeit, diese zu zonieren. Wo dies nicht möglich ist, sollten sowohl Pufferzonen als auch Barrierepflanzungen im Rahmen freiwilliger Maßnahmen finanziert werden.

Den Gewässerschutz stärken

554. Die Umweltqualitätsziele der Wasserrahmenrichtlinie für 2015 bzw. 2027 und damit auch der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie werden ohne deutliche Senkung der Stickstofffrachten insbesondere aus der Landwirtschaft verfehlt werden. Die nationale Umsetzung der Nitratrichtlinie durch die Düngeverordnung ist defizitär. Freiwillige Maßnahmen, wie die

Agrarumweltprogramme, die derzeit im Fokus der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie stehen, sind nicht effektiv genug und finanziell unzureichend ausgestattet. Vorrangig ist daher aus Sicht des SRU:

- Eine grundlegende Novelle der Düngeverordnung und klare Vorgaben für ihren effektiven Vollzug.
- Weitere ordnungsrechtliche Maßnahmen der Bundesländer: Dafür sollten bestehende wasserrechtliche Instrumente – wie die Ausweisung von Wasserschutzgebieten und wirksame Gewässerrandstreifen (mit einer Breite von mind. 10 m) intensiver als bisher genutzt werden.
- Die Bemühungen im Bereich der Abwasser- bzw. Niederschlagswasserbehandlung sollten unbedingt fortgesetzt werden.
- Die Ableitung von Stickstoffminderungszielen für die Küstengewässer sowie regional abgestimmte Minderungsziele für die Nordsee.

Belastungen durch die Landwirtschaft mindern

555. Auch für die Landwirtschaft steht dringend eine Grundsatzdebatte darüber an, wie das Verursacherprinzip bei der Verminderung von Stickstoffüberschüssen gestärkt werden kann. Um den Beitrag der Landwirtschaft zur erforderlichen Reduktion der Stickstoffbelastung sicherzustellen, ist ein Instrumentenmix aus informatorischen, ordnungsrechtlichen und ökonomischen Instrumenten erforderlich.

Die gute fachliche Praxis präzisieren

556. Die gute fachliche Praxis sollte zeitgemäß weiterentwickelt werden. Die gesetzlichen Pflichten der Landwirte müssen zum Teil präzisiert und verschärft werden, zum Beispiel im Hinblick auf Einträge von Stickstoff in Gewässer. Zudem sollten sie für die Verwaltung durchgängig durchsetzbar sein.

Die Düngeverordnung nachschärfen

557. Die Düngeverordnung ist das zentrale, ordnungsrechtliche Instrument zur Reglementierung des Stickstoffeinsatzes in der Landwirtschaft. Sie dient nicht nur der Umsetzung der Nitratrichtlinie, sondern auch dem Gewässerschutz insgesamt, der Luftreinhaltepolitik und nicht zuletzt dem Klima- und Biodiversitätsschutz. Für die anstehende Novelle der Düngeverordnung empfiehlt der SRU unter anderem:

- Die Einführung der Hoftorbilanz zur Erstellung des Nährstoffvergleichs.
- Die Ausweitung der Sperrfristen für die Anwendung von Düngemitteln, um eine Ausbringung zu Zeiten zu verhindern, zu denen die Gefahr von Nitratauswaschungen besonders groß ist. Vorgaben zur Mindestlagerkapazität von Wirtschaftsdünger sind darauf abzustimmen.

- Die Einbeziehung von pflanzlichen Gärresten in die Ausbringungsobergrenze, um insbesondere Nährstoffeinträge aus der Biogaserzeugung zu berücksichtigen.
- Den wirksamen Vollzug der Vorgaben der Düngeverordnung durch eine höhere Kontrollintensität, bessere Kontrollierbarkeit der Vorgaben und schärfere Sanktionen.

Anforderungen an Tierhaltungsanlagen verbessern

558. Im Rahmen der Novellierung der TA Luft sollten klare und anspruchsvolle Vorgaben für Tierhaltungsanlagen geschaffen werden.

- Für alle zwangsbelüfteten Schweinemastanlagen sollte eine Abluftreinigung vorgeschrieben werden, mit Übergangsfristen und – wo erforderlich – Einzelfallprüfungen für bestehende Stallbauten.
- Bei Geflügelbetrieben muss der Stand der Technik für Abluftreinigungsanlagen weiterentwickelt werden.
- Für kleinere Anlagen, die noch nicht unter die TA Luft fallen, sollten Anforderungen an Errichtung, Beschaffenheit und Betrieb formuliert werden.

Die Gemeinsame Agrarpolitik der EU natur- und umweltverträglich gestalten

559. Der SRU hat sich in der Vergangenheit bereits wiederholt für eine anspruchsvolle ökologische Reform der Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) ausgesprochen, bei der die Einkommenspolitik vollständig durch eine ausschließliche Entlohnung öffentlicher Güter abgelöst wird. Dieser Paradigmenwechsel wurde mit der aktuellen Reform nicht vollzogen, auch wenn erste kleine Schritte erkennbar sind. Wichtig ist daher:

- Die Hebel der GAP zu nutzen, um mit dem Cross-Compliance-Mechanismus und ab 2015 auch mit dem Greening die Einhaltung von Mindeststandards in der Fläche anzureizen.
- Die vorhandenen Spielräume bei der Umsetzung der Reform besser nutzen: Damit die Reform zumindest im Ansatz positive Effekte zeigen kann, sollte das Cross Compliance relevante Ordnungsrecht (unter anderem die Düngeverordnung) weiterentwickelt sowie die Kontrollintensität erhöht werden.
- Die Anforderungen des Greenings sollten beim Midtermreview 2017 nachgebessert werden, insbesondere im Hinblick auf die Fruchtartendiversifizierung, den Grünlandumbruch und die Anforderungen an ökologische Vorrangflächen, auch um Stickstoffeinträge deutlich zu vermindern.
- Die Handlungsspielräume zur Mittelverlagerung von der ersten in die zweite Säule der GAP sollten voll genutzt werden und die Fördermittel sollten zielgerichteter eingesetzt werden, sowohl hinsichtlich der inhaltlichen Ausgestaltung als auch der räumlichen Fokussierung.

Eine Überschussabgabe einführen

560. Der SRU empfiehlt die Einführung einer Stickstoffüberschussabgabe. Die Überschussabgabe kann als ökonomisches Instrument kosteneffizient und kontinuierlich Anreize für Verminderungen über die ordnungsrechtlichen Vorgaben hinaus setzen. Sie wirkt der unzureichenden Berücksichtigung externer Kosten des Stickstoffeinsatzes in der Landwirtschaft entgegen.

Räumlich differenzierte Vorgaben notwendig

561. Die Anforderungen an das landwirtschaftliche Nährstoffmanagement müssen entsprechend der regionalen Bedingungen verschärft werden. Dadurch wird bei einer allgemeinen Anhebung der Emissionsminderungsniveaus – was Ziel aller vorhergegangenen Empfehlungen zum Landwirtschaftssektor ist – Problemverlagerungen vorgebeugt. Diese können beispielsweise durch den Transport von Wirtschaftsdünger in Gebiete mit geringer Grundwasserneubildung oder in die Nähe von sensiblen Ökosystemen entstehen.

- Die Möglichkeiten für räumlich differenzierte Vorgaben in der Landwirtschaft und ihrer Implementierung sollten geprüft werden.
- Die Möglichkeit, im Rahmen der Ausweisung von Natur-, Boden- und Wasserschutzgebieten Vorgaben zu machen, sollte konsequenter genutzt werden.

Energieerzeugung aus Biomasse ökologisch gestalten

562. Der SRU begrüßt, dass die im EEG 2012 und vor allem im EEG 2014 gesetzten Rahmenbedingungen den weiteren Ausbau von Anbaubiomasse deutlich abgebremst haben und sieht die Zukunft der Bioenergie vor allem in der Nutzung von Rest- und Abfallstoffen.

- Bei der Weiterentwicklung des EEG sollte die Flexibilisierung von Bestandsanlagen an eine geringere Stromproduktion und damit verbunden einen verringerten Substrateinsatz gekoppelt werden. Die bereitgestellte flexible Leistung übernimmt dabei wichtige Funktionen im Rahmen der Energiewende.
- Die Möglichkeiten eines vermehrten Einsatzes von Wirtschaftsdünger sowie von alternativen Substraten, die Synergien mit Natur- und Umweltschutz realisieren, sollten geprüft werden.
- Vorgaben zur Lagerung und Ausbringung von Gärresten sowie zur Erfassung von Nährstoffflüssen von Biogasanlagen sollten nachgebessert werden.

Lebensmittelkonsum durch Instrumentenmix verändern

563. Nur durch eine deutliche Veränderung unserer Konsumgewohnheiten kann bei wachsender Weltbevölkerung die Überschreitung ökologischer Tragfähigkeitsgrenzen vermieden werden. Durch veränderte, suffiziente Konsummuster kann verhindert werden, dass höhere Umweltaforderungen an die Produktionsweise hierzulande zu Intensivierungen im Ausland

und damit zu negativen Verlagerungseffekten führen. Dies kann in einer liberalen und pluralistischen Gesellschaft nicht durch Verbote, sondern nur durch einen Instrumentenmix gelingen, in dem intelligente Anreize und attraktive Wahlmöglichkeiten geschaffen werden. Aus Sicht der Stickstoffproblematik gibt es konsumseitig drei wesentliche Ansatzpunkte, die zu einer Entlastung beitragen:

- Die Lebensmittelabfälle reduzieren,
- gesamtgesellschaftlich eine Änderung des Anspruchsdenkens an bestimmte Lebensmittel anstoßen, insbesondere bei Gemüse, bei dem häufig optische Produktmerkmale im Vordergrund stehen, und
- den derzeit hohen Konsum tierischer Produkte mindern.

Konkret empfiehlt der SRU die folgenden Maßnahmen:

- Die zielgruppenspezifische Verbraucherinformation sollte ausgebaut werden.
- Der ermäßigte Mehrwertsteuersatz für tierische Produkte sollte abgeschafft und der reguläre Mehrwertsteuersatz angewendet werden.
- Außerdem sollte das Potenzial von nicht-monetären Anreizinstrumenten (dem sogenannten Nudging) in diesem Kontext eruiert werden. Eine besondere Rolle kommt dem Staat als Betreiber vieler Kantinen und Gemeinschaftsverpflegungsbetrieben zu, wo er seine Vorbildfunktion wesentlich stärker wahrnehmen sollte.

Die Stickstoffoxidemissionen des Verkehrs weiter reduzieren

564. Für die Minderung der Stickstoffemissionen aus dem Straßenverkehr ist ein Bündel von Maßnahmen erforderlich. Zu diesen zählen insbesondere:

- Die Weiterentwicklung der europäischen Abgasnormen, insbesondere die Optimierung des Typprüfzyklus: Es sollte gewährleistet sein, dass die gemessenen Prüfstandemissionen möglichst genau die tatsächlichen Emissionen im Fahrbetrieb abbilden.
- Die Weiterentwicklung der Umweltzonen in Richtung einer Minderung der Stickstoffoxidemissionen, um die Belastung in den Ballungsgebieten zu mindern.
- Die Privilegierung von Dieselfahrzeugen durch die Kraftstoffsteuer sollte auch aufgrund ihrer aktuell höheren Stickstoffoxidemissionen abgeschafft werden.
- Eine weitere Ausweitung der Lkw-Maut auf alle Bundesstraßen und die Einbeziehung aller Nutzfahrzeuge ab 3,5 t in die Maut. Darüber hinaus sollte auf europäischer Ebene die Grundlage geschaffen werden, dass die Kosten durch die Luftbelastung stärker als bisher bei den Mautsätzen berücksichtigt werden können.

Technische Maßnahmen alleine reichen aber nicht aus, um die Stickstoffoxidbelastungen der Menschen in den Ballungsräumen adäquat zu mindern. Daher sind auch planerische

Maßnahmen erforderlich, die unter anderem zu einer Stärkung des Umweltverbundes beitragen. In diesem Zusammenhang spricht sich der SRU dafür aus, die Kommunen zur Erstellung eines integrierten Verkehrsentwicklungsplanes zu verpflichten und den Bund langfristig in die Mitfinanzierung des ÖPNV einzubeziehen.

Im Hinblick auf die Seeschifffahrt bestärkt der SRU die Bundesregierung, sich auf der Ebene der Internationalen Maritimen Organisation weiter dafür einzusetzen, dass Nord- und Ostsee als Stickstoffoxidüberwachungsgebiet ausgewiesen werden, damit dort möglichst bald die strengen Stickstoffoxidenormen für Seeschiffe Geltung erlangen.

Stationäre Feuerungsanlagen:

Grenzwerte verschärfen und Energiewende konsequent umsetzen

565. Stationäre Feuerungsanlagen gehören zu den Hauptverursachern der nationalen Stickstoffoxidemissionen. Dabei sind die Kraftwerke der Energiewirtschaft besonders relevant und hier vor allem jene, die mit Kohle oder biogenen Brennstoffen betrieben werden.

- Klimapolitische Maßnahmen, die den Energieverbrauch reduzieren, tragen gleichzeitig auch zur Verringerung der Stickstoffoxidemissionen bei. Daher empfiehlt der SRU, die Energiewende konsequent umzusetzen. Dazu gehört auch ein geplanter und schrittweiser Ausstieg aus der Kohleverstromung (Kohleausstiegskonsens).
- Werden mit Kohle oder biogenen Brennstoffen befeuerte Kraftwerke weiter betrieben, sollten die Stickstoffoxidgrenzwerte als Beitrag zur Zielerreichung der geplanten NERC-Richtlinie verschärft werden. Dementsprechend anspruchsvolle Grenzwerte würden unter anderem bei bestehenden Braunkohlekraftwerken und bei bestimmten biogasbetriebenen Kraftwerken eine Nachrüstung mit Abgasreinigungsanlagen notwendig machen.

Notwendigkeit eines integrierten Ansatzes

566. Stickstoffverbindungen können sich ineinander umwandeln, zwischen den Umweltmedien Boden, Luft und Wasser wandern und Wirkungen auf mehrere Schutzgüter haben. Deshalb bestehen Interdependenzen zwischen den Zielen für die verschiedenen Schutzgüter. Die auf die Umweltmedien bezogenen Schutzziele müssen daher aufeinander abgestimmt werden. Beispielsweise ist die Erreichung der Ziele zur Erhaltung der terrestrischen Biodiversität stark von den Vorgaben der Luftqualitätsrichtlinie, den in der NEC-Richtlinie festgelegten Emissionshöchstmengen und den Anforderungen der Düngeverordnung abhängig. Der Schutz der Meere vor Nitrateinträgen ist eng verbunden mit der Strategie zum Schutz der Binnengewässer und des Grundwassers bzw. der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie.

Die Stickstoffeinträge in die Umwelt müssen daher als ein systemisches Problem betrachtet werden. Dafür ist eine integrierte Sicht notwendig, die die Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Politiken und den verschiedenen medialen Zielen berücksichtigt.

7 Plädoyer für eine Stickstoffstrategie

567. Die negativen Wirkungen des Eintrags von Stickstoffverbindungen in die Umwelt sind ein persistent ungelöstes Problem. Somit besteht ein Gefälle zwischen den realisierten Umweltmaßnahmen und dem erheblichen Handlungsbedarf, um die Stickstoffeinträge auf ein Niveau zurückzuführen, das mit natürlichen Tragfähigkeitsgrenzen vereinbar ist (vgl. Kap. 2).

Die Reduktion von Stickstoffemissionen wird politisch in einem Mehrebenensystem bearbeitet. Im europäischen Mehrebenensystem stellt sich die doppelte Herausforderung der vertikalen Umsetzung europäischer Vorgaben und der horizontalen Umweltpolitikintegration in andere Ministerien (JÄNICKE 2012b, S. 186). Die Rahmenvorgaben der EU müssen durch die Mitgliedstaaten nicht nur korrekt umgesetzt werden, sie bedürfen einer konkretisierenden inhaltlichen und konzeptionellen Ausgestaltung. Dabei kommt der Möglichkeit, auf die Arbeit von „umweltfernen Verwaltungen“ steuernd einwirken zu können (SRU 2007, S. 30), eine besondere Bedeutung zu.

Vielfach werden die Ziele der europäischen Umweltpolitik im Hinblick auf Stickstoff in Deutschland allerdings verfehlt. In Kapitel 6 wurden daher Vorschläge für die Weiterentwicklung verschiedener stickstoffbezogener Regelungen und für ihre bessere Umsetzung entwickelt. Es wurde auch belegt, dass verschiedene Regelungen und Politiken mit Einfluss auf die Stickstoffproblematik nicht immer konsistent sind. Darüber hinaus werden mögliche Synergiepotenziale stickstoffbezogener Politiken nicht immer erkannt, wie Kapitel 7.1 darlegt.

Die erkennbaren Defizite bei der rechtlichen Umsetzung, dem tatsächlichen Vollzug und der Zielerreichung europäischer Umweltpolitik und den nicht auf ein Gesamtbild ausgerichteten und damit nicht immer konsistenten Politiken können auf übergeordnete politische und institutionelle Ursachen zurückgeführt werden. Kapitel 7.2 zeigt einige Ursachen für diese Defizite auf, weist aber auch auf eine erhebliche, vor allem politikwissenschaftliche Forschungslücke hin, die dringend ausgefüllt werden sollte, um die Ursachen der defizitären Umsetzung europäischer Umweltpolitik vor Ort besser verstehen zu können.

Aus der Analyse leitet der SRU Ansatzpunkte für eine integrierte Stickstoffpolitik ab. Dabei ist eine übergeordnete problembezogene Stickstoffstrategie von besonderer Bedeutung (Kap. 7.3). Anschließend wird zunächst das Potenzial von Strategien im Allgemeinen sowie Mehrwert und Bezüge einer Stickstoffstrategie im Konzert ausgewählter Strategieprozesse geklärt (Kap. 7.4). Aus den Erfahrungen mit anderen Strategien werden die wesentlichen Elemente einer Stickstoffstrategie und Empfehlungen für den Prozess von Strategieentwicklung und -umsetzung abgeleitet (Kap. 7.5).

7.1 Synergien bestehender Stickstoffpolitiken

568. Die gesamte Stickstoffbelastung wird durch unterschiedliche Politiken beeinflusst, die jedoch bei ihrer Ausgestaltung nicht in Bezug zueinander gesetzt werden. Wie in den

Kapiteln 4 und 6 verdeutlicht wurde, führen einige Politiken zur Zunahme der Belastung, so etwa die Bioenergiepolitik oder in der Vergangenheit die Gemeinsame Agrarpolitik. Andere, wie die Luftreinhaltepolitik, tragen zur Verminderung bei. Die meisten Politiken basieren auf europäischen Richtlinien, einige Richtlinien formulieren explizit stickstoffbezogene Zielwerte und tragen so direkt zur Stickstoffminderung bei. Dies trifft beispielsweise auf die Nitrat-Richtlinie 91/676/EWG, die Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG und die NEC-Richtlinie 2001/81/EG zu. Andere Richtlinien nennen keine expliziten stickstoffbezogenen Qualitäts- oder Emissionsminderungsziele, jedoch sind zur Zielerreichung implizit Minderungen der Stickstoffemissionen notwendig. Eine erfolgreiche Umsetzung dieser Richtlinien ist somit häufig auf Unterstützung und Beteiligung anderer Politiken angewiesen. Dies gilt vor allem für die Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG und die FFH-Richtlinie 92/43/EWG, in beiden Fällen sind die definierten Schutzziele nicht ohne flankierende Maßnahmen der Agrarpolitik zu erreichen. Zur Erreichung der Ziele der Luftreinhaltepolitik ist es notwendig, die kommunale Verkehrspolitik nicht nur an verkehrspolitischen Erfordernissen auszurichten, sondern auch an einer möglichst geringen Belastung der Luft durch Emissionen aus dem Verkehr. Ähnlich gilt dies für die Energiepolitik, die je nach Ausgestaltung einen positiven wie negativen Beitrag zur Erreichung der Luftqualitätsziele leisten kann.

Während durch Bestimmungen auf europäischer Ebene für alle Mitgliedstaaten Zielvorgaben hinsichtlich der Stickstoffverbindungen für die Medien Luft und Wasser verankert sind, wurden für den Boden als wichtiges Umweltmedium bislang keine Schutzziele in einer eigenständigen Richtlinie festgeschrieben. Über die Aufnahme von Lachgas (N_2O) in das Kyoto-Protokoll als Konkretisierung der Klimarahmenkonvention hinaus fehlt es bislang an Zielen und Regelungen für die klimabezogenen Wirkungen von Stickstoff. Stickstoffminderungen können jedoch einen positiven Einfluss auf den Umfang der Treibhausgasemissionen haben, wenn hierdurch weniger Lachgas emittiert wird. Stickstoffminderungspolitik unterstützen somit eine erfolgreiche Klimaschutzpolitik. Da die Landwirtschaft der größte Emittent von Stickstoffverbindungen ist, verdeutlicht dieser Synergieeffekt das erhebliche Einflusspotenzial der Landwirtschaft auf die Erreichung der gesetzten Klimaziele.

569. Eine einzelne Reduktionsmaßnahme kann vielfältige Nutzeffekte haben und mehreren der in Kapitel 3 abgeleiteten Handlungsansätze dienen, auch wenn sie zunächst nur in einem bestimmten Regelungskontext ergriffen und begründet wird. Bereits der bestehende Regelungsrahmen weist potenzielle Synergien auf, die durch die bislang fehlende integrierte Sichtweise von den Fachpolitiken nicht direkt erkannt und einbezogen werden. Kapitel 6 weist an verschiedenen Stellen auf Synergiepotenziale beim Einsatz einzelner Instrumente hin. Besonders deutlich werden diese Potenziale hinsichtlich der Nitrat-Richtlinie und deren Umsetzung durch die Düngeverordnung, wie beispielsweise die Abschnitte 6.1.1 und 6.4.2 zeigen. In erster Linie ist die Düngeverordnung ein agrarpolitisches Instrumentarium zur Reglementierung des Einsatzes von Dünger. Ihre Bedeutung reicht jedoch weit darüber hinaus. Die Einhaltung und Weiterentwicklung der Düngeverordnung könnte dazu beitragen,

das durch das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) induzierte Problem der Gärresteverbringung zu verringern, da der konsequente Vollzug der Düngeverordnung und der vollständige Einbezug der Gärreste zu einem im ökologischen Sinne optimierten Düngemanagement beitragen würden. Die Düngeverordnung ist zudem ein wichtiger Bestandteil der Zielerreichung der Wasserrahmenrichtlinie und ein bedeutender Faktor zur Umsetzung der NEC-Richtlinie sowie, direkt aber auch mittelbar über die Luftreinhaltung, bedeutend für einen erfolgreichen Naturschutz. Nicht zuletzt könnte die Novelle der Düngeverordnung auch einen Beitrag zum Klimaschutz leisten. Diese vielfältigen Funktionen und Bezüge finden in der politischen Debatte außerhalb der Fachkreise bislang zu wenig Beachtung und sollten stärker kommuniziert werden.

570. Durch die Entwicklung eines integrierten Ansatzes können Synergien zwischen den einzelnen Politikfeldern mobilisiert werden. Zudem kann er zu einer größeren Konsistenz der verschiedenen Handlungsfelder beitragen und damit nicht intendierten Problemverlagerungen – etwa Verringerung einer Hotspot-Situation zulasten einer flächendeckenden Emissionsminderung – entgegen wirken. Auch kann die Bedeutung des Problems und seiner Lösungen besser kommuniziert werden. Dies gilt sowohl im politischen Kontext als auch innerhalb der Ministerialverwaltung sowie in der Kommunikation mit der breiten Öffentlichkeit.

7.2 Hemmnisse einer integrierten Stickstoffpolitik

571. Eine integrierte Stickstoffpolitik setzt eine umfassende Problembetrachtung über Sektorgrenzen und Fachpolitiken voraus. Zudem ist die Koordination zwischen Umwelt- und Sektorpolitik erforderlich, um Umweltschutzziele erreichen und dabei die wirtschaftliche Tragfähigkeit berücksichtigen zu können. Verschiedene Einflussfaktoren wie die Sonderstellung des Verursachers Landwirtschaft, Einflusspotenziale von Interessengruppen, Pfadabhängigkeiten, unzureichende Umweltintegration sowie die Struktur und Arbeitsweise der Verwaltung behindern einen solchen integrierten Ansatz. Der SRU geht aber davon aus, dass diese Hemmnisse grundsätzlich beeinflussbar sind. Dies gilt insbesondere für eine Verbesserung der Umweltintegration und die verwaltungsinterne Kooperation. Beides kann durch die Entwicklung einer Stickstoffstrategie, wie sie unten vorgeschlagen wird, unterstützt werden.

Eine Untersuchung über die politischen und institutionellen Hemmnisse für eine integrierte Stickstoffpolitik ist in der vorliegenden Literatur nicht auffindbar. Daher wird in der folgenden Darstellung vor allem auf Quellen zurückgegriffen, die allgemein die Rolle und Bedeutung der Umweltpolitik und der Agrarpolitik sowie das Spannungsfeld beider Politiken betrachten.

Die Sonderstellung des Verursachers Landwirtschaft ist nicht mehr zeitgemäß

572. Der Agrarsektor besitzt eine historisch gewachsene Sonderstellung. Diese ist auf die Aufgabe zurückzuführen, die Ernährungssicherheit zu garantieren. Zudem diene die Landwirtschaftspolitik der ökonomischen Absicherung der in der Landwirtschaft Beschäftigten (SRU 2008, Tz. 1036). Wenngleich die Nahrungsmittelversorgung nur bis in die 1950er-Jahre prekär war und bereits in den 1960er-Jahren zunehmend durch Importe gedeckt wurde (REINHARDT 2012), äußert sich die Sonderstellung auf europäischer Ebene bis heute in der Bedeutung der Gemeinsamen Agrarpolitik. Diese ist weiterhin eine der größten distributiven Politiken der EU, ihr Budget entspricht etwa einem Drittel des Haushaltsvolumens der EU, in den 1970er-Jahren lag der Anteil sogar bei 70 % (KLINCK 2012). National wird die Sonderstellung im seit 1955 nahezu unverändert geltenden Landwirtschaftsgesetz sowie durch Privilegien in unterschiedlichen Regelungsbereichen wie dem Bau-, Naturschutz- und Wasserrecht aufrecht erhalten (MÖCKEL 2013; REINHARDT 2012; KLINCK 2012; GEPPERT 2012; WEINGARTEN 2010; WENDT und ELICKER 2004). Zudem werden die Ausnahmeregelungen für die Landwirtschaft mit dem Verweis auf die gute fachliche Praxis gerechtfertigt (s. Tz. 409 ff.). Die gute fachliche Praxis enthält aufgrund mangelnder Präzisierung vielfach Spielräume, die in den Regeln für andere Sektoren nicht enthalten sind. In Kapitel 6 wurde an verschiedenen Stellen deutlich gemacht, wie die Privilegierung des Agrarsektors im geltenden Regelwerk wirken und dass ökologischen Aspekten in der Agrarpolitik stärkeres Gewicht eingeräumt werden sollte.

Einflusspotenziale wirtschaftlicher Interessengruppen führen zur Abschwächung ökologischer Ziele

573. Eine effektive Stickstoffpolitik muss die größten Verursacher adressieren – Landwirtschaft, Verkehr, Energieerzeugung und Industrie. Fachpolitiken, die im Kern Wirtschaftssektoren betreffen und deren Wirken fördern oder einschränken, stehen sowohl in Europa als auch national im Fokus einflussreicher wirtschaftlicher Interessengruppen. Diese Gruppen vertreten eine hohe Zahl wirtschaftlicher Akteure und verfügen, vor allem im Vergleich zu Gruppen, die sich für Gemeinwohlinteressen einsetzen, oftmals über eine erhebliche Mittelausstattung. Darüber hinaus sind sie als Vertreter von Wirtschaftssektoren in der Lage, auch arbeitsmarkt- und sozialpolitisch zu argumentieren (TÖLLER und BÖCHER 2010).

Wie stark zum Beispiel die Positionierung der Bundesregierung, vertreten durch das Landwirtschaftsministerium, mit den Ansichten des Bauernverbandes übereinstimmen kann, zeigt ein Vergleich der Positionen von Bundesregierung und Deutschem Bauernverband zur GAP-Reform aus dem Frühjahr 2010 (BMELV 2010; DBV 2010). BISSELS und OPPERMANN (2011, S. 147) stellen zudem in einer Untersuchung fest, dass der Großteil der in diese Studie eingeflossenen Stellungnahmen Reformen in unterschiedlicher Tiefe forderte, dem-

gegenüber die Bundesregierung und der Deutsche Bauernverband jedoch nur geringes Interesse an grundlegenden Veränderungen hatten und die bisherige Politik möglichst umfassend beibehalten wollten.

Sowohl in der Agrar- als auch der Verkehrspolitik liegt die Vermutung sehr starker neokorporatistischer Strukturen nahe. Bekannt ist auch der Einfluss der Automobilindustrie auf die Positionierung der Bundesregierung im Hinblick auf die europäische Umweltpolitik (HEY 2009a). Diese sind dadurch gekennzeichnet, dass einflussreiche Verbände sehr enge Beziehungen zum Staat eingehen und damit auch die politische Entwicklungsrichtung situativ, aber auch dauerhaft prägen können (LEHMBRUCH 1991). Diese Koalitionen aus Verwaltung und organisierten Interessen bedingen, dass staatliche Akteure die Interessen des Kooperationspartners „in Politikformulierungsprozessen vertreten und zu schützen suchen“ (HUSTEDT und VEIT 2014, S. 25).

Bestehende Pfadabhängigkeiten können überwunden werden

574. Pfadabhängigkeit bezeichnet ein sich selbst verstärkendes politisches und institutionelles System, das wenig reformfreudig ist (u. a. GEPPERT 2012; PIERSON 2000; MAHONEY 2000; auch SRU 2008, Tz. 1042). Insbesondere die Agrarpolitik weist durch die historische Entwicklung und die dargestellte Sonderstellung im Kanon der Fachpolitiken Merkmale politischer Pfadabhängigkeit auf. Ein die Pfadabhängigkeit verstärkender Faktor ist die teilweise erhebliche ökonomische Abhängigkeit der deutschen Landwirte von Direktzahlungen aus der Gemeinsamen Agrarpolitik (u. a. BISSELS und OPPERMANN 2011, S. 157; SAHRBACHER et al. 2011, S. 75; s. a. Abschn. 4.1.3 und 6.4.4). Viele der in Kapitel 6 entwickelten Handlungs- und Reformempfehlungen setzen aber die Bereitschaft zu einer deutlichen Pfadänderung voraus, die weit über inkrementelle Veränderungen hinausgeht (u. a. GEPPERT 2012; PIERSON 2000; MAHONEY 2000; auch SRU 2008, Tz. 1042).

Pfadabhängigkeit kann allerdings grundsätzlich durch externe und interne Faktoren aufgebrochen oder überwunden werden (FEINDT 2007; SRU 2008; BOMBERG et al. 2008). So bieten gerade die nationale wie die europäische Landwirtschaftspolitik einige Beispiele. Zu ihnen gehören haushaltspolitischer Handlungsdruck und die Anpassung an Regeln internationaler Handelsregime (BOMBERG et al. 2008; KLINCK 2012; GEPPERT 2012; FEINDT 2007; BECKER und RUDLOFF 2011; SRU 2008), Glaubwürdigkeits- und Legitimationskrisen in der Öffentlichkeit, wie sie sich in den 1990er-Jahren in der BSE-Krise (BSE – bovine spongiforme Enzephalopathie) gezeigt haben und wie sie auch in der vermehrten öffentlichen Kritik an einer intensiven Tierhaltung oder der Kritik der Trinkwasserversorger an der Nitratbelastung des Grundwassers deutlich wird (BDEW 2014).

Aktuell könnte das Vertragsverletzungsverfahren der EU zur unzureichenden Umsetzung der Nitratrichtlinie in Deutschland dazu führen, dass die Novelle der Düngeverordnung ambitionierter ausgestaltet wird, als es bei einer rein nationalen Entscheidungsfindung möglich

gewesen wäre. Auch dies wäre ein externer Faktor, der zu einem Pfadwechsel in der Landwirtschaftspolitik beitragen würde. Der Prozess ist zum Redaktionsschluss dieses Gutachtens nicht abgeschlossen, sodass eine Bewertung unterbleiben muss.

Der Rahmen für eine stärkere Umweltintegration ist vorhanden

575. Nach Artikel 11 des Vertrags über die Arbeitsweise der Europäischen Union (AEUV) müssen die Erfordernisse des Umweltschutzes bei der Festlegung und Durchführung der Unionspolitiken und -maßnahmen insbesondere zur Förderung einer nachhaltigen Entwicklung einbezogen werden. Der Begriff der Einbeziehung will der komplexen Aufgabe des Umweltschutzes als „problembezogene Querschnittsaufgabe“ Rechnung tragen. Entscheidungen in umweltexternen Bereichen sollen mit Rücksicht auf die Umweltauswirkungen anders oder im Extremfall sogar überhaupt nicht getroffen werden. Zwar lassen sich aus Artikel 11 AEUV allein keine Anhaltspunkte für einen absoluten oder auch nur relativen Vorrang des Umweltschutzes entnehmen. Aus ihm folgt zunächst nur, dass Umweltbelange in eine Abwägung eingehen müssen. Hierbei sind zwei Aspekte relevant: Zum einen sind die Vorgaben des Artikels 191 AEUV – insbesondere das Vorsorgeprinzip – zur Geltung zu bringen. Zum anderen folgt aus dem Begriff des Einbeziehens, dass Umweltbelange in der Betrachtung nicht einfach „weggewogen“ werden dürfen (CALLIESS in: CALLIESS/RUFFERT 2011, Art. 11 Rn. 7–8; CALLIESS 2001, S. 200 f.). Überwiegend wird zudem angenommen, dass nicht nur die Kommission die Erfordernisse des Umweltschutzes einzubeziehen hat, sondern dass auch eine entsprechende Pflicht der Mitgliedstaaten besteht, zumal die Unionspolitiken in der Regel durch die Mitgliedstaaten vollzogen werden. (CALLIESS in: CALLIESS/RUFFERT 2011, Art. 11 Rn. 11).

Dieser auf europäischer Ebene verankerte Gedanke der Integration von Umweltbelangen kann Ausgangspunkt und Rahmen für eine integrierte Stickstoffpolitik sein. Auch Artikel 20a des Grundgesetzes, der die Belange künftiger Generationen in den Blick nimmt und in dem damit das Vorsorgeprinzip verankert ist (SRU 2012, Tz. 11 f.), gebietet eine stärkere Beachtung ökologischer Belange, wie sie für eine effektive Bearbeitung des bestehenden Stickstoffproblems notwendig ist.

576. Die auf europäischer wie nationaler Ebene somit geforderte Umweltintegration findet im Hinblick auf die Stickstoffproblematik gegenwärtig unzureichend statt. Dies gilt allgemein für die Umsetzung europäischer umweltpolitischer Qualitätsziele, aber insbesondere auch für die Landwirtschaftspolitik (JEDICKE 2014; JORDAN et al. 2008; FEINDT 2007; BOMBERG 2004; KNILL 2003; KRAACK et al. 2001; HEY 2009b). Die in den jüngeren Reformen zunehmende Orientierung der Zahlungen an Gemeinwohlinteressen durch eine stärkere Honorierung ökologischer Leistungen gilt in der politikwissenschaftlichen Literatur zwar als ein Beispiel von Politiklernen. Diese Entwicklung ist nach Einschätzung des SRU bislang zu schwach und wirkt nur auf einen Teil der landwirtschaftlichen Betriebe. Insgesamt sind diese

die beobachtbaren Veränderungen auf ein ganzes Faktorenbündel zurückzuführen (FEINDT 2007; 2012; BECKER und RUDLOFF 2011; vgl. Tz. 574).

577. Besonders hervorzuheben ist allerdings, dass es im Einzelnen gesetzliche Kooperationsgebote geben kann. Das Düngegesetz verbindet in seinem Zweck die Pflanzenernährung mit dem Erhalt der natürlichen Ressourcen und der Gefahrenabwehr für Menschen, Tiere und den Naturhaushalt (§ 1 Düngegesetz). § 3 Absatz 3 Düngegesetz enthält eine Einvernehmensregelung zwischen dem Landwirtschaftsministerium und dem Umweltministerium in Abstimmung mit dem Bundesrat für den Erlass von Rechtsverordnungen, die Anforderungen an die gute fachliche Praxis festschreiben oder dem Schutz von Gewässern dienen. Diese Einvernehmensregelung zwischen wirtschaftlichen und Gemeinwohlinteressen kann als – wenn auch nur einen Teilbereich betreffende – formalisierte starke Verfahrensregel zur Umweltintegration angesehen werden.

578. Eine solche Verfahrensregel reicht aber für eine effektivere Umweltintegration alleine nicht aus. Ergänzend müssen eine Erhöhung der politischen und öffentlichen Aufmerksamkeit sowie eine deutlichere politische Prioritätensetzung hinzukommen.

Die vorgegebene Verwaltungsstruktur benötigt stärkere Anreize zur positiven Koordination

579. Die Verwaltungsstruktur, deren Arbeitsweise und -kultur spielen eine bedeutende Rolle bei der Entwicklung und Implementierung einer integrierten Stickstoffpolitik, da die Verfahren innerhalb der Verwaltung der Vorbereitung von Regierungsentscheidungen dienen (u. a. SCHARPF 1993, S. 68). Allerdings ist die auffindbare Literatur zur deutschen Ministerialorganisation sowie zur Kooperation innerhalb und zwischen Ressorts wenig aktuell. Viele Arbeiten gehen auf die frühen 1970er-Jahre zurück, als die Bundesregierung Reformen der Verwaltungsstruktur anstoßen wollte. Die Untersuchungen aus dieser Zeit bilden auch heute noch die Grundlage von Analyse und Bewertung der Ministerialorganisation (HUSTEDT und VEIT 2014, S. 20 ff.). Gerade im Hinblick auf die Bearbeitung systemischer Umweltprobleme im deutschen Regierungssystem, wie dem Stickstoffthema, wären aktuellere Untersuchungen wünschenswert.

580. Die Verwaltungsorganisation ist durch die Gemeinsame Geschäftsordnung der Bundesministerien (GGO) weitestgehend vorgegeben.

Die Arbeitsweise ist durch klare Aufgabenzuweisungen sowie hierarchisch ausgerichtete Strukturen geprägt (MARSCHALL 2011; RUDZIO 2011), die durch informelle Kommunikationswege ergänzt wird (RUDZIO 2011). Formal erfolgt die Beteiligung an Aufgaben anderer Arbeitseinheiten oder Ressorts in der Regel durch Mitzeichnung. In diesem Verfahren können Änderungen an den vorgelegten Dokumenten vorgenommen und deren Annahme als Bedingung für eine Zustimmung formuliert werden. Der Vorteil der vorgegebenen Einlinienorganisation sind klare Verantwortungs- und Weisungsstrukturen.

In der Regel bestimmen funktionale Tätigkeiten wie Bearbeitung rechtlicher oder technischer Fragen, Zielgruppen oder Wirtschaftssektoren, Regionen oder Umweltmedien die Organisationsstruktur der Ressorts (MÜLLER 1995, S. 17). Sie spiegeln damit auch die Herangehensweisen vieler Instrumente und Politiken zur Bearbeitung des Stickstoffproblems (u. a. Kap. 6 und Tz. 568), die Zuständigkeit für die jeweiligen Instrumente ist klar erkennbar. Die Mitarbeiter agieren oftmals als Vertreter der bearbeiteten Themen, umweltmedialer Sichtweisen, gesellschaftlicher Interessen oder Sektoren und bringen damit eine selektive Perception in Abstimmungsprozesse ein (u. a. BÖCHER und TÖLLER 2012, S. 109; SCHARPF 1993, S. 68; MÜLLER 1995, S. 18 und 27). Die vorgegebenen Organisationsgrenzen der einzelnen Arbeitseinheiten stellen „Aufmerksamkeitsschranken“ (MÜLLER 1995, S. 18) dar, da es zumindest bei enger Auslegung des formellen Rahmens nicht möglich ist, jenseits des zugewiesenen Aufgabenbereichs Themen eigenständig zu bearbeiten oder entsprechende Themen auf die Agenda zu setzen. Gespräche zeigen jedoch, dass Arbeitseinheiten in der Praxis trotz des formalisierten Rahmens Initiative ergreifen und eigene Programmvorschläge unterbreiten, häufig auch solche, die über die Ressortgrenzen hinausgehen.

581. Die vorgegebenen Strukturen und Arbeitsweisen der Ministerialverwaltung sind hochgradig spezialisiert (BÖCHER und TÖLLER 2012, S. 71) und nicht auf integrierte Politiken und eine integrative Betrachtungsweise ausgerichtet. Allerdings gibt es zwischen Arbeitseinheiten innerhalb eines Ministeriums oder zwischen Ministerien Koordination und Kooperation, da die Durchsetzung und damit der Erfolg von Initiativen auf den Beitrag anderer Organisationseinheiten angewiesen ist oder auf in anderen Einheiten verankerte Zuständigkeitsbereiche oder dort vertretene Gruppen wirken. Andere Ziele sind „von vornherein auf gemeinsame Anstrengungen mehrerer Einheiten angewiesen“ (SCHARPF 1993, S. 68). Dies trifft auch auf eine deutliche Verminderung der Stickstoffbelastung zu. Notwendig ist jedoch, dass dieses Ziel zunächst eine entsprechende politische Priorität erhält oder aus der Verwaltung heraus als prioritäres Thema in der ministeriellen Hierarchie transportiert wird.

In bilateralen Abstimmungsverfahren innerhalb bestehender hierarchischer Strukturen dominiert die als „negative Koordination“ bezeichnete Sichtweise, Vorschläge auf negative Folgen für den eigenen Aufgabenbereich oder die dort vertretenen Themen hin zu überprüfen (SCHARPF 1993, S. 69). Dabei steht das Ziel im Vordergrund, Veränderungen im eingespielten Verlauf ebenso zu vermeiden wie für das bearbeitete Thema oder die vertretene Gruppe. Im Ergebnis kommt es zu „kleinteiligen, wenig innovativen Politikergebnissen“ (HUSTEDT und VEIT 2014, S. 24).

Große Bedeutung für die Bearbeitung komplexer Fragestellungen und Probleme kommt der „positiven Koordination“ zu, die die Einbindung möglichst vieler Interessen absichert, Reibungsverluste in Verfahren verringert und so zu einer höheren Effektivität und Effizienz der Regierungspolitik beiträgt (SCHARPF 1993, S. 69). Positive Koordination bedeutet gemeinsames Problemlösen über Ressortgrenzen hinweg.

Chancen für positive Koordination liegen vor allem in Projektgruppen oder Interministeriellen Arbeitsgruppen (SCHARPF 1993, S. 69). Projektgruppen können, abweichend von der vorgegeben Aufbauorganisation (Referat – Unterabteilung – Abteilung – Hausleitung), als Arbeitseinheiten für besondere Aufgaben befristet eingerichtet werden (§ 10 Abs. 2 GGO). Positive Koordination kann auch für eine insgesamt stärker problemorientierte Sichtweise, die an den Wirkungen reaktiven Stickstoffs ansetzt, ein Erfolgsfaktor sein. Voraussetzung ist allerdings, dass die Strukturen wie Projektgruppen und interministerielle Arbeitsgruppen auch in die Lage versetzt werden, konzeptionell zu arbeiten und nicht allein der Zustimmung im Vorfeld verhandelter Positionen und Beschlüsse dienen.

582. Bedingt durch Struktur und Arbeitsweise der Verwaltung ist es erforderlich, einer einzelnen Arbeitseinheit und damit auch einem Ministerium die Federführung zu übertragen. Dies kann bei entsprechender formaler Ausgestaltung und Einsetzung prinzipiell auch eine Projektgruppe sein. Die Funktion des Federführers ist von besonderer Bedeutung, da hiermit Möglichkeiten zur Problemdefinition, Prozessgestaltung und -steuerung, Art, Umfang und Zeitpunkt des Agenda Settings sowie zur Gestaltung von Lösungsvorschlägen einhergehen. Darüber hinaus bietet die Federführung Potenzial zur Festlegung der Intensität von Kooperation und kann den Einbezug externen Sachverständigen bestimmen und die Verfahrensdynamik beeinflussen. In Abstimmungsverfahren spielt die Federführung für die Interessendurchsetzung eine wichtige Rolle, da sie ein Machtpotenzial beinhaltet (BÖCHER und TÖLLER 2012, S. 110; MÜLLER 1995).

Eine federführende Arbeitseinheit bzw. ein federführendes Ministerium kann wesentlichen Einfluss auf die inhaltliche Ausgestaltung eines Regierungsentwurfes nehmen. Die Federführung kann damit auch als eine Art „Richtlinienkompetenz“ für Fachpolitiken beschrieben werden, ist jedoch in ihrer Gewichtigkeit nicht mit der Richtlinienkompetenz des Kanzlers bzw. der Kanzlerin vergleichbar. Darüber hinaus ist die Stärke des jeweiligen Ministeriums im Gesamtsystem von Bedeutung. Diese speist sich aus den verfügbaren Ressourcen und Kompetenzen (z. B. Vetorecht des Finanzministeriums), doch auch die jeweilige Hausleitung als Person spielt eine Rolle, hier wird zwischen starken und schwachen Ministerinnen und Ministern unterschieden (BÖCHER und TÖLLER 2012, S. 111). Zudem kann innerhalb von Koalitionsregierungen die parteipolitische Zugehörigkeit des Ministers bzw. der Ministerin Einfluss haben, da diese einerseits grundlegende Wertvorstellungen und Themenprioritäten spiegelt und andererseits für das Machtverhältnis innerhalb der Regierung bedeutsam ist (MÜLLER 1995).

583. Konflikte werden nur in seltenen Fällen von der Arbeitsebene auf höhere Hierarchiestufen verlagert. Mit jeder weiteren Stufe nimmt die Chance, die notwendige Aufmerksamkeit zu wecken, tendenziell ab, sodass eine zunehmend stärkere Begründung für die Notwendigkeit der Konfliktverlagerung nach oben wichtig wird. Bei der Verlagerung interministerieller Konflikte spielt darüber hinaus politische Macht eine Rolle. Weitere bedeutende Faktoren

sind die thematische Prioritätensetzung auf der politischen Agenda, Machtasymmetrien durch verfügbare Ressourcen, persönliche Präferenzen der Hausleitung und ihre Stellung im Kabinett (zu den Faktoren siehe u. a. BÖCHER und TÖLLER 2012, S. 109 f.; MÜLLER 1995, S. 30 ff.). In der Praxis werden Konflikte auf Ministerebene häufig in andere Arenen wie Kabinettausschüsse oder den Koalitionsausschuss und damit auf eine vorgelagerte Prozessebene verlagert (RUDZIO 2011, S. 260 f. und 263 ff.).

584. Stehen die formal gleichberechtigten Ministerien aufgrund einer unsichtbaren Hierarchie nicht auf einer Ebene, so ist eine Kooperation auf Augenhöhe schwierig. In der Literatur wird vor allem das Machtverhältnis zwischen Wirtschafts- und Umweltministerium thematisiert (u. a. BÖCHER und TÖLLER 2012, mit Verweisen auf weitere), Agrarpolitik kann als „Teilbereich der Wirtschaftspolitik“ (HENNING et al. 2008) verstanden werden. Wirtschaftspolitik adressiert direkt einen Produktionsfaktor, ihr wird daher auch Einfluss auf die Wirtschaftsentwicklung zugesprochen, die wiederum oft als Indikator für das gesellschaftliche Wohlergehen angesehen wird. Dem gegenüber werden umweltpolitische Entscheidungen, die auf den Schutz eines öffentlichen Gutes ausgerichtet sind, oft als Gegenpol zur wirtschaftlichen Entwicklung angesehen (u. a. OLSON 1968). Weitere Faktoren, die Einfluss auf das Verhältnis zweier Ministerien haben und eine Machtasymmetrie begründen können, sind die bereits oben angesprochene Bedeutung der Interessenvertretung (s. Tz. 580) und die Etabliertheit eines Politikfeldes und eines Ministeriums. So waren Wirtschafts- und Agrarpolitik immer bedeutender Bestandteil der deutschen Politik und in eigenständigen Ministerien verankert, während das Umweltministerium als eigenständiges Politikfeld verhältnismäßig jung ist.

585. Die bestehenden Strukturen leisten einen Beitrag dazu, dass Synergiepotenziale der Einzelpolitiken bislang keine hinreichende Beachtung finden, mithin auch die gesamthafte Betrachtung aller Ursachen und Wirkungen sowie Wechselwirkungen nur unzulänglich erfolgt. Der defizitären Wahrnehmung des Gesamtzusammenhangs kann im bestehenden System nur durch eine hinreichend starke Koordination und frühzeitige Beteiligung potenziell betroffener Arbeitseinheiten begegnet werden. Hierfür kann die Entwicklung eines gemeinsam getragenen übergeordneten Ziel- und Handlungsrahmens einen wichtigen Beitrag leisten.

7.3 Schlussfolgerungen für eine erfolgreiche Stickstoffpolitik

Rahmensetzung für Umweltintegration und damit eine integrierte Stickstoffpolitik verbessern

586. Eine umfassende Umweltintegration, die zur Lösung des Stickstoffproblems essenziell ist, trifft im bestehenden System auf erhebliche Schwierigkeiten. Eine mit Artikel 11 AEUV vergleichbare ausdrückliche Integrationsklausel gibt es im Grundgesetz (GG) nicht;

Artikel 20a GG bietet jedoch einen Ansatzpunkt. Um Abhilfe zu schaffen und den Vorgaben des in Artikel 11 AEUV zur Umweltintegration auch in Deutschland gerecht zu werden, scheint ein über den bisherigen Artikel 20a GG hinausreichender regulatorischer Rahmen notwendig. Der SRU hat im Umweltgutachten 2012 einen Formulierungsvorschlag für Artikel 20a GG unterbreitet, der dieser Anforderung gerecht wird (vgl. SRU, 2012, Tz. 712). Auch hat der SRU an selber Stelle erheblichen Handlungsbedarf hinsichtlich der weiteren Institutionalisierung dargestellt und Umsetzungsmöglichkeiten vorgelegt.

Arbeitsstrukturen der Verwaltung den Herausforderungen anpassen

587. Die etablierten und in der Gemeinsamen Geschäftsordnung der Bundesministerien festgeschriebenen Verfahrensweisen der ministeriellen Zusammenarbeit erschweren eine integrierte Vorgehensweise im politischen Alltag. Wenngleich die Vorteile der Einlinienorganisation nicht von der Hand zu weisen sind, hat sie für ein komplexes und integriert zu behandelndes Thema auch Nachteile. Für die Bearbeitung des Stickstoffproblems müssen die Anreize zu einer gemeinsamen, problemlösungsorientierten Koordination deutlich gestärkt werden. Der SRU schlägt daher vor, die Möglichkeit aus § 10 Absatz 2 GGO zu nutzen und kurzfristig zunächst innerhalb des Umweltministeriums eine entsprechende Projektgruppe einzurichten, deren Kernaufgabe die Erarbeitung von Lösungsvorschlägen für das Stickstoffproblem ist. In der Folge sollte eine entsprechende Struktur zur interministeriellen Zusammenarbeit geschaffen werden.

Strukturen zugunsten neuer Akteure aufbrechen

588. Ein wichtiger Ansatzpunkt zur Verringerung des Integrationsdefizits liegt im Aufbrechen der vor allem im Sektor Landwirtschaft deutlich zu Tage tretenden kooperativen Strukturen zwischen Fachministerium und Fachverband. Die ohnehin notwendige stärkere Einbindung des Umweltressorts in die Erarbeitung anderer Fachpolitiken sollte durch starke, institutionalisierte und dauerhafte Partizipationsmöglichkeiten Dritter (etwa Umweltverbände, Fachverbände des Gewässer- und Naturschutzes und des Tourismus) bei der Gestaltung politischer Programme und Strategien unterstützt werden. Bei der Entwicklung der Partizipationsmöglichkeiten und -prozesse kann auf Erfahrungen bisheriger nicht formalisierter Partizipations- und Konsultationsverfahren aus der Umwelt- und Nachhaltigkeitspolitik aufgebaut werden. Darüber hinaus kann die gezielte Einbindung wirtschaftlicher Akteure, die negative ökonomische Folgen durch Umweltprobleme und Schäden zu befürchten haben (etwa die Wasserwirtschaft), bei der Politikgestaltung ein Gegengewicht zu den bislang dominierenden landwirtschaftlichen Interessen bieten und insgesamt zu einem stärkeren Interessenausgleich führen, als dies bislang der Fall ist.

Erarbeitung eines Rahmens zur politischen Zielsetzung

589. Der SRU plädiert dafür, auch einen politisch-programmatischen Rahmen zu erarbeiten, der der Dringlichkeit und Komplexität des Stickstoffproblems und seiner weitreichenden Folgen für biologische Diversität, Luft, Wasser, Boden, Klima und nicht zuletzt die menschliche Gesundheit gerecht wird. Stickstoff sollte, insbesondere weil es sich um ein dauerhaft ungelöstes Problem handelt, das nicht nur verschiedene Ressorts, sondern auch den Zuständigkeitsbereich mehrerer Abteilungen des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) betrifft, einen Schwerpunktbereich im nationalen Umweltprogramm 2030 bilden. Das Umweltprogramm sollte die Basis zur Entwicklung einer Stickstoffstrategie legen, indem durch Erarbeitung des Schwerpunktes fachliche Grundlagen aus den verschiedenen Arbeitsbereichen, primär aus dem Geschäftsbereich des Umweltministeriums, ergänzend aus anderen Ressorts, zusammengetragen werden. Dadurch könnte das Umweltprogramm, auf Basis einer umfassenden Problemanalyse und zentraler Eckpunkte ein Mandat für eine fachlich zu entwickelnde Stickstoffstrategie sowie einen Zielentwicklungsprozess formulieren. Zudem bietet die Erarbeitung eines Umweltprogramms idealerweise ein Fenster, die formalisierten und hierarchischen Organisationsstrukturen temporär zu verlassen und durch Zusammenarbeit in einer – wenngleich nur befristet eingesetzten – Arbeitsgruppe eine integrative Bearbeitung umzusetzen.

7.4 Strategische Ansätze für integrierte Politiken

7.4.1 Die Bedeutung von Strategien

590. Sowohl in Deutschland als auch in anderen Mitgliedstaaten sowie auf europäischer Ebene werden komplexe Problembereiche zunehmend mithilfe von Strategieprozessen adressiert. Strategien sind vor allem ein Instrument des „Agenda-Setzens“ und der Einordnung von Einzelmaßnahmen in einen umfassenden Begründungszusammenhang (LYALL und TAIT 2005; de RIDDER und WESSELINK 2006). In Strategieprozessen wird eine Problemformulierung zu einem breiteren Themengebiet oder einem übergeordneten Ziel vorgenommen, Handlungserfordernisse formuliert, mittel- bis langfristige Ziele gesetzt und koordinierte Maßnahmenbündel ausgearbeitet. Dementsprechend dienen sie auch der Prozessstrukturierung und -steuerung und enthalten Indikatoren zur Messung des Zielerreichungsgrades. Beispiele hierfür sind auf nationaler Ebene die Nachhaltigkeitsstrategie und die Biodiversitätsstrategie, auf die in diesem Abschnitt wegen ihrer Relevanz für das Stickstoffthema noch näher eingegangen wird.

In der politikwissenschaftlichen Literatur wird die Tendenz zur Strategiebildung dadurch erklärt, dass komplexe und instabile Bedingungen der Politik zu einem „Paradox wachsender Kalkulationsnotwendigkeit bei abnehmender Kalkulationsmöglichkeit“ führen (RASCHKE und TILS 2007). Strategien erfüllen auch den Bedarf an Zusammenschau und langfristiger Orien-

tierung, der in einer hoch arbeitsteiligen politischen Problembearbeitung verloren zu gehen droht.

Ursprünglich wurden Strategien als eine Form hierarchischer und strategischer Umweltplanung mit einem hohen Steuerungsanspruch definiert, die für die folgenden Handlungsprogramme und die Instrumentierung einen hohen Verbindlichkeitsgrad aufweisen sollten (SRU 2002, S. 150; 2000, S. 89; JÄNICKE und JOERGENS 2000). Auf der Basis der Evaluationen verschiedener Strategien hat sich ein solch hoher Anspruch eines hierarchisch steuernden Politikmodells als weitgehend unrealistisch erwiesen (HEY 2009b; STATZ 2008). In der politikwissenschaftlichen Literatur werden sie daher mittlerweile als neue Form des „strategic public management“ (STEURER 2007; STEURER und MARTINUZZI 2005) oder „new mode of reflexive governance“ (MEADOWCROFT 2007) charakterisiert. Dabei handelt es sich nicht um hierarchische Lenkungsinstrumente, sondern um eine interaktive und partizipative Form der Selbstbeobachtung und -steuerung von Politik und Gesellschaft.

Vor dem Hintergrund ökologischer Herausforderungen kann man drei Arten von Strategien unterscheiden: Nachhaltigkeitsstrategien, Umweltstrategien und Sektorstrategien mit Umweltrelevanz (JACOB et al. 2008):

- Nachhaltigkeitsstrategien sollen Entwicklungsprozesse auf langfristige ökologische, soziale und ökonomische Ziele ausrichten und haben damit einen umfassenden, sektorübergreifenden thematischen Anspruch. Nach dem Steuerungskonzept der Agenda 21 sind Nachhaltigkeitsstrategien als partizipative, lernorientierte und kapazitätsbildende Prozesse angelegt, die Situationsanalysen mit Umsetzungsstrategien und Mechanismen der Ergebniskontrolle verbinden (MEADOWCROFT 2007).
- Unter Umweltstrategien sind Prozesse oder Programme zu verstehen, die von Umweltverwaltungen federführend erarbeitet werden, um auf das Erreichen von Zielen – in erster Linie Umweltzielen – in verschiedenen Handlungsbereichen hinzuwirken. Dabei ist zu unterscheiden zwischen thematischen Umweltstrategien, die einzelne Problembereiche in den Blick nehmen (z. B. nationale Strategie zur biologischen Vielfalt) und übergreifenden Umweltstrategien (z. B. Umweltaktionsprogramme auf EU-Ebene). Umweltstrategien sollen ökologischen Handlungsbedarf thematisieren, Ziele und Maßnahmen formulieren und unterschiedliche Handlungsebenen koordinieren.
- Auch die politischen Strategien von anderen Ministerien und Verwaltungen (z. B. in den Bereichen Verkehr, Landwirtschaft, Forschung, Energie und Strukturpolitik) berücksichtigen zunehmend eine Umweltdimension. Im Vordergrund stehen bei solchen Sektorstrategien mit Umweltrelevanz in der Regel die Ziele und Interessen des federführenden Ressorts und der von ihm vertretenen Akteure (z. B. Landwirtschaft oder Industrie), obwohl im Einzelfall auch Umweltziele handlungsleitend sein können (z. B. beim Energiekonzept der Bundesregierung).

Strategien sind Teil einer Mehrebenenpolitik. So kann man oftmals thematisch überlappende und sich gegenseitig beeinflussende Strategieprozesse auf der internationalen, der europäischen, der nationalen und der Länderebene vorfinden. Beispiele hierfür sind die durch die Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung (Rio-Konferenz) von 1992 ausgelösten europäischen und nationalen Nachhaltigkeits- und Biodiversitätsstrategien. Die Rio-Konferenz kann als eine „öffentliche Verpflichtung der Regierenden weltweit zur nachhaltigen Entwicklung als Ziel internationaler und nationaler Politik“ (MEADOWCROFT 2000) verstanden werden. Auf der europäischen Ebene ist aktuell auch das 7. Umweltaktionsprogramm von Bedeutung, das einige deutliche Aussagen zur Stickstoffproblematik trifft (s. Tz. 322; 592).

591. Strategieprozesse können einen umweltpolitischen Mehrwert entfalten, wenn es durch sie gelingt, anspruchsvolle Ziele und einen überzeugenden Handlungs- und Begründungsrahmen zu formulieren und gesellschaftlich breit zu verankern. Sie sind dann ein weit hin akzeptierter Referenzrahmen für die Auseinandersetzungen und Diskussionsprozesse um Einzelmaßnahmen. Sie sind aber letztlich nur erfolgreich, wenn eine Reihe günstiger politischer und situativer Faktoren zusammenkommen und den Anforderungen an eine Strategie im Allgemeinen wie Speziellen genügt wird. Zu wichtigen Anforderungen und Bestandteilen einer Stickstoffstrategie siehe vor allem Kapitel 7.5.

592. Mit der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie und der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt liegen national zwei Strategien vor, die Bezüge zur Stickstoffbelastung der Umwelt aufweisen und Stickstoff bzw. die Minderung von Stickstoffemissionen direkt oder indirekt in ihrem Zielsystem adressieren. Beide Strategien verfolgen jedoch eigene Ziele – Umsetzung des Leitbildes einer nachhaltigen Entwicklung bzw. Schutz der Biodiversität – und legen den Fokus damit nicht auf das Stickstoffproblem. Aus beiden Strategien, den Prozessen zur Erarbeitung und Implementierung sowie der institutionellen Verankerung können Erfolgsfaktoren und Anforderungen abgeleitet werden, die bei der Erarbeitung einer Stickstoffstrategie berücksichtigt werden sollten. Im Folgenden werden daher die Nationale Nachhaltigkeitsstrategie und die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt unter verschiedenen, für die Erarbeitung und Umsetzung einer Stickstoffstrategie als relevant erachteten Aspekten beleuchtet.

Neben den beiden Strategien formuliert auch das 7. Umweltaktionsprogramm der EU das Ziel, dass „der Nährstoffkreislauf (Stickstoff und Phosphor) nachhaltiger und ressourceneffizienter gelenkt wird“ (Europäische Kommission 2014, S. 30 ff.). Es postuliert darüber hinaus: „der Nährstoffkreislauf muss Teil eines ganzheitlicheren Ansatzes werden, der bestehende Politiken der Union, die für die Regelung des Problems der Eutrophierung und der übermäßigen Nährstoffeinträge wichtig sind, integriert, an diese anknüpft und eine Situation verhindert, bei der Nährstoffemissionen über ökologische Medien verlagert werden“

(ebd., S. 29). Diese programmatischen Grundsätze des 7. UAP sind jedoch konkretisierungsbedürftig.

7.4.2 Nationale Nachhaltigkeitsstrategie

593. Die nationale Nachhaltigkeitsstrategie ist eine politische Strategie ohne verbindlichen Rechtsrahmen, die sich am Leitbild einer nachhaltigen Entwicklung orientiert und auf langfristige Veränderungen abzielt. Das auf der Rio-Konferenz verabschiedete Aktionsprogramm „Agenda 21“ fungiert als Leitfaden zur nationalen Umsetzung einer nachhaltigen Entwicklung. Dabei betont die Agenda 21 als wichtige Instrumente in der Präambel „einzelstaatliche Strategien, Pläne, Maßnahmen und Prozesse“ (UNCED 1992).

Eine wichtige Vorbereitung für die Erarbeitung der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie war der Prozess zur Erstellung des umweltpolitischen Schwerpunktprogramms „Nachhaltige Entwicklung in Deutschland“ und dessen Veröffentlichung durch das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im April 1998 (BMU 1998; JÄNICKE und JOERGENS 2000). Das im Koalitionsvertrag von CDU/CSU und SPD vom 14. Dezember 2013 angekündigte Umweltprogramm (CDU et al. 2013) könnte einen ähnlichen Beitrag zu einer integrierten Stickstoffpolitik leisten.

Konzeptionell bietet die nationale Nachhaltigkeitsstrategie einen starken Bezug zum bestehenden Stickstoffproblem, das den Erhalt der natürlichen Lebensgrundlagen auf vielfältige Weise gefährdet. Die grundlegende Managementregel der deutschen Strategie betont die Verantwortung „für die Erhaltung der natürlichen Lebensgrundlagen“ und die Notwendigkeit „Vorsorge für absehbare zukünftige Belastungen [zu] treffen.“ (Bundesregierung 2002).

Institutionelle und gesellschaftliche Verankerung

594. Die Initiative für die nationale Nachhaltigkeitsstrategie kam aus dem Umweltministerium, erarbeitet wurde die Strategie hingegen unter Federführung des Bundeskanzleramtes. Auch der weitere Strategieprozess wie Weiterentwicklung und Erfolgskontrolle liegt in der Verantwortung des Kanzleramtes. Darüber hinaus wurde mit dem Staatssekretärsausschuss „nachhaltige Entwicklung“ ein hochrangiges Steuerungsgremium unter Leitung des Chefs des Bundeskanzleramtes installiert (u. a. STIGSON et al. 2013, S. 61 und 72; KNOPF und RELOTIUS 2009; PISANO et al. 2013; NIESTROY 2005). Hierarchisch ist der Chef des Bundeskanzleramtes über den Staatssekretären der Ressorts einzuordnen, da er nach § 7 Geschäftsordnung der Bundesregierung (GOBReg) als Staatssekretär der gesamten Bundesregierung fungiert und auf Ebene eines Bundesministers angesiedelt ist (MARSCHALL 2011).

Die Ressorts sind gemäß dem Ressortprinzip (hierzu u. a. RUDZIO 2011; MARSCHALL 2011) selbst für die Umsetzung der Strategie verantwortlich. Jedoch hat das Kanzleramt aufgrund der Richtlinienkompetenz des Kanzlers bzw. der Kanzlerin nach Artikel 65 GG eine

herausgehobene Rolle, der damit auch die Nachhaltigkeitsstrategie unterliegt. Konflikte zwischen Ressorts können verhindert oder übergeordnet gelöst werden. Diese im Vergleich zu anderen Politikfeldern herausgehobene Federführung war bei der Erarbeitung und Abstimmung der Nachhaltigkeitsstrategie besonders vorteilhaft (NIESTROY 2005).

595. Durch die frühzeitige Berufung des Rates für Nachhaltige Entwicklung als unabhängiges Beratungsgremium im April 2001 und den seit 2004 vom Deutschen Bundestag in jeder Legislaturperiode eingesetzten Parlamentarischen Beirat für nachhaltige Entwicklung (Deutscher Bundestag 2004; 2006; 2009; 2014) ist die Nachhaltigkeitsstrategie in Zivilgesellschaft und Parlament verankert. Beide Gremien sind in die Weiterentwicklung der Nachhaltigkeitsstrategie eingebunden und geben Empfehlungen ab. Der Rat für Nachhaltige Entwicklung fungiert als Bindeglied zwischen Politik und gesellschaftlichen Akteuren, der Parlamentarische Beirat vermittelt Aspekte nachhaltiger Entwicklung durch seine Arbeit in die Fachausschüsse des Deutschen Bundestages. Die institutionelle Verankerung sorgt für Kontinuität über Legislaturperioden hinaus und kann einen zusätzlichen Begründungsrahmen für weitreichende fachpolitische Initiativen liefern.

Zielsetzung, Erfolgskontrolle und Weiterentwicklung der Strategie

596. Die nationale Nachhaltigkeitsstrategie integriert die Dimensionen Ökologie, Ökonomie und Soziales, die den Kern der Agenda 21 bilden, durch die vier strategieprägenden Leitlinien Generationengerechtigkeit, Lebensqualität, sozialer Zusammenhalt und internationale Verantwortung. Den Leitlinien sind 21 Schlüsselindikatoren zugeordnet, die den Erreichungsgrad der, meist quantifizierten und mit einem Endzeitpunkt versehenen, Ziele der Nachhaltigkeitsstrategie messen. Die Entwicklung wird derzeit durch 38 detaillierte Indikatoren dargestellt.

Das Monitoring erfolgt alle vier Jahre durch Vorlage eines Fortschrittsberichts, der auch die Weiterentwicklung der Strategie beinhaltet (Bundesregierung 2004; 2008; 2012). Über die Entwicklung der Indikatoren gibt alle zwei Jahre ein Indikatorenbericht Auskunft. Dieser ist auch Teil der Fortschrittsberichte und wird vom Statistischen Bundesamt erstellt und veröffentlicht (Statistisches Bundesamt 2007; 2008; 2010; 2014). Über die durch die Bundesregierung vorgenommene Berichterstattung hinaus bewerteten 2009 und 2013 internationale Experten im Rahmen eines Peer Reviews die Umsetzung und Weiterentwicklung der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie und gaben Empfehlungen für die zukünftige Arbeit ab (STIGSON et al. 2009; 2013).

Zur Weiterentwicklung zählen auch methodische Anpassungen des Monitorings sowie der Indikatorendarstellung und eine Aktualisierung oder Modifikation der Ziele. Bei der künftigen Weiterentwicklung könnten die Arbeiten der Vereinten Nationen zu Nachhaltigkeitszielen und Indikatoren zur Entwicklung einer Post-2015-Agenda eine Rolle spielen, da die Bundesregierung sich in diesem Prozess engagiert und insgesamt eine stärkere Verknüpfung der

internationalen, europäischen und nationalen Ebene im Rahmen der Fortschrittsberichte begonnen hat (Bundesregierung 2012).

Integration von Nachhaltigkeit

in den Prozess politischer Entscheidungsfindung

597. Seit Mitte 2009 ist gemäß § 44 Absatz 1 Satz 4 der GGO für Gesetze und Rechtsverordnungen „darzustellen, ob die Wirkungen [...] einer nachhaltigen Entwicklung entsprechen“. Dies beinhaltet explizit auch langfristige Wirkungen. Die nachhaltigkeitsbezogene Gesetzesfolgenabschätzung verknüpft die „Strategie unmittelbar mit der Rechtssetzung“ (Bundesregierung 2012).

Aus der Prüfung lässt sich jedoch kaum eine Verbindlichkeit der Nachhaltigkeitsstrategie für politische Entscheidungen ableiten, da das Prüfergebnis nicht zu Veränderungen der geprüften Gesetze und Rechtsverordnungen verpflichtet. Eine umfängliche Abwägung möglicher Verlagerungseffekte und Wechselwirkungen erfolgt bei der Nachhaltigkeitsprüfung in der Regel nicht, auch wenn sie dazu beitragen kann, „dem Querschnittsziel Nachhaltigkeit frühzeitig im politischen Prozess Gewicht zu verschaffen“ (TIESEN et al. 2011). Der Parlamentarische Beirat für nachhaltige Entwicklung stellt fest, „dass die Nachhaltigkeitsprüfungen häufig eher oberflächlich erfolgen oder zumindest nicht vertieft genug dargestellt worden sind“ und schlägt vor, „detailliertere Aussagen mit konkreten Bezugspunkten zur Nachhaltigkeitsstrategie aufzunehmen“. Eine „Quantifizierung der möglichen Auswirkungen“ hält er jedoch nicht für erforderlich (Deutscher Bundestag 2011). Im Peer Review 2013 wird eine Schärfung des Instruments Nachhaltigkeitsprüfung empfohlen (STIGSON et al. 2013, S. 72). Die Intensität der Gesetzesfolgenabschätzung in Deutschland liegt damit deutlich unterhalb des auf europäischer Ebene etablierten Impact Assessment, das beispielsweise ein mehrstufiges Verfahren vorsieht und eine Überprüfung der Kohärenz mit bestehenden Politiken und Strategien der EU (Europäische Kommission 2009). Zu berücksichtigen ist, dass dem europäischen Impact Assessment weniger Regelungen unterliegen als der deutschen Nachhaltigkeitsprüfung und dass das Impact Assessment weit ressourcen- und zeitintensiver ist.

Inhaltliche Bezüge zu Stickstoff

598. 5 der 21 Schlüsselindikatoren (Klimaschutz, Landwirtschaft, Luftqualität, Artenvielfalt, Mobilität) bzw. 9 der insgesamt berichteten 38 Indikatoren, über die die Entwicklung der Ziele der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie abgebildet wird, weisen direkt oder indirekt Bezüge zu Stickstoff auf (s. Tab. 7-1).

Tabelle 7-1

Stickstoffbezug von Zielen, Indikatoren und Trendentwicklungen der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie

Direkter Bezug
<p>Klimaschutz: Treibhausgasemissionen</p> <p>Zu den dargestellten Treibhausgasen zählt gemäß Kyotoprotokoll auch Lachgas (N₂O), dessen Auswirkungen in Kapitel 3.5 dargestellt wurden.</p> <ul style="list-style-type: none"> – Ziel ist es, die Treibhausgasemissionen bis 2020 um 40 % gegenüber 1990 und bis 2050 um 80 bis 95 % zu verringern. – Im Mittel der Jahre 2008 bis 2012 war eine Verminderung von 23,6 % zu verzeichnen, wobei die Emissionen 2012 gegenüber 2011 entgegen dem Trend zugenommen haben; Lachgas trug zu 6 % zu den Emissionen bei, eine Einzelausweisung des Trends für Lachgas erfolgt im Rahmen der Nachhaltigkeitsstrategie nicht.
<p>Landbewirtschaftung: Stickstoffüberschuss</p> <p>Der größte Verursacher des bestehenden Stickstoffproblems ist, wie in Kapitel 4 deutlich wurde, die Landwirtschaft.</p> <ul style="list-style-type: none"> – Ziel war es, den insgesamt für Deutschland bilanzierten Stickstoffüberschuss je ha landwirtschaftlich genutzter Fläche bis 2010 auf 80 kg zu verringern, Grundlage der Berechnungen ist die Hoftor-Bilanz; ein zeitlich weitergehendes Ziel wurde bislang nicht vereinbart. – Für das Jahr 2012 wird ein Stickstoffüberschuss von 98 kg/ha ausgewiesen und auch im Zieljahr 2010 lag der Überschuss mit 96 kg/ha deutlich oberhalb des Zielwertes, in den letzten Jahren ist kein signifikanter Trend erkennbar.
<p>Luftqualität: Schadstoffbelastung der Luft</p> <p>Zu den zur Messung der Luftqualität dargestellten Luftschadstoffen zählen Ammoniak (NH₃) und Stickstoffoxide (NO_x), die Auswirkungen von Stickstoff auf die Luftqualität auf menschliche Gesundheit und Umwelt wurden in Kapitel 3 dargelegt.</p> <ul style="list-style-type: none"> – Ziel war es, die Schadstoffbelastung der Luft bis 2010 um 70 % gegenüber 1990 zu vermindern, ein zeitlich weitergehendes Ziel wurde bislang nicht vereinbart. – Für 2012 wird eine Verringerung der Belastung um fast 60 % ausgewiesen, das für 2010 gesetzte Ziel konnte nicht erreicht werden, wobei für die Zielverfehlung insbesondere die deutlich zu niedrigen Minderungen von Ammoniak und eine zwar kontinuierliche aber zu geringe Verringerung von Stickstoffoxiden benannt werden.
Indirekter Bezug
<p>Artenvielfalt: Artenvielfalt und Landschaftsqualität</p> <p>In Kapitel 3.4 wurde dargestellt, dass Stickstoffeinträge zu den wichtigsten Ursachen für die Gefährdung der biologischen Diversität gehören.</p> <ul style="list-style-type: none"> – Der Indikator ist ein Index der bundesweiten Bestandsgrößen von 51 repräsentativen Vogelarten in sechs Hauptlebensraum- und Landschaftstypen, der Informationen über Artenvielfalt, Landschaftsqualität und Nachhaltigkeit der Landnutzungen liefert. – Ziel ist bis 2015 ein Zielwert von 100 % sowohl des Gesamtindikators als auch der sechs Teilindikatoren zu erreichen und somit in etwa den Stand von 1975. – 2011 lag der Wert bei 63 %, wobei darauf hingewiesen wird, dass insbesondere die Diversität im Agrarland vor allem in den letzten zehn Jahren eine negative Entwicklung aufweist (2011: 56 %).
<p>Mobilität: Transportintensität</p> <p>Die Bedeutung von Mobilität bzw. Verkehr für Stickstoffbelastungen wurde in Kapitel 4.2 erläutert, mithin korreliert eine Abnahme von Verkehr mit einer Verringerung der Stickstoffbelastungen.</p> <ul style="list-style-type: none"> – Die Mobilitätsentwicklung wird durch vier spezifische Indikatoren dargestellt, für Stickstoff sind vor allem die auf die Entwicklung des Bruttoinlandsproduktes bezogenen Indikatoren Güter- und Personentransportintensität von Bedeutung. – Ziel ist es, die Gütertransportintensität bis 2020 gegenüber dem Ausgangsjahr 1990 um 5 %, die Personenverkehrsintensität um 20 %, zu senken.

- 2012 lag die Transportintensität des Güterverkehrs um 8 % höher als 1999, die des Personenverkehrs um 9 % unterhalb des Ausgangswertes, beide Indikatoren weisen damit einen deutlichen Abstand zum Ziel aus, der Güterverkehr entwickelt sich sogar deutlich negativ.

Landbewirtschaftung: Ökologischer Landbau

Im Vergleich zur konventionellen Agrarwirtschaft führt der ökologische Landbau häufig zu geringeren Stickstoffüberschüssen pro Fläche, da er grundsätzlich darauf ausgerichtet ist, Kreisläufe zu schließen; bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie wird, wie in Abschnitt 6.3.1.2.4 dargestellt, häufig auf den ökologischen Landbau als Maßnahme zur Minderung der Stickstoffbelastung zurückgegriffen.

- Ziel ist es, den Anteil der Anbaufläche für ökologischen Landbau auf 20 % auszudehnen, als Zieljahr wurde ursprünglich 2020 festgelegt, seit 2008 fehlt ein Zieljahr.
- Im Jahr 2012 wurden nach Daten des Statistischen Bundesamtes 5,8 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche vom ökologischen Landbau bewirtschaftet (aufgrund einer anderen Erhebungsmethodik weist die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung 6,2 % aus), wobei insgesamt nur ein wenig ansteigender Trend und seit 2010 nahezu eine Stagnation gemessen wird.

SRU/SG 2015/Tab. 7-1;

Datenquelle: Statistisches Bundesamt 2007; 2008; 2013; 2014; Bundesregierung 2002

Die Bedeutung des Stickstoffproblems bilden insbesondere die Indikatoren „Stickstoffüberschuss“ und „Schadstoffbelastung der Luft“ ab, deren Zieljahr 2010 bereits in der Vergangenheit liegt und bei denen das gesetzte Ziel deutlich verfehlt wurde. Zudem wurde für beide Indikatoren bisher kein neues Ziel festgelegt. Darüber hinaus stehen sie in Bezug zu europäischen Richtlinien, wie der Nitrat-Richtlinie, der FFH-Richtlinie und der NEC-Richtlinie. Wie in den Kapiteln 3, 4 und 6 dargelegt, stellt vor allem der Stickstoffüberschuss der landwirtschaftlich genutzten Fläche für die Biodiversität aber auch die gesetzten Ziele im Bereich Wasser und Luft ein schwerwiegendes Problem dar.

7.4.3 Strategien zum Schutz der Biodiversität

Strategien auf verschiedenen Ebenen

599. Strategien zum Schutz der biologischen Diversität existieren auf verschiedenen Ebenen – international, europäisch, national und auf Länderebene (Abb. 7-1). Die Strategien stehen in Beziehung zueinander, jedoch gibt es keine vertikale Verpflichtung zur Umsetzung der Strategie der jeweils darüber liegenden Ebene.

Abbildung 7-1

Strategien zum Schutz der Biodiversität



SRU/SG 2015/Abb. 7-1

Die Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung (Rio-Konferenz) im Juni 1992 war auch für den Schutz der Biodiversität von großer Bedeutung. Hier wurde das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity – CBD) unterzeichnet. Im Gegensatz zur Agenda 21 ist es jedoch ein völkerrechtlicher Vertrag zwischen souveränen Staaten. Inzwischen ist das Übereinkommen von 194 Vertragsparteien unterzeichnet und auch ratifiziert worden (Stand: Juni 2014). Mit den drei Zielen des

Übereinkommens wird versucht, ökologische, ökonomische und soziale Aspekte beim Umgang mit biologischer Diversität in Einklang zu bringen. Damit geht die CBD weit über die „klassischen“ Schutzansätze hinaus und ist somit in Anspruch und Umfang das weltweit umfassendste Übereinkommen im Bereich des Naturschutzes und der Entwicklungspolitik (BfN 2012, zu Indikatoren vgl. Tz. 601).

Im Jahr 2010 wurde der Strategische Plan 2011 bis 2020 für die Erhaltung der Biodiversität der CBD überarbeitet und beschlossen. Er fordert dringend, wirksame Maßnahmen zur Eindämmung des Verlusts biologischer Diversität zu ergreifen und die wesentlichen Ökosystemleistungen zu sichern. Der Plan enthält fünf allgemeine strategische Ziele (Strategic Goals), die mit zwanzig konkreten Kernzielen (Aichi Biodiversity Targets) unterlegt sind (SCBD 2010). Das Kernziel 8 adressiert die Stickstoffproblematik: „Bis 2020 ist die Verschmutzung der Umwelt, unter anderem auch durch überschüssige Nährstoffe, wieder auf ein für die ökosystemare Funktion und die biologische Vielfalt unschädliches Niveau gebracht worden“ (Übersetzung des BfN 2010).

Auch die EU hat die CBD ratifiziert (Rat der Europäischen Gemeinschaften 1993). Unter dem Titel „Lebensversicherung und Naturkapital: Eine Biodiversitätsstrategie der EU für das Jahr 2020“ hat die Europäische Kommission (2011) eine Überarbeitung ihrer 1998 entwickelten Biodiversitätsstrategie vorgelegt. Mit der Strategie kommt die EU ihren internationalen Verpflichtungen aus dem Übereinkommen über die biologische Vielfalt nach. Sie strebt an, bis zum Jahr 2020 den Verlust an biologischer Diversität und die Verschlechterung der Ökosystemdienstleistungen aufzuhalten. Bemerkenswert ist allerdings, dass das Kernziel 8 des Strategischen Plans der CBD, das für die Stickstoffproblematik wichtig ist, sich in der europäischen Biodiversitätsstrategie nicht in vollem Umfang wiederfindet. Die europäische Biodiversitätsstrategie setzt auf eine vollständige Umsetzung der Vogelschutz- und der FFH-Richtlinie, die nach Auffassung der Kommission zur Vermeidung des weiteren Verlustes und zur Wiederherstellung der biologischen Vielfalt in Europa unerlässlich ist (Europäische Kommission 2011). Die europäische Biodiversitätsstrategie als solche ist rechtlich nicht verbindlich, jedoch geben wesentliche Inhalte bereits bestehende rechtliche Verpflichtungen wieder. Die Anforderungen der europäischen Biodiversitätsstrategie werden somit indirekt von den Mitgliedstaaten umgesetzt. Wenngleich sich eine Verpflichtung nicht direkt aus dem EU-Recht ergibt, so schreibt doch Artikel 6 CBD vor, dass die Vertragsstaaten nationale Umsetzungsstrategien zur Erreichung der Ziele der CBD entwickeln.

Institutionelle und gesellschaftliche Verankerung

600. Die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt von 2007 (NBS; nachfolgend: Nationale Biodiversitätsstrategie) ist eine Umweltstrategie der Bundesregierung, die unter Federführung des Umweltministeriums entwickelt wurde. Das Umweltministerium ist für die Umsetzung und die Berichterstattung zur Erfolgskontrolle federführend. Die Steuerung des Umsetzungsprozesses erfolgt durch einen im Umweltministerium angesiedelten Lenkungs-

ausschuss sowie eine Interministerielle Arbeitsgruppe, an der elf Bundesministerien unter Leitung des BMUB teilnehmen. Die Ressorts sind, wie auch bei der Nachhaltigkeitsstrategie, im Rahmen ihrer Aufgabenbereiche und Themenfelder gemäß dem Ressortprinzip selbst für die Umsetzung der Strategie verantwortlich. Darüber hinaus sind Länder und Kommunen in den Gesamtprozess eingebunden.

Ein besonderer Schwerpunkt der Operationalisierung liegt in der Vernetzung der Akteure. Diese findet jährlich durch ein Nationales Forum statt, das einen aktuellen Schwerpunkt der Strategie ins Zentrum stellt. 2008 wurden Regionalforen durchgeführt, die in erster Linie der Bekanntmachung der Strategie dienen, jedoch auch Anregungen für den weiteren Prozess aufnehmen. Darüber hinaus werden Länderforen durchgeführt sowie Dialogforen für vier unterschiedliche Akteurskreise (Naturschutz, Nachhaltige Naturnutzung, Wissenschaft und Forschung sowie Gesellschaftliches Bewusstsein). Sie sind darauf ausgerichtet, mit den Akteuren Wege zur Erreichung ausgewählter Ziele der Strategie zu entwickeln. Darüber hinaus erfolgt auf Länderforen seit 2010 ein regelmäßiger Austausch zwischen Bund und Ländern.

Zielsetzung und Erfolgskontrolle

601. Die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt unterscheidet grundsätzlich zwischen Zielvorgaben (Qualitäts- und Handlungszielen) und konkreten, akteursbezogenen Maßnahmen. Insgesamt enthält sie etwa 330 Ziele und 430 Maßnahmen. Sie verpflichtet die gesamte Bundesregierung und ist mit ihren Zielsetzungen, die teilweise einen Zeithorizont bis 2050 abdecken, über mehrere Legislaturperioden ausgelegt. Ihr Erfolg wird anhand eines Indikatorensets sowie durch Rechenschaftsberichte regelmäßig überprüft (BMU 2013, S. 135). Das BfN stellt heraus, dass bei der deutschen Strategie die Vernetzung und Einbettung in bestehende nationale und internationale Vereinbarungen, wie die nationale Nachhaltigkeitsstrategie, die Biodiversitätsstrategie der EU und die Beschlüsse der CBD, herausragend ist (BfN 2012).

Zu den Qualitätszielen erfolgt keine eigenständige regelmäßige Berichterstattung. Eine zusammenfassende Erfolgskontrolle der Strategie wird durch den Indikatorenbericht realisiert. Dieser enthält derzeit ein Set von 19 Indikatoren (BMU 2010), die auch die Einflussgrößen für das Erreichen der Ziele darstellen und den Zielkanon der Biodiversitätsstrategie mit drei bestehenden Indikatorensystem (dem der Nachhaltigkeitsstrategie, dem Kernindikatorensystem Umwelt (KIS) des Umweltbundesamtes, der Länderinitiative Kernindikatoren (LIKI)) verknüpfen.

Inhaltliche Bezüge zu Einträgen reaktiver Stickstoffverbindungen

602. Die Nationale Biodiversitätsstrategie weist darauf hin, dass neben anderen Faktoren auch reaktive Stickstoffbelastungen insbesondere aus der Landwirtschaft die biologische Diversität in ihrer Qualität verändern. Viele Tier- und Pflanzenarten in Deutschland sind

durch den Eintrag ferntransportierter Luftschadstoffe, insbesondere Stickstoffoxide und Ammoniak, gefährdet.

603. Drei der vier Qualitätsziele, die die Biodiversitätsstrategie im Abschnitt „Umwelteinflüsse auf die Biologische Vielfalt“ unter B 3.1 „Flächendeckende diffuse Stoffeinträge“ aufstellt, haben einen Bezug zu Stickstoff (BMU 2007, S. 54–55):

- Bis zum Jahre 2020 werden die Belastungswerte (Critical Loads und Levels) für Versauerung, Schwermetall- und Nährstoffeinträge (Eutrophierung) und für Ozon eingehalten, so dass auch empfindliche Ökosysteme nachhaltig geschützt sind.
- Bis 2015 weisen die Flüsse, Seen, Übergangs- und Küstengewässer einen guten chemischen und guten ökologischen Zustand auf. Heute bereits sehr gute Zustände von Gewässern verschlechtern sich nicht.
- Ab 2020 werden die bewirtschaftungsbedingten Schadstoffeinträge in land- und forstwirtschaftlich genutzten Böden, zum Beispiel durch weitere Verschärfung der Grenzwerte des Düngemittelrechts, zurückgeführt.

Das Ziel, die Critical Loads für Eutrophierung überall einzuhalten, ist nicht nur sehr anspruchsvoll (vgl. Tz. 322) sondern auch bisher nicht durch ein umweltpolitisches Maßnahmenprogramm zielführend unterlegt. Um dieses Ziel erreichen zu können, wäre folglich ein ambitioniertes Handlungsprogramm zu entwickeln. Zur Umsetzung schlägt die nationale Biodiversitätsstrategie lediglich solche Maßnahmen vor, die entweder bereits bestehende Verpflichtungen (z. B. Umsetzung der NEC-Richtlinie in nationales Recht) wiedergeben oder so vage gehalten sind, dass sie nicht operationalisiert werden können (z. B. „Minimierung der Einträge von Stoffen und der Schadstoffanreicherungen durch Novellierung der einschlägigen Gesetze und Verordnungen“) (BMU 2007, S. 80). Auch ambitionierten Ideen wie die „schutzgut- und vorsorgeorientierte Harmonisierung von Rechtsvorschriften auf EU-Ebene“ (ebenda) fehlt die Konkretisierung. Damit bleibt die Umsetzung der Biodiversitätsstrategie hinter den gesetzten Ambitionen zurück.

604. Neun der im Indikatorenbericht in ihrer Entwicklung dargestellten Indikatoren weisen direkt oder indirekt Bezüge zur Problematik der Einträge reaktiver Stickstoffverbindungen auf (s. Tab. 7-2).

Tabelle 7-2

Indikatoren und deren Zielwerte der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt mit Bezug zur Stickstoffproblematik

Direkter Bezug
<p>Stickstoffüberschuss der Landwirtschaft</p> <p>Der größte Verursacher des bestehenden Stickstoffproblems ist, wie in Kapitel 4 deutlich wurde, die Landwirtschaft.</p> <ul style="list-style-type: none"> – Gemessene oder beobachtete Größe: Differenz zwischen Stickstoffflüssen in die Landwirtschaft und Stickstoffflüssen aus der Landwirtschaft (Gesamtbilanz) – Ziel: 80 kg/ha*a im Jahr 2010 – Kernaussage: Von 1991 bis 2009 ist der Stickstoffüberschuss von 131 kg/ha und Jahr auf 95 kg/ha und Jahr gesunken (gleitendes Dreijahresmittel). Der aktuelle Wert liegt in der Nähe des Zielbereiches von 80 kg/ha und Jahr.
<p>Eutrophierende Stickstoffeinträge</p> <p>Zu den zur Messung der Luftqualität dargestellten Luftschadstoffen zählen Ammoniak (NH₃) und Stickstoffoxide (NO_x), die Auswirkungen von Stickstoff auf Luftqualität, auf menschliche Gesundheit und Umwelt wurden in Kapitel 3 dargelegt.</p> <ul style="list-style-type: none"> – Gemessene oder beobachtete Größe: Flächenanteil ohne Überschreitungen ökosystemspezifischer Belastungsgrenzen für eutrophierende Stickstoffeinträge (Critical Loads of Nutrient Nitrogen) – Ziel: 100 % im Jahr 2020 – Kernaussage: Im Jahr 2007 wurden nur auf 22 % der bewerteten Flächen empfindlicher Ökosysteme die Belastungsgrenzen nicht überschritten. Um die Belastungsgrenzen bis zum Jahr 2020 flächendeckend einzuhalten, sind künftig große Anstrengungen erforderlich, insbesondere eine deutliche und dauerhafte Reduktion der Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft.
Indirekter Bezug
<p>Klimawandel und Frühlingsbeginn</p> <p>Zu den dargestellten Treibhausgasen zählt gemäß Kyotoprotokoll auch Lachgas (N₂O), dessen Auswirkungen in Abschnitt 3.5 dargestellt wurden.</p> <ul style="list-style-type: none"> – Gemessene oder beobachtete Größe: Verschiebung des Beginns der Apfelblüte infolge des Klimawandels (deutschlandweiter Mittelwert des Termins für den Beginn der Apfelblüte) – Ziel: Keine weitere Verfrühung des Beginns des phänologischen Vollfrühlings – Kernaussage: Seit dem Ende der 1980er Jahre zeigt sich eine deutliche Verfrühung des Beginns des phänologischen Vollfrühlings. Dieser Termin fiel im Jahr 2011 auf den 27. April und lag damit im Trend einer fortschreitenden Verfrühung über den Bilanzierungszeitraum von 1951 bis 2011.
<p>Artenvielfalt und Landschaftsqualität</p> <p>In Abschnitt 3.4 wurde dargestellt, dass Stickstoffeinträge zu den wichtigsten Ursachen für die Gefährdung der biologischen Diversität gehören.</p> <ul style="list-style-type: none"> – Gemessene oder beobachtete Größe: Index (Maßzahl in %) über die bundesweiten Bestandsgrößen von 59 repräsentativen Vogelarten in sechs Hauptlebensraum- und Landschaftstypen – Ziel: 100 % im Jahr 2015 – Kernaussage: Die Indikatorwerte liegen nach wie vor weit vom Zielwert entfernt. Bei gleich bleibender Entwicklung kann das Ziel von 100 % im Jahr 2015 nicht ohne erhebliche zusätzliche Anstrengungen von Bund, Ländern und auf kommunaler Ebene in möglichst allen betroffenen Politikfeldern erreicht werden.
<p>Gefährdete Arten</p> <p>In Abschnitt 3.4 wurde dargestellt, dass Stickstoffeinträge zu den wichtigsten Ursachen für die Gefährdung der biologischen Diversität gehören.</p> <ul style="list-style-type: none"> – Gemessene oder beobachtete Größe: Index (Maßzahl in %) über die Einstufung von Arten aus-

<p>gewählter Artengruppen in die Rote-Liste-Kategorien bundesweiter Roter Listen</p> <ul style="list-style-type: none"> – Ziel: 17 % im Jahr 2020 – Kernaussage: Für das Jahr 2009 beträgt der vorläufig nur für drei Gruppen berechnete Indikatorwert 28 %. Um den Zielwert von 17 % bis 2020 zu erreichen, sind große Anstrengungen im Artenschutz notwendig.
<p>Erhaltungszustand der FFH-Lebensräume und FFH-Arten</p> <p>In Abschnitt 3.4 wurde dargestellt, dass Stickstoffeinträge zu den wichtigsten Ursachen für die Gefährdung der biologischen Diversität gehören.</p> <ul style="list-style-type: none"> – Gemessene oder beobachtete Größe: Index (Maßzahl in %) über die Bewertungen des Erhaltungszustands der Lebensraumtypen des Anhangs I und der Arten der Anhänge II, IV und V der FFH-Richtlinie in den biogeographischen Regionen in Deutschland – Ziel: 80 % im Jahr 2020 – Kernaussage: Für die letzte Berichtsperiode (2001-2006) beträgt der Indikatorwert 48 %. Er liegt noch weit vom Zielwert entfernt. Bei einem Großteil der Schutzgüter sind daher erhebliche Anstrengungen erforderlich, um deren Erhaltungszustand zu verbessern.
<p>Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert</p> <p>In Abschnitt 3.4 wurde dargestellt, dass Stickstoffeinträge zu den wichtigsten Ursachen für die Gefährdung der biologischen Diversität gehören.</p> <ul style="list-style-type: none"> – Gemessene oder beobachtete Anteil der Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert (HNV Farmland, High Nature Value Farmland) an der gesamten Landwirtschaftsfläche – Ziel: 19 % im Jahr 2015 – Kernaussage: Im Jahr 2009 betrug der Anteil der Landwirtschaftsflächen mit äußerst hohem Naturwert 2,2 %, mit sehr hohem Naturwert 4,5 % und mit mäßig hohem Naturwert 6,3 % (HNV-Farmland-Flächen mit einem Gesamtanteil von 13,0 %). Um das Ziel bis zum Jahr 2015 zu erreichen, müssen gezielt Maßnahmen zur Förderung der biologischen Vielfalt in der Agrarlandschaft ergriffen werden.
<p>Ökologischer Gewässerzustand</p> <p>In Abschnitt 3.4.2 wurde dargestellt, dass Stickstoffeinträge zu den wichtigsten Ursachen für das Nichterreichen des guten chemischen und ökologischen Zustandes von Gewässern gehören.</p> <ul style="list-style-type: none"> – Gemessene oder beobachtete Größe: Anteil der Wasserkörper der Flüsse, Bäche, Seen, Übergangs- und Küstengewässer, die sich in einem guten oder sehr guten ökologischen Zustand befinden, an der Gesamtanzahl aller bewerteten Wasserkörper – Ziel: 100 % im Jahr 2015 – Kernaussage: Nur 10 % der Wasserkörper befanden sich im Jahr 2009 in einem guten oder sehr guten ökologischen Zustand. Die häufigsten Ursachen für Beeinträchtigungen sind Veränderungen der Gewässerstruktur und hohe Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft.
<p>Ökologischer Landbau</p> <p>Im Vergleich zur konventionellen Agrarwirtschaft führt der ökologische Landbau häufig zu geringeren Stickstoffüberschüssen pro Fläche, da er grundsätzlich darauf ausgerichtet ist, Kreisläufe zu schließen; bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie wird, wie in Abschnitt 6.3.1.2.4 dargestellt, häufig auf den ökologischen Landbau als Maßnahme zur Minderung der Stickstoffbelastung zurückgegriffen.</p> <ul style="list-style-type: none"> – Gemessene oder beobachtete Größe: Anteil der Flächen mit ökologischem Landbau an der landwirtschaftlich genutzten Fläche. – Ziel: 20 % ohne Zieljahr – Kernaussage: Zwar nehmen die Flächen mit ökologischem Landbau kontinuierlich zu (5,9 % Flächenanteil im Jahr 2010). Das 20 %-Ziel ist jedoch bei weitem noch nicht erreicht. Es ist beabsichtigt, die Rahmenbedingungen für den Umstieg auf den ökologischen Landbau so zu gestalten, dass in den nächsten Jahren die Fläche des ökologischen Landbaus auf 20 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche steigen kann.
<p>SRU/SG 2015/Tab. 7-2; Datenquelle: BMU 2010; 2013</p>

Das Stickstoffproblem wird insbesondere durch die Indikatoren „Eutrophierende Stickstoffeinträge“ und „Ökologischer Gewässerzustand“ verdeutlicht, deren Zielerreichung unterhalb von 50 % liegt, mithin das gesetzte Ziel deutlich verfehlt wurde. Im selben Bereich der Zielerreichung liegt der Indikator „Ökologischer Landbau“. Zwischen 50 und 80 % Zielerreichung liegen die vier Indikatoren „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ (statistisch signifikant), „Gefährdete Arten“, „Erhaltungszustand der FFH-Lebensräume und FFH-Arten“ und „Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert“. Lediglich der Indikator „Stickstoffüberschuss der Landwirtschaft“ hat sich statistisch signifikant verbessert (BMU 2013). Unabhängig vom Grad der Zielerreichung ist der Zielwert dieses Indikators zu wenig ambitioniert, da wie in den Kapiteln 3, 4 und 6 dargelegt, der Stickstoffüberschuss aus der Landwirtschaft für die Biodiversität aber auch für die gesetzten Qualitätsziele im Bereich Wasser ein schwerwiegendes Hindernis darstellt. Zudem ist das Ziel aufgrund mangelnder räumlicher Differenzierung nicht ausreichend.

7.4.4 Zusammenfassende Bewertung der Nachhaltigkeitsstrategie und der Biodiversitätsstrategie

605. Wie dargestellt, enthalten sowohl die Nachhaltigkeitsstrategie als auch die Biodiversitätsstrategie wichtige Bezüge zum Thema Stickstoff. Die Nachhaltigkeitsstrategie stellt jedoch ein umfassenderes politisches Zielsystem (Nachhaltigkeit) ins Zentrum, die Biodiversitätsstrategie konkretisiert einen Teilbereich nachhaltiger Entwicklung und besitzt einen klaren Schutzgutbezug (Biodiversität). Beide Strategien erfassen die Relevanz der Stickstoffbelastungen als Teil eines Gesamtbildes. Die Ziele sind aber nicht durch ein zielführendes Handlungsprogramm unterlegt. Dies gilt insbesondere für die Biodiversitätsstrategie, die nicht über einen vereinbarten Modus der Weiterentwicklung verfügt, wie es bei der Nachhaltigkeitsstrategie der Fall ist.

Aufgrund der ausgewählten Ziele und Indikatoren mit direktem oder indirektem Stickstoffbezug sind der Schutz von Mensch und Umwelt im Allgemeinen sowie der Biodiversität im Besonderen jedoch unzureichend berücksichtigt. Darüber hinaus sind die gesetzten Ziele aus Sicht des notwendigen Schutzniveaus nicht ambitioniert genug und in zwei Fällen (Stickstoffüberschüsse aus der Landwirtschaft in beiden Strategien und Luftqualität in der Nachhaltigkeitsstrategie) ist der zur Zielerreichung festgelegte Zeitraum bereits verstrichen. Auf diese Defizite hat der SRU bereits in einem Kommentar zum Fortschrittsbericht 2012 zur Nachhaltigkeitsstrategie hingewiesen (SRU 2011).

606. Vor allem die Entstehungsgeschichte der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie und die Bewertung ihrer Elemente ist in der Literatur umfänglich beschrieben, nach unterschiedlichen Aspekten untersucht und mit Nachhaltigkeitsstrategien anderer Staaten verglichen worden (u. a. PISANO et al. 2013; JACOB et al. 2013; BORBONUS et al. 2013; BORNEMANN 2014; QUITZOW 2010; KNOPF und RELOTIUS 2009; NIESTROY 2005; TILS 2005). Als Erfolgsfaktoren hervorgehoben werden hier insbesondere die hochrangige Ansiedlung im Bundes-

kanzleramt, die starke institutionelle Verankerung innerhalb der Bundesregierung und den Ressorts sowie Parlament und Zivilgesellschaft. Zudem werden die weitestgehende Quantifizierung und Terminierung der Ziele sowie die Erfolgsmessung durch Indikatoren und regelmäßige Berichterstattung positiv bewertet, da sie der Strategie eine gewisse, wenn auch nicht einklagbare Verbindlichkeit verleihen und deren langfristigen Charakter festigen. Auch die nachhaltigkeitsbezogene Gesetzesfolgenabschätzung weist in die richtige Richtung, um zu einer konsistenteren Politik zu gelangen.

Für die Strategie zur biologischen Vielfalt liegen solche politikwissenschaftlichen Publikationen nicht vor. Besondere Beachtung bei der Erarbeitung einer Stickstoffstrategie sollten nach Einschätzung des SRU jedoch die Verbindung der Biodiversitätsstrategie zu anderen, zum Zeitpunkt der Erarbeitung und Verabschiedung bereits bestehenden Strategien im Allgemeinen und die enge Verknüpfung von Zielen und Indikatoren im Besonderen finden. Darüber hinaus sind die umfassenden, auf unterschiedlichen Ebenen auf verschiedene Akteure ausgerichtete Dialogprozesse zur Vermittlung und Umsetzung der Strategie auf Vor- und Nachteile hin zu analysieren und gegebenenfalls nachzuahmen.

Beiden Strategien gemeinsam ist jedoch, wie Befragungen von Mitarbeitern der Bundesregierung bis hin zu Staatssekretären sowie Bundestagsabgeordneten und Fraktionsmitarbeitern durch die Universität Lüneburg ergaben, dass ihre Bedeutung in den alltäglichen Politikentscheidungen nur eine nachgelagerte Rolle (Nachhaltigkeitsprüfung) spielt oder gar keine Relevanz besitzt (Biodiversitätsstrategie) (LAWS 2014; HEINRICHS und LAWS 2012). Darüber hinaus wird in den Studien konstatiert, dass es für eine stärkere Wahrnehmung beider Strategien einer verstärkten Koordination der Ministerien auf allen hierarchischen Ebenen sowie eines echten hochrangigen Ownerships bedarf. Zudem wird empfohlen, die Folgen politischen Handelns für die in den Strategien festgeschriebenen Zielsysteme stärker als bislang zu berücksichtigen. Dieser Einschätzung schließt sich der SRU an. Es ist bislang nicht gelungen, die Strategien und die in ihnen verankerten Ziele im politischen Entscheidungsfindungsprozess hinreichend zu etablieren. Dies trifft mithin auch auf das Problem zu hoher Stickstoffemissionen und deren Folgen zu.

7.4.5 Mehrwert einer Stickstoffstrategie

607. Der SRU schlägt vor, dem Stickstoffthema eine eigenständige Strategie zu widmen, da das Problem im Rahmen der bestehenden Strategien nicht hinreichend adressiert und bearbeitet werden kann. Zudem können in den bestehenden Strategien keine weiter ausdifferenzierten stickstoffbezogenen Ziele und Indikatoren etabliert werden, da die Gefahr bestünde, innerhalb der Strategien ein Ungleichgewicht zu erzeugen.

608. Eine eigenständige Stickstoffstrategie kann zudem einen Beitrag zu einer verstärkten Problemwahrnehmung leisten. Dies gilt einerseits für die damit befassten Verwaltungen, aber vor allem auch für die breite Öffentlichkeit. Gerade aufgrund der Komplexität und

Dynamik, aber auch wegen der oftmals erheblichen zeitlichen und räumlichen Verzögerung der Wirkung überhöhter Stickstoffeinträge ergibt sich ein Defizit in der individuellen Wahrnehmung der negativen Folgen für Natur und Umwelt. Denn ein direkter Zusammenhang zwischen Ursache und Wirkung ist für den Einzelnen kaum erkennbar, in der Regel nicht sinnlich wahrnehmbar (vgl. KRUSE 2005, S. 111 f.) und die aktuellen Folgen bzw. potenzielle Schäden spielen im gegenwärtigen Alltag der Menschen keine gravierende Rolle.

Entsprechend sind die von verschiedenen Verursachern verschuldeten und für die Gesellschaft unerwünschten Umweltveränderungen in der Regel nur für Experten feststellbar oder erst dann sinnfällig, wenn Ökosystemleistungen bereits verloren gegangen sind, zum Beispiel bei einer massiven Algenblüte im Meer, die das Baderlebnis einschränkt. Das Erkennen von Problemen ist jedoch Grundvoraussetzung für individuelle Wertentscheidungen als Grundlage für eigenes Handeln, aber auch für Entscheidungen im Rahmen von gesellschaftlichen Abwägungsprozessen (SCHREINER 2005, S. 391; REAY et al. 2011). Darüber hinaus erhöht die Wahrnehmung unerwünschter Umweltveränderungen die öffentliche Akzeptanz politischer Entscheidungen. Ohne ein Problembewusstsein unterbleibt politisches Handeln (vgl. WEINGART et al. 2000).

609. Das Wissen vieler Menschen über Umweltveränderungen entsteht kommunikativ, indem es von der Wissenschaft generiert wird und in verschiedene kommunikative Kontexte einfließt (NEVERLA und SCHÄFER 2013). Eine soziale und kulturelle Konstruktion des Themas Stickstoff, wie es in der Regel durch Massenmedien geschieht (vgl. NEVERLA und SCHÄFER 2012), findet nicht ausreichend statt (REAY et al. 2011). Daher erfolgt die Konstruktion fast ausschließlich durch Wissenschaft und Politik. Das Umweltproblem der erhöhten Stickstoffeinträge in Ökosysteme erreicht als Thema nicht die breite Öffentlichkeit. Durch die Erarbeitung und Verabschiedung einer Stickstoffstrategie kann die Kommunikation erweitert und verbessert und damit die Problemwahrnehmung in der Bevölkerung geschärft werden (vgl. Abschn. 7.5.3).

610. Eine Stickstoffstrategie als problemorientierte Umweltstrategie erweitert und ergänzt die Perspektiven des bestehenden Strategiekansons, sodass sie direkten Mehrwert erzeugen und die Aufmerksamkeit erhöhen kann. Sie kann eine wichtige Rolle für die Umsetzung der Strategie zur biologischen Vielfalt spielen, da das Stickstoffproblem das Erreichen der Biodiversitätsziele erschwert oder verhindert. Zudem enthält die nationale Strategie zur biologischen Vielfalt zwar ein anspruchsvolles Zielsystem, das aber nach Einschätzung des SRU voraussichtlich im Rahmen der vorhandenen rechtlichen Vorgaben nicht erreicht werden kann. In Bezug auf Stickstoff sind die Ziele der Strategie zur biologischen Vielfalt nicht durch ein politisches Handlungsprogramm unterlegt. Diese Fehlstelle könnte durch eine Stickstoffstrategie gefüllt werden. Eine stärkere Integration des Stickstoffproblems in die Strategie zur biologischen Vielfalt würde den Herausforderungen voraussichtlich nicht gerecht, da die Strategie im politischen Alltagsbetrieb nicht hinreichend wahrgenommen wird, keine

umfassende institutionelle Verankerung genießt und zudem auf den Schutz der Biodiversität abzielt, nicht jedoch auf eine gesamthafte Betrachtung aller Umwelt- und Gesundheitsfolgen von Stickstoffeinträgen. Auch die Nachhaltigkeitsstrategie ist aufgrund ihrer breiten Ausrichtung aus Sicht des SRU nicht der richtige Ort, um das Thema Stickstoffbelastung und dessen Folgen hinreichend prominent zu platzieren.

Für die Nachhaltigkeitsstrategie kann die Stickstoffstrategie jedoch einen wichtigen Beitrag zur Weiterentwicklung der Ziele leisten. Gerade für die Nachhaltigkeitsstrategie stellt sich die Frage, ob nicht angesichts der umfassenden Bedeutung des Themas zusätzlich ein übergeordnetes Gesamtziel sinnvoll ist, das die Emissionen aller Sektoren und der unterschiedlichen Stickstoffverbindungen zusammenführt.

Ein solches übergeordnetes Reduktions- oder Budgetziel, wie es nach Einschätzung des SRU für die erfolgreiche Bearbeitung des Stickstoffproblems erforderlich ist, könnte im Rahmen einer Stickstoffstrategie entwickelt werden (s. Tz. 621 f.) und Eingang in die ohnehin anstehende Weiterentwicklung der Nachhaltigkeitsstrategie finden. Auch könnte eine kurzfristig beginnende breite Diskussion zur Entwicklung eines nationalen Gesamtziels oder -budgets in den laufenden Prozess der Vereinten Nationen zur Erarbeitung globaler Nachhaltigkeitsziele eingehen, da das Problem des durchbrochenen Stickstoffkreislaufes und der Überfrachtung der Umwelt mit Nährstoffen auch ein globales ist (vgl. Kap. 2). Zudem kann eine Stickstoffstrategie einen Beitrag zur Konkretisierung des europäischen Umweltaktionsprogramms leisten. Darüber hinaus kann das Zielsystem einer Stickstoffstrategie aus Umweltsicht fehlende Themen wie Wasser aufnehmen und eine Ergänzung zu der weit mehr Bereiche als Stickstoff umfassenden Nachhaltigkeitsstrategie darstellen.

Zugleich sollte der Landwirtschaftssektor aber nicht aus dem Fokus der Nachhaltigkeitsdebatte befreit werden. Das Ziel eines begrenzten Stickstoffüberschusses auf Basis einer nationalen Hoftorbilanz sollte daher ebenfalls weiterentwickelt und verschärft werden. Der Zeithorizont dieses Zieles ist überschritten, auch ist das Ziel in seiner Höhe dem Problem nicht angemessen (SRU 2011; UBA 2009).

611. Nicht zuletzt beinhaltet die Entwicklung einer Strategie eine Analyse von Stärken und Schwächen bestehender Politiken und Instrumente. Die hieraus gewonnenen Erkenntnisse können künftig eine kohärente Politik unterstützen, die klaren Zielvorgaben folgt. Dies kann die Voraussetzung für einen besseren Vollzug des bestehenden Regelungsrahmens schaffen, im Idealfall können mittelfristig die Erreichung ambitionierter Zielsetzungen abgesichert werden und langfristig die Grundlagen für neue Impulse auf der europäischen Ebene durch vorbildliche Politiken geschaffen werden. Die erfolgreiche Umsetzung einer nationalen Stickstoffstrategie kann damit zugleich die Grundlage für eine spätere Europäisierung einer anspruchsvollen stickstoffbezogenen Umweltpolitik liefern.

7.5 Empfehlungen für die Entwicklung und Umsetzung einer Stickstoffstrategie

612. Ausgangspunkt der Erarbeitung einer Stickstoffstrategie sollte eine naturwissenschaftliche Bestandsaufnahme des Reduktionsbedarfes und ein daraus abgeleiteter Handlungsbedarf sein. Dabei sollte die Bestandsaufnahme umweltmedienübergreifend erfolgen und die Mobilität und Reaktionsfähigkeit der Stickstoffverbindungen berücksichtigen. Maßnahmenprogramme sollten sich an diesem Handlungsbedarf orientieren. Der Strategieentwicklungsprozess sollte die notwendige enge Kooperation zwischen Bund und Ländern aufgreifen, die Strategie sollte daher von Bund und Ländern als hauptverantwortliche Ebenen der Implementierung gemeinsam entwickelt werden. Ein gemeinsames Vorgehen von Bund und Ländern ist zudem erforderlich, um den bestehenden institutionellen Schwächen der geltenden Politiken und Instrumente mit Bezug zu Stickstoff zu begegnen.

Die gemeinsame Erarbeitung und Verantwortung für die Umsetzung einer Stickstoffstrategie unterstützt die vertikale wie horizontale Integration. Der Erarbeitungsprozess spielt dabei eine besonders wichtige Rolle, da ein gemeinsames themenfokussiertes Arbeiten verschiedener Ressorts und unterschiedlicher Verwaltungsebenen der positiven Koordinierung dient und die wenig integrative Arbeits- und Abstimmungsweise durchbricht (vgl. Tz. 581). Nicht zuletzt kann eine Stickstoffstrategie nur erfolgreich umgesetzt werden, wenn sie alle Ebenen anspricht. Einen weiteren Beitrag zu einer breiten Verankerung und einem hohen Maß an Akzeptanz kann zudem die frühzeitige und intensive Einbindung verschiedener Interessengruppen leisten. Dabei sollte auf einen Ausgleich der Vertretung von Verursacherinteressen und Gemeinwohlinteressen sowie wirtschaftlicher Interessen geachtet werden.

613. Bei der Strategieentwicklung müssen Stellenwert und Funktion einer nationalen Stickstoffstrategie im Kontext der anderen Strategieprozesse auf nationaler und europäischer Ebene entwickelt werden, da es nicht sinnvoll ist, Strategien zu „stapeln“, die keinen oder nur begrenzten Einfluss auf die politischen Entscheidungsprozesse haben, wie es kritische Beobachter zu den europäischen Strategieprozessen feststellen (JORDAN et al. 2008, S. 174; SRU 2008; 2012). Wichtiger Bestandteil des Entwicklungsprozesses der Stickstoffstrategie muss es daher auch sein, bestehende Zielvorgaben aus anderen Strategien aber auch europäischen Richtlinien und nationalen Programmen aufzugreifen und im Kontext einer Stickstoffstrategie weitere zu entwickeln und zu untermauern.

Bei der Strategieerarbeitung sollte auf die Erfahrungen bei den Erarbeitungsprozessen der korrespondierenden Strategien (Strategie zur biologischen Vielfalt und die nationale Nachhaltigkeitsstrategie) zurückgegriffen werden. Zudem sollte der Prozess der Strategieentwicklung einen Beitrag leisten, als konkurrierend wahrgenommene Ressortinteressen wie Schutz der Biodiversität auf Seiten des Umweltministeriums und Steigerung der Agrarproduktion auf Seiten des Landwirtschaftsministeriums oder die umweltpolitisch gewünschte Verbesserung der Luftqualität gegenüber der Absicherung von Wirtschaftsinteressen aus

Sicht des Wirtschaftsministeriums zusammenzuführen und positiv zu wenden, um den Nutzen eines verminderten Stickstoffeintrags zu ermitteln und aufzuzeigen. Die Strategie sollte Lösungsansätze für die unterschiedlichen, relevanten Politikfelder entwickeln und diese auf Wechselwirkungen miteinander und Querbezüge zueinander hin überprüfen. Ein so breit angelegter Ansatz scheint geeignet, alle Akteure in die Pflicht zu nehmen, ein umfassendes Verständnis von Ursachen und Folgen zu schaffen und der Verlagerung von Problemen aber auch von Verantwortung entgegenzuwirken.

7.5.1 Elemente einer integrierten Stickstoffpolitik

614. Aus Sicht des Umwelt- und Naturschutzes sowie des Gesundheitsschutzes muss eine Strategie zur Minderung der Einträge von Stickstoffverbindungen mehrere sich ergänzende Handlungsansätze verfolgen (Tz. 175, 203, 315):

- Die Belastungen von Ökosystemen müssen insgesamt gesenkt werden, sodass Stickstoffemissionen flächendeckend deutlich gemindert werden. Damit können auch die klimawirksamen Lachgasemissionen reduziert werden. Die Verminderung der Hintergrundbelastungen dient zudem dem Schutz der menschlichen Gesundheit.
- Zusätzlich müssen in hoch belasteten Gebieten die Stickstoffeinträge in Boden und Wasser gezielt lokal bzw. regional gemindert werden, für den Gesundheitsschutz ist insbesondere die Minderung der Belastungssituation der Luft in Ballungsräumen erforderlich.
- Der Schutz der Ökosysteme muss durch naturschutzfachliche Maßnahmen verstärkt werden.
- Bislang wenig belastete Gebiete sind zu erhalten, daher dürfen dort keine zusätzlichen Stickstoffeinträge erfolgen.

615. Aus den Erfahrungen zur Wirkungsweise der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie wie auch der Biodiversitätsstrategie lassen sich Elemente ableiten, die einer Strategie zum Erfolg in der öffentlichen Wahrnehmung und bei politischen Entscheidungen verhelfen. Im Folgenden werden die notwendigen Bestandteile einer erfolgreichen Stickstoffstrategie benannt.

Handlungsrahmen: Leitbild und Leitlinien

616. Ein wichtiges Merkmal von Strategien ist ein Handlungsrahmen, der sich aus einem übergeordneten Leitbild als Orientierungspunkt einer Strategie ergibt. Ein ausformuliertes Leitbild sollte sich an der Intention zur Erarbeitung einer Stickstoffstrategie, also am Problem der Stickstoffeinträge, der dauerhaften Verminderung des Stickstoffeinsatzes, etwa zur Düngung, und seiner Umweltwirkungen, orientieren. Dabei sollten Bezüge zu den Zielen der anderen Strategien aufgenommen werden, insbesondere zu denen der Biodiversitätsstrategie, die sowohl übergeordnete qualitätsbezogene wie quantifizierte und mit Indikatoren verbundene Ziele beinhaltet.

Aus der Nachhaltigkeitsstrategie kann abgeleitet werden, dass die Konkretisierung des Leitbilds durch Leitlinien den Handlungsrahmen deutlicher macht. Leitlinien dienen der Orientierung bei der Strategieumsetzung, alle eingesetzten Instrumente und Maßnahmen müssen zumindest einer Leitlinie dienen und dürfen keiner Leitlinie widersprechen. Entsprechend formuliert können Leitlinien auch für die Kommunikation eine große Bedeutung besitzen. Der SRU hat vier Handlungsansätze identifiziert, diese wurden zu Beginn dieses Abschnitts als grundsätzliche Ziele vorgestellt, die eine Stickstoffstrategie aus Sicht des SRU verfolgen sollte. Sie können, entsprechend programmatisch formuliert, eine den Leitlinien der Nachhaltigkeitsstrategie ähnliche Funktion erfüllen.

Der SRU schlägt vor, sich bei der Strategieentwicklung an diesen Leitlinien zu orientieren und alle Konkretisierungen sowie Maßnahmen zur Strategieumsetzung daran zu messen, dass sie keiner Leitlinie widersprechen. Darüber hinaus vermitteln Leitlinien knapp und prägnant die Ziele einer Strategie und können dadurch auch in der Kommunikation mit der Öffentlichkeit eingesetzt werden. Um einer Stickstoffstrategie zu breiter Akzeptanz in Politik und Öffentlichkeit zu verhelfen, sollte ein Dialogprozess über den Handlungsrahmen und entsprechende Leitlinien geführt werden.

Handlungsfelder

617. Die Benennung konkreter Handlungsfelder ist einerseits ein wichtiges Instrument zur Konkretisierung einer Strategie, da sie deren Schwerpunkte aufzeigen. Dies gilt sowohl hinsichtlich der konkreten Ausgestaltung und Umsetzung durch politische Maßnahmen als auch mit Blick auf die Kommunikation. Darüber hinaus sind Handlungsfelder für eine klare Adressierung der Strategie erforderlich. Im Fall der Stickstoffstrategie weist die Definition von Handlungsfeldern einzelnen Ressorts und Fachpolitiken und somit auch Verursachern und Treibern konkrete Verantwortung zu. Notwendig ist jedoch auch, dass sie die Handlungsfelder in weiteren Elementen der Strategie, insbesondere dem Zielsystem (z. B. Gesamtreduktionsziel, sektorspezifische und zeitlich gestufte Teilziele) und dem Monitoring, spiegeln. Vor allem bei der Ermittlung eines nationalen Gesamtbudgets spielen beispielsweise die definierten Belastungsgrenzen umweltmedienbezogener Handlungsfelder eine wichtige Rolle. Darüber hinaus können Handlungsfelder Gliederungselemente eines Maßnahmenprogramms sein, das die Strategie unterlegt und zur Implementierung beiträgt.

Handlungsfelder einer Stickstoffstrategie lassen sich aus der wirkungsbezogenen Problembetrachtung, wie sie in Kapitel 3 erfolgt, sowie der Betrachtung der Treiber in Kapitel 4 und den in Kapitel 6 aufgezeigten Politiken ableiten. Bei der konkreten Auswahl von Handlungsfeldern einer Stickstoffstrategie können verschiedene Kriterien angelegt werden, so kann etwa eine Auswahl bisher noch nicht bearbeiteter Handlungsfelder in den Vordergrund rücken (beispielsweise Boden oder die Wirkungen von Stickstoffemissionen für das Klima), ebenso können Handlungsfelder mit dem größten Handlungsbedarf in den Vordergrund gestellt werden (beispielsweise notwendiges Vorgehen zur Umsetzung der Wasserrahmen-

richtlinie). Erforderlich ist in jedem Fall eine transparenten Kriterien folgende Auswahl, um die Strategie nicht durch Setzung einer zu großen Zahl von Schwerpunkten zu überfrachten.

Stickstoffreduktionsziel für den Gesamteintrag

618. Der SRU empfiehlt die Entwicklung eines Zielwertes für einen Gesamteintrag an reaktivem Stickstoff in Deutschland, der mit den Tragfähigkeitsgrenzen terrestrischer und aquatischer Ökosysteme, den Zielen des Klimaschutzes und des Gesundheitsschutzes vereinbar ist. Ein solches Reduktionsziel kann verschiedene Funktionen erfüllen:

- Es liefert eine Information über die Reichweite und Tiefe notwendiger Veränderungen. Es ist zu erwarten, dass inkrementelle Maßnahmen oder technische Effizienzverbesserungen nicht ausreichen werden, den Stickstoffeintrag in die Umwelt auf ein tragfähiges Niveau zu reduzieren (Tz. 58).
- Es dient der politischen Kommunikation: Ein Gesamtziel, als Symbol für den Handlungsbedarf, ist in der Öffentlichkeit leichter zu kommunizieren, als eine gleichwohl notwendige differenzierte, naturwissenschaftliche Bestandsaufnahme (vgl. Tz. 638 f.).
- Es dient der Erfolgskontrolle politischer Maßnahmen: Umweltpolitische Ziele spielten in der Vergangenheit eine wichtige Rolle bei der Nachsteuerung und Nachbesserung politischer Maßnahmen und trugen damit zur „Politikbeschleunigung“ (JÄNICKE 2010; 2012a; 2013) bei.
- Es ist ein Frühwarnindikator dafür, ob ergriffene Einzelmaßnahmen tatsächlich zur gesamthaften Problementschärfung oder nur zur Problemverlagerung geführt haben. Wenn die Summe reaktiven Stickstoffs in der Umwelt durch ein Maßnahmenprogramm nicht signifikant reduziert wird, ist dies ein Hinweis dafür, dass zwar möglicherweise ein Hotspot entschärft wurde, sich aber an anderer Stelle ein neues Problem entwickelt hat.

619. Es ist davon auszugehen, dass in Deutschland mindestens eine Halbierung der Stickstoffeinträge notwendig ist, um bestehende nationale und europäische Qualitätsziele zu erreichen. Einen ersten Anhaltspunkt für diese Einschätzung bietet die Synopse einiger in der wissenschaftlichen oder politischen Diskussion befindlichen Reduktionsziele (vgl. Tab. 7-3). Diese Reduktionsziele, die auf verschiedenen Modellierungen basieren (s. u.), sind zum Teil politisch vereinbart oder vorgeschlagen, andere Ziele sind Empfehlungen aus Studien. Die Tabelle verdeutlicht, dass die Reduktion von Stickstoffverbindungen zur Erreichung von allgemein akzeptierten Umweltqualitätszielen vielfach im Bereich von 50 % oder darüber liegt. Wird als Maß für das gesamte Reduktionsziel dasjenige Umweltqualitätsziel angelegt, für das die höchsten Reduktionserfordernisse notwendig sind (Tz. 41), werden für eine Stickstoffverbindung die höheren in der Tabelle angegebenen Reduktionsmengen angesetzt werden müssen.

Tabelle 7-3

Modellierte Stickstoffreduktionsziele

Qualitätsziel	Bezugsgröße	Reduktionsziel und Zieljahr	Status
Deutschland			
Minderung des Anteils der Ökosystemflächen, die von Eutrophierung betroffen sind um 49 %, d. h. auf rund 40 % Überschreitungsfläche	Reduktion der NH ₃ - und der NO _x -Emissionen	39 % (NH ₃) bzw. 69 % (NO _x) bis 2030 (Bezugsjahr 2005)	Richtlinien-vorschlag ¹
Ein guter ökologischer Zustand in den Küstengewässern	Minderung der Stickstofffrachten deutscher Flüsse in die Nordsee	30 – 48 % bis 2021 (entspricht einer Zielkonzentration von 2,8 mg N/l an den Flussmündungen) (Bezugszeitraum 2001 – 2005)	Vorschlag einer Fachkommission ²
Ein guter ökologischer Zustand in der Ostsee	Minderung der deutschen Stickstoffeinträge in die Ostsee	12 % bis 2021 (Bezugszeitraum 1997 – 2003)	Ministerdeklaration ³
Niederlande			
Einhaltung rechtlich gesetzter Qualitätsziele für Wasser und Critical Loads für Ammoniak	Reduktion des N-Einsatzes (Wirtschafts- und Mineraldünger) in der Landwirtschaft	50 – 70 % gegenüber Ist-Zustand von 2000	Studie ⁴
EU und Europa			
Halbierung des Anteils der Ökosystemflächen, die von Eutrophierung betroffen sind (bezogen auf die EU: 77 %/2=38,5 %)	Reduktion der NH ₃ - und der NO _x -Emissionen	73 % (NH ₃) bzw. 50 % (NO _x) bis 2030 (Bezugsjahr 2005)	Impact Assessment für Richtlinien-vorschlag ⁵
Ein guter ökologischer Zustand in der Ostsee	Regionale Minderung der Gesamtstickstoff-einträge in die Ostsee	13 % bis 2021 (Bezugszeitraum 1997 – 2003)	Ministerdeklaration ³
Global			
Gute Gewässerqualität, keine Überschreitung der Critical Loads für Eutrophierung, Einhaltung des 2°C-Ziels	Globaler N-Einsatz	50 % (Reduktion von 121 auf ca. 62 Tg N) ohne Zieljahr	Studie ⁶
SRU/SG 2015/Tab. 7-3; Datenquelle: ¹ Europäische Kommission 2013; ² ARGE BLMP Nord- und Ostsee 2011; ³ HELCOM 2013; ⁴ de VRIES et al. 2001; ⁵ AMANN et al. 2014; ⁶ de VRIES et al. 2013			

620. Den Reduktionszielen liegen Modellierungen zugrunde, bei denen aus den Emissionen reaktiver Stickstoffverbindungen ihre Einträge in die Umwelt und ihre Wirkungen ermittelt werden, und damit auch umgekehrt aus den akzeptablen Konzentrationen maximale Einträge berechnet werden können. Für die atmosphärischen Depositionen von Stickstoffverbindungen sind es beispielsweise die Modellierungen im Rahmen von EMEP (European Monitoring and Evaluation Programm, UBA 2013; Tz. 179), mit deren Hilfe berechnet wird, wo und in welcher Höhe diese Depositionen zur Überschreitung der kritischen Belastungswerte (Critical Loads) von terrestrischen Ökosystemen führen. Die Berechnungen wurden auch verwendet, um nationale Emissionshöchstmengen für Ammoniak und Stickstoffdioxid festzulegen (vgl. Tz. 325)

Im Rahmen des Projekts MONERIS (Modelling Nutrient Emissions in River Systems) wurden die Einträge von Stickstoffverbindungen aus verschiedenen Emissionsquellen in die Oberflächengewässer modelliert und quantifiziert. Eine Kombination von mehreren Modellen wurde genutzt, um eine flächendeckende und räumlich hoch aufgelöste Quantifizierung der Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer und ins Grundwasser vorzunehmen. Darüber hinaus wurde mit dem Flusseinzugsgebietsmodell MONERIS und dem Ökosystemmodell der Ostsee ERGOM-MOM Referenz- und Orientierungswerte für die Nährstoffeinträge in die Ostsee ermittelt. Die Modelle und Berechnungen versuchen, die Belastungssituation räumlich möglichst genau zu beschreiben. Diese regionale Betrachtung ist unter anderem wichtig, um Hotspots zu identifizieren und zu regulieren.

621. Für Deutschland führen diese Modellierungen zu den in Tabelle 7-3 aufgeführten Reduktionserfordernissen für die atmosphärischen Stickstoffeinträge und für die Stickstoffemissionen in die Gewässer. Eine Gesamtbetrachtung dieser verschiedenen regionalen bzw. medienbezogenen Höchstmengen existiert für Deutschland bislang nicht. De Vries et al. haben für die Niederlande eine Methode vorgeschlagen, um aus schutzgutbezogenen Qualitätszielen ein Budget der Einträge aus der Landwirtschaft zu berechnen (de VRIES et al. 2001; ERISMAN et al. 2001; Tz. 41 f.). Ausgehend von den Emissionen im Jahr 2000 berechneten sie für die Niederlande eine notwendige Reduktion der Einträge von reaktivem Stickstoff um 50 bis 70 % (Tab. 7-3). Allerdings bezieht sich diese Zahl nur auf den Landwirtschaftssektor. Bei einer gesamthaften Betrachtung aller Quellen, durch die sich die einbezogenen Emissionen insgesamt erhöhen, müssten die Verminderungen für eine gegebene akzeptable Maximalkonzentration in den Umweltmedien voraussichtlich noch größer sein, zugleich verändert sich damit aber auch der Teilbeitrag einzelner Verursachersektoren zur Gesamtverminderung. Für die globale Ebene schätzen de Vries et al. ab, dass eine Verminderung des Stickstoff-Einsatzes um 50 % notwendig wäre, um Überschreitungen der Critical Loads für Eutrophierung zu vermeiden und einen angemessenen Beitrag zum 2°-Ziel zu erreichen (de VRIES et al. 2013). BODIRSKY et al. (2014) ermittelten im Rahmen einer Potenzialanalyse ein globales Reduktionspotenzial von 60 % bis 2050 für den Einsatz von Stickstoff gegenüber einem Trendszenario (vgl. Tz. 48).

Um für Deutschland ein Reduktionsziel für den Gesamteintrag an Stickstoffverbindungen abzuleiten, wäre es notwendig, eine gesamthafte Betrachtung der Stickstoffeinträge, ihrer Wirkungen und Minderungspotenziale zu erstellen. Ansatzpunkte können die oben erwähnten Modellierungen für Deutschland sein. Dies ist methodisch anspruchsvoll, insbesondere wenn alle Stickstoffverbindungen und alle Umweltmedien integriert betrachtet werden sollen, da nicht lineare Ursache-Wirkungsbeziehungen und örtliche Gegebenheiten zu berücksichtigen sind. Zudem sind die zahlreichen Wechselwirkungen der Stickstoffverbindungen untereinander und mit anderen Umweltstressoren zu beachten. Es wird sich damit immer nur um Spannbreiten und Abschätzungen von Größenordnungen handeln können.

Für ein Gesamtreduktionsziel muss der aus Wirkungssicht maximal verträgliche Eintragswert für die Umwelt (Soll-Wert) mit dem Ist-Wert, das heißt einer Gesamtbilanz der Stickstoffein- und -austräge für Deutschland, verglichen werden. Eine solche Gesamtbilanz hat das Umweltbundesamt für Deutschland erstellt (vgl. Abschn. 3.2.1), wenn auch noch einige Datenlücken geschlossen werden müssen.

622. Der Entwicklung eines Stickstoffreduktionsziels für den Gesamteintrag sollte im Rahmen der Strategieentwicklung aufgrund der übergeordneten Bedeutung und der vielfältigen Funktionen (s. Tz. 618) besondere Aufmerksamkeit zuteilwerden. Der SRU empfiehlt, zur Erarbeitung einen Prozess zu initiieren, der ein breites Akteursspektrum einbindet. Ausgangspunkt sollte das wissenschaftlich ermittelte Reduktionsziel für den Gesamteintrag sein (s. o.). Dieses Ziel sollte in einem interaktiven Prozess zwischen Wissenschaft, Vertretern der Verursacher und Adressaten, Umwelt- und Naturschutzverbänden sowie Politik zur Umsetzung im Rahmen einer Stickstoffstrategie diskutiert und weiterentwickelt werden. Am Ende des Prozesses sollte ein gesellschaftlich-politisch getragenes ambitioniertes Gesamtreduktionsziel stehen, das im Idealfall weitestgehend zur Einhaltung der wissenschaftlich ermittelten, maximal vertretbaren Eintragsmenge und der daraus abgeleiteten Reduktionsvorgabe entspricht.

623. Ein Gesamtreduktionsziel ist keine Alternative, sondern immer nur eine Ergänzung zu einem lokal differenzierten Ansatz. Es adressiert das Problem zu hoher Stickstoffeinträge in die natürliche Umwelt und damit einer zu hohen Hintergrundbelastung. Zur Minderung der Belastung durch Hotspots liefert das Gesamtreduktionsziel keine ausreichenden Informationen. Für diesen Handlungsansatz sind zusätzliche lokal spezifische Maßnahmen notwendig (vgl. Tz. 35 f. und 203).

Sektorspezifische und zeitlich gestaffelte Teilziele

624. Um zu verhindern, dass sich die verschiedenen Sektoren und betroffenen Verursacher durch ein Gesamtreduktionsziel nicht angesprochen fühlen, sollten ergänzende sektorbezogene Minderungsziele entwickelt werden. Hieraus ergibt sich eine starke Adressatenorientierung der Strategie, die auch einen Beitrag leistet, den Handlungsdruck deutlich aufzuzeigen. Dabei kann an bereits vorhandene Vorschläge angeknüpft werden. Das UBA (2009) schlägt seit Langem vor, den in der Nachhaltigkeitsstrategie als Ziel verankerten Stickstoffüberschuss von 80 kg pro Hektar auf 50 kg pro Hektar zu reduzieren. Ob dieser Vorschlag ausreicht, um Qualitätszielverletzungen flächendeckend zu vermeiden, müsste allerdings noch geprüft werden. Für die flächendeckende Reduzierung von Luftschadstoffen bieten die Reduktionsziele der geplanten NERC-Richtlinie für 2030 für Ammoniak und Stickstoffdioxid einen Anhaltspunkt für ein Zwischenziel (vgl. Tz. 338).

Mit den beiden oben genannten Teilzielen werden die wichtigsten Verursacher der Stickstoffproblematik adressiert: die Landwirtschaft, die Energieerzeugung und der Verkehr. Für

beide können aus den Zielen der Stickstoffstrategie auch Synergien zu Klimaschutzzielen und damit möglicherweise zum nationalen Klimaschutzprogramm abgeleitet werden.

625. Die Zielperspektive der zu erarbeitenden integrierten Stickstoffpolitik sollte deutlich über den Zeithorizont 2030 und damit den Zielhorizont verschiedener bestehender Regelungen hinausreichen, da die Wirkungen bereits bestehender Stickstoffeinträge aber auch künftiger Maßnahmen zur Verminderung weiterer Einträge auf die Biodiversität und beispielsweise das Grundwasser nur langfristig beobachtbar sind. Diese langfristige Ausrichtung soll jedoch nicht zu einer weiteren Verzögerung einer umfassenden und medienübergreifenden Problembearbeitung führen, vielmehr sollten die Ziele durch Zwischenziele konkretisiert werden. Dabei können, wie etwa bei der Zielsetzung zur Treibhausgasminderung, Ziele oder Budgets für Zehnjahresschritte festgelegt werden. Zusammen mit dem Langfristbudget bilden sie eine gute Grundlage der Erfolgskontrolle, da sich die Entwicklungen im Rahmen von Monitoringmaßnahmen bewerten lassen.

626. Die Ziele der Stickstoffstrategie sollten in jedem Fall die bereits in Gesetzen und Verordnungen festgelegten qualitativen und quantitativen Ziele beinhalten, jedoch sollten diese als Strategieziele anspruchsvoll sein und vor allem auch hinsichtlich des Zielzeitpunktes ambitioniert weiterentwickelt werden. Wie auch in der Biodiversitätsstrategie sollte der Zielkanon der Stickstoffstrategie Bezüge zu den bestehenden Strategien aufweisen.

Bei der Zielentwicklung ist aus den Erfahrungen mit den bestehenden Strategien darauf zu achten, dass das Zielsystem einerseits nicht zu breit angelegt ist, da die notwendige große Linie dann verloren zu gehen droht. Andererseits muss es jedoch eine hinreichende Bandbreite aufweisen, um das komplexe Problem adäquat abzubilden und zu adressieren, ohne beliebig zu wirken. Die Entwicklung des Zielsystems sollte, ähnlich der Ermittlung eines Gesamtreduktionsziels, als umfassender Prozess unter Beteiligung verschiedener Akteure möglichst gleichgewichtig erfolgen, um neben den Schutzgutinteressen auch die wirtschaftlichen Interessen einbinden zu können.

Erfolgskontrolle durch Monitoring

627. Die positiven Erfahrungen mit der Erfolgskontrolle und Berichterstattung der bestehenden Strategie durch den Zielen zugeordnete Indikatoren sollten auch für die Stickstoffstrategie aufgegriffen werden. Der Einsatz von Indikatoren ist eine einfache und eindeutige Möglichkeit, Entwicklungen auf dem Weg zum Ziel darzustellen und Handlungserfordernisse aufzuzeigen. Die in der Biodiversitätsstrategie erfolgte Verknüpfung mit bestehenden Indikatorensätzen ist insoweit als vorteilhaft anzusehen, als dass die entsprechenden Daten bereits erhoben werden und entsprechend mittel- oder gar langfristige Entwicklungen erkennbar sind. Bei der Auswahl von Indikatoren für eine Stickstoffstrategie ist somit eine enge Verknüpfung mit den bestehenden Sätzen vorteilhaft, sie sollten jedoch im Verhältnis zu den Grenzwerten und Zielen des rechtlichen Rahmens stehen und auch die

Handlungsfelder abbilden. Daher sollten weitere Indikatoren einbezogen oder soweit notwendig entwickelt werden, die bisher nicht berücksichtigte Bezüge darstellen. Dies betrifft beispielsweise den Nitratgehalt des Grundwassers und die Gewässergüte mit Bezug zur Wasserrahmenrichtlinie oder Indikatoren, die auf den Bodenschutz ausgerichtet sind.

7.5.2 Institutionelle Vorschläge

628. Die Belastung der Umweltmedien und Ökosysteme mit Stickstoff ist ein Umweltproblem, sodass die Zielsetzung einer Stickstoffreduktion bzw. die Einhaltung eines Stickstoffbudgets naturgemäß in der Federführung des Umweltministeriums liegt. Um der Zielsetzung gerecht werden zu können, muss dem Defizit, dass das Umweltressort nicht durch konkrete Instrumente und Maßnahmen auf von anderen Ressorts federführend vertretene Sektoren Einfluss nehmen kann, begegnet werden. In einem ersten Schritt ist die Integration ökologischer Aspekte in andere Ressorts zu stärken. Dies gilt insbesondere für das Landwirtschaftsministerium, aber auch für die zuständigen Häuser der Sektorpolitiken für Energie, Industrie und Verkehr. Hierzu bedarf es eines stärkeren Bewusstseins über die ökologischen Folgen der zur Diskussion stehenden Initiativen und Entscheidungen. Die Vermittlung stickstoffspezifischen Wissens könnte, den Willen der Regierung oder der jeweiligen Hausleitung vorausgesetzt, verpflichtender Teil der Fortbildungspolitik sein. Ebenfalls möglich wäre die Schaffung hausinterner Strukturen, die eine Prüfung von Auswirkungen auf Natur und Umwelt sicherstellen. Darüber hinaus ist über weitere, stärker formalisierte Schritte nachzudenken, die zu einer stärkeren Umweltintegration beitragen. Hierfür bestehen unterschiedliche Möglichkeiten, die eine gestufte Eingriffsmöglichkeit des Umweltministeriums mit sich bringen und im Einzelnen sorgfältig abgewogen werden müssen.

Soweit die bestehenden Regelungen zur Aufgabenzuweisung (s. Tz. 580, 582) keine Übernahme der Federführung durch das Umweltministerium ermöglichen, ist dessen Rolle bei Abstimmungs- und Beteiligungsverfahren zu stärken. In seinem Umweltgutachten 2012 hat der SRU vorgeschlagen, ein suspensives Widerspruchsrecht des Umweltministeriums in der GOBReg zu verankern (vgl. ausführlich: SRU 2012, Tz. 712).

Zur Stärkung des Umweltministeriums könnte auch auf die etwas schwächere Eingriffsmöglichkeit zurückgegriffen werden, wie sie in § 15a GOBReg bisher für die Bundesministerin für Familie, Senioren, Frauen und Jugend in frauenpolitischen und analog dem Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft für verbraucher-schutzpolitische Angelegenheiten vorsieht: Die Ministerin bzw. der Minister kann, in Abstimmung mit dem Kanzler bzw. der Kanzlerin, verlangen, dass entsprechende Angelegenheiten der Bundesregierung, mithin dem Kabinett, vorgelegt werden, auch wenn sie den Geschäftsbereich eines anderen Hauses betreffen. Diese Möglichkeit greift in das Ressortprinzip ein und stärkt die Mitwirkung der beiden Ministerien. Es kann davon ausgegangen werden, dass ein solcher Eingriff zu einem sehr späten Zeitpunkt innerhalb eines Abstimmungsverfahrens

möglichst vermieden wird. Dementsprechend erfolgt eine intensive Beteiligung bereits bei Abstimmungen auf Arbeitsebene.

Darüber hinaus könnte eine verpflichtende Einbindung des Umweltressorts in alle Abstimmungsverfahren ein möglicher Weg sein. Dieser würde jedoch vermutlich eine Kapazitätsaufstockung für das Ressort notwendig machen. Auch ist durch Beteiligung nicht abgesichert, dass ökologische Aspekte gleich- oder gar höherwertig in die Entscheidungsfindung eingehen als andere wie etwa sozial- oder wirtschaftspolitische.

629. Neben der formalen Stärkung von Umweltbelangen durch die Geschäftsordnung sind Überlegungen zur Federführung bei bestehenden Gesetzen und Verordnungen, die eine hohe Relevanz für Stickstoff haben, anzustellen. Das Düngegesetz schreibt eine Einvernehmensregelung vor, die auch auf die Gestaltung der zur Erreichung verschiedener Umweltziele besonders relevanten Düngeverordnung wirkt. Darüber hinaus könnte im Einzelfall oder für verschiedene Bereiche, die sowohl Umwelt als auch Landwirtschaft berühren, eine gemeinsame Federführung von Umwelt- und Landwirtschaftsministerium genutzt werden. Allerdings ist im konkreten Fall der Nutzen gegenüber anderen Steuerungsmöglichkeiten abzuwägen, da geteilte Federführungen auch Blockaden und Verzögerungen auslösen können (KAISER 2013).

Eine andere Möglichkeit besteht darin, über die Stickstoffstrategie spezifisch auf Stickstoff ausgerichtete Organisationsstrukturen in Form eines Interministeriellen Arbeitskreises zu initiieren und zu etablieren, an denen die verursachervertretenden Ressorts beteiligt sind, dessen Leitung aufgrund der Zielsetzung – Lösung eines Umweltproblems – dem Umweltministerium obliegt. Wesentliche Aufgaben dieses Interministeriellen Arbeitskreises wäre zunächst eine Bündelung und ein Abgleich bestehender Stickstoff betreffender Politiken und Instrumente (s. a. Kap. 6) zur Vorbereitung einer Strategie. Die Arbeit des Interministeriellen Arbeitskreises würde die fachliche Bearbeitung des Themas im Rahmen des Umweltprogramms ergänzen. Sowohl für die Biodiversitätsstrategie als auch für die Indikatoren der Nachhaltigkeitsstrategie sind Interministerielle Arbeitskreise unter Federführung des Umweltministeriums etablierte Arbeitsstrukturen.

630. Um die stärkere Integration umweltpolitischer Erfordernisse auch in der Umsetzung wirksam werden zu lassen, ist grundsätzlich, wie in Kapitel 6 dargestellt, eine stärkere Verbindlichkeit des Regelungsrahmens und eine Schärfung der Instrumentierung erforderlich. Diese Notwendigkeit würde durch eine Stickstoffstrategie nicht ersetzt, sondern untermauert und sollte ein prioritäres Handlungsfeld der Strategie sein. Eine gemeinsame Federführung brächte ein hohes Maß an notwendiger Kooperation mit sich und würde einen erheblichen Beitrag zu einem verbesserten Problembewusstsein in den Fachverwaltungen leisten. Darüber hinaus würde die Position des Umweltministeriums gegenüber dem Landwirtschaftsministerium gestärkt.

631. Auch innerhalb des Umweltministeriums ist eine stärkere Thematisierung des Stickstoffproblems notwendig. Der Prozess zur Erarbeitung des Umweltprogramms mit einer Schwerpunktsetzung Stickstoff bietet hier gute Ankerpunkte. Um der Komplexität des Problems gerecht zu werden und die verschiedenen Bezüge verschiedener medien-, schutzgut- und treiberbezogenen Politiken bewusster zu machen, sollte innerhalb des Geschäftsbereichs des Ministeriums eine Projekt- oder Arbeitsgruppe Stickstoff ins Leben gerufen werden, die die fachliche Bearbeitung des Themas für das Umweltprogramm übernimmt (s. a. Tz. 581). Der großen Bedeutung des Themas und der Notwendigkeit einer engen Kooperation entsprechend, ist hierbei die zumindest formale Leitung durch die Hausleitung auf Staatssekretärebene anzustreben. Durch diese Zuweisung wird das Thema im Haus hochrangig verankert und geht mit einem starken formalen „Ownership“ einher, dessen Bedeutung am Beispiel der Nachhaltigkeitsstrategie bereits dargestellt wurde (s. a. Tz. 594, 606). Der konkrete Arbeitsauftrag müsste jedoch federführend durch ein Referat verantwortet werden, das durch entsprechende Aufgabenzuweisung durch die Hausleitung über Kompetenzen verfügt, die auch die horizontale Einbindung ohne den sonst üblichen hierarchischen Weg ermöglicht. Alternativ könnte über einen längeren Zeitraum eine Arbeitsgruppe eingerichtet werden, die in der Organisationsstruktur eine ähnliche Funktion wie ein Referat besitzt. Im Umweltministerium wurde das Thema Energie über mehrere Jahre durch eine Arbeitsgruppe bearbeitet, bis durch Umstrukturierung eine eigenständige Abteilung Klima und Energie mit entsprechenden Unterabteilungen installiert wurde.

632. Die Erarbeitung der Strategie aber auch die regelmäßige Berichterstattung könnten durch eine unabhängige „Fachkommission Stickstoff“ begleitet werden. Einer solchen Kommission könnten Vertreter verschiedener wissenschaftlicher Disziplinen sowie Vertreter von Verbänden aus den Bereichen Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft, Verbraucherschutz, Energie und Verkehr, mithin Repräsentanten der Treiber wie auch der von negativen Stickstoffwirkungen betroffenen Seite, angehören. Aufgabe der Kommission könnte sein, eine eigene wissenschaftlich fundierte Bewertung der Erfolge und Entwicklungen vorzunehmen und diese in regelmäßigen Abständen zu veröffentlichen. Der große Nutzen einer solchen Fachkommission läge in ihrer Neutralität und ihrer Unabhängigkeit von der politischen Entscheidungsfindung und Erfolgsbewertung, sodass die Glaubwürdigkeit der Ergebnisse und Empfehlungen gestärkt werden. Mit ihrer Arbeit könnte die „Fachkommission Stickstoff“ auch einen Beitrag zur Kommunikation des Problems in die Öffentlichkeit leisten und dadurch für politische Entscheidungen den gesellschaftlichen Rahmen vorbereiten.

633. Neben der horizontalen Integration spielt die vertikale Integration stickstoffrelevanter Politiken eine erhebliche Rolle, da zwar die Zielsetzung in der Regel auf europäischer Ebene erfolgt, diese Ziele auf Bundesebene übernommen und durch Instrumente untermauert werden, während Vollzug und Kontrolle den Ländern und Kommunen obliegt. Der SRU schlägt daher vor, die Problembearbeitung verstärkt zum Thema einer zu bildenden Bund-Länder-Arbeitsgruppe zu machen, die sich aus Untergruppen der Umwelt- und Agrarminister-

konferenzen zusammensetzt. Bei Zusammensetzung und Ausgestaltung kann auf etablierte Strukturen beispielsweise aus den Bereichen Gewässer- oder Naturschutz zurückgegriffen werden. Darüber hinaus sollten Länder und Kommunen einen regelmäßigen Erfahrungsaustausch durchführen, um Erfolgsbedingungen für den Einsatz von Instrumenten und die Initiierung von Kooperationen verfügbar zu machen. Auch können Lehren aus Misserfolgen gezogen werden. Soweit möglich, sollte auf eingespielte Verfahren und Prozesse bestehender Arbeitsgruppen aus Bund und Ländern zurückgegriffen sowie deren fachliche Kompetenz einbezogen werden.

634. Die Stickstoffstrategie sollte gemeinsam von Bund und Ländern breit getragen werden und gleichzeitig auf Bundesebene sowie in den einzelnen Ländern hochrangig und prominent verankert werden („Ownership“). Dafür sprechen die Erfahrungen mit den bestehenden Strategien, denn auch wenn eine „gelebte Verantwortung“ der Bundeskanzlerin oder des Chefs des Bundeskanzleramtes nach außen nicht deutlich erkennbar ist, so erhält die nationale Nachhaltigkeitsstrategie eine stärkere ministerielle und parlamentarische Aufmerksamkeit durch die hochrangige Zuständigkeit als beispielsweise die Biodiversitätsstrategie, der ein hochrangiges und durch eine Leitungsperson repräsentiertes „Ownership“ fehlt. Zudem ist eine Personifizierung für die öffentliche Wahrnehmung der Stickstoffstrategie vorteilhaft, wobei die Wirkung durch ein regelmäßiges öffentliches Auftreten verstärkt wird. Für die Nachhaltigkeitsstrategie wurde daher im ersten Peer Review die Einsetzung eines Beauftragten für nachhaltige Entwicklung vorgeschlagen, um die Sichtbarkeit und Außenwirkung zu erhöhen (STIGSON et al. 2009, S. 74 f.). Diese Idee wurde im Peer Review 2013 untermauert (STIGSON et al. 2013, S. 71).

7.5.3 Implementierung

635. Besonderes Augenmerk ist auf die Implementierung einer Stickstoffstrategie zu richten, da die Gefahr besteht, dass sie aufgrund fehlender rechtlicher Verbindlichkeit sonst zwar niedergeschrieben und verabschiedet ist, jedoch keinen Eingang in den politischen Alltag findet. Hierbei spielen die Erfahrungen mit den bestehenden Strategien und die Analyse der Erfolgsfaktoren eine bedeutende Rolle (LAWS 2014; HEINRICHS und LAWS 2012). Wichtige Aspekte sind hierbei die institutionelle Verankerung, die Untermauerung mit konkreten Maßnahmen, die Kommunikation der Strategie und ihrer Inhalte, um sowohl das Problembewusstsein wie auch die Bereitschaft zum Handeln zu fördern und die Absicherung der notwendigen Ressourcen zur Umsetzung.

Institutionelle Verankerung

636. Die bestehenden Strategien sind unterschiedlich verankert. Der Fokus der Biodiversitätsstrategie liegt vor allem auf einem engen dialogorientierten Austausch mit Akteuren auf unterschiedlichen Ebenen. Damit weist die Biodiversitätsstrategie einen starken Akteursbezug auf. Die eingesetzten Maßnahmen gehen dabei jedoch über die im ministeriellen

Umfeld übliche Kommunikation hinaus. Ihr Ziel ist es, die Umsetzung der Strategie vor allem außerhalb des politischen Rahmens zu fördern. Die Nachhaltigkeitsstrategie hingegen besitzt, vor allem auch durch die Federführung im Kanzleramt, den von dort etablierten Austausch zwischen Bund und Ländern sowie den Staatssekretärsausschuss starke Strukturen innerhalb des politischen Systems. Diese werden durch die institutionelle Einbindung im Parlament über den dortigen Beirat und den Rat für Nachhaltige Entwicklung verstärkt. Eine dauerhafte, auf Dialog ausgerichtete Verankerung in der breiten Öffentlichkeit hingegen besitzt sie nicht. Beteiligungsverfahren finden lediglich im Rahmen der Fortschrittsberichte statt.

Für die Stickstoffstrategie sind beide Elemente von großer Bedeutung. Zum Einen bedürfen die Komplexität des Problems und die Wechselwirkungen der verschiedenen Instrumente einer starken Institutionalisierung im politischen System. Nur so kann es gelingen, bestehende Synergien zu nutzen und zu einer stärkeren Kohärenz der Entscheidungen zu kommen. Darüber hinaus ist jedoch die Verankerung der Strategie auf den nachgelagerten Ebenen von Bedeutung, da Probleme vor Ort auftreten, insbesondere in Hotspot-Regionen, sodass die Problemlösung auch hier angesiedelt sein sollte. Auch spielen, insbesondere in den Bereichen Nahrungsmittelkonsum und Mobilität, individuelle Entscheidungen eine bedeutende Rolle, sodass eine breite Verankerung in der Gesellschaft notwendig ist. Diese zu erreichen, steht in engem Zusammenhang mit der später noch dargestellten Kommunikation.

Beiden Strategien fehlt jedoch die klare Ansprache der Verursachersektoren. Diese sollte zwingend Teil einer Stickstoffstrategie sein. Aufgrund des hohen Problemdrucks und der Komplexität der Auswirkungen ist neben der Rahmensetzung auch eine Zunahme des Verantwortungsbewusstseins notwendig, um dem Problem entgegenzuwirken. Da die Hauptverursacher als Sektoren eindeutig identifiziert werden können, sollten sie durch die Strategie, aber auch in deren Erarbeitungsprozess direkt angesprochen werden.

Untermauerung mit Maßnahmen

637. Es ist notwendig, die Strategie in den politischen Alltag zu integrieren und eine kontinuierliche Arbeit an der Problembearbeitung abzusichern. Einen wesentlichen Beitrag zur Verankerung einer Strategie im politischen Alltag leistet die Konkretisierung der Ziele und Handlungsfelder in Form von Maßnahmen, deren Umsetzung in der Eigenverantwortung der Ressorts liegt. Vor allem die Biodiversitätsstrategie leidet hinsichtlich ihrer Zielerreichung unter fehlenden Maßnahmen. Auch an der Nachhaltigkeitsstrategie wird häufig kritisiert, dass sie ein zu hohes Abstraktionsniveau besitzt und nicht durch einen verbindlichen Maßnahmenkatalog hinterlegt ist.

Regelmäßige Vereinbarungen zu Maßnahmen oder die Erarbeitung eines Maßnahmenkataloges, etwa im Zuge der Berichterstattung, können einen Beitrag leisten, einer Stickstoffstrategie zum problemadäquaten Gewicht zu verhelfen und sie zu etablieren. Soweit möglich, sollten diese Maßnahmen ein hohes Maß an Verbindlichkeit aufweisen. Außerdem

müssen sie über Maßnahmen hinaus gehen, die ohnehin – beispielsweise zur Umsetzung europäischer Richtlinien und der Erreichung dort festgeschriebener Ziele – notwendig sind, um einen Zusatznutzen für die Implementierung der Stickstoffstrategie zu besitzen. Hierin liegt, neben der Bündelung bestehender Zielsetzungen und Instrumente, ein essenzieller Mehrwert der Stickstoffstrategie, da sich hieraus in vielen Bereichen auf Dauer ein ambitioniertes Vorgehen Deutschlands gegenüber anderen europäischen Mitgliedstaaten ergeben kann.

Kommunikation

638. Dem Thema Stickstoff wird von Ministerialverwaltung, Politik, Medien und Gesellschaft kaum Aufmerksamkeit entgegengebracht. Entsprechend muss die Kommunikation erweitert und verbessert werden. Eine zentrale Rolle spielt dabei neben dem Agenda Setting das Framing, also das Deuten, Einordnen und Bewerten (NEVERLA und SCHÄFER 2013). Framing lässt sich nach ENTMAN (1993, S. 52) in vier Dimensionen unterscheiden, entlang derer soziale Akteure einen Sachverhalt in der Regel als Problem konstruieren: Das Problem wird benannt, Ursachen werden diagnostiziert, das Problem wird moralisch bewertet und/oder es werden Handlungsempfehlungen gegeben.

Für einen dauerhaften Erfolg in der Naturschutzkommunikation sowie die Entwicklung einer persönlichen Risikowahrnehmung ist es notwendig, dass darüber hinaus der existenzielle Nutzwert für das Individuum herausgestellt und emotional besetzt wird (SCHREINER 2005, S. 391; vgl. GROTHMANN 2013).

Es ist zu prüfen, ob mit Blick auf Stickstoff und dem Fokus auf Metathemen wie Gesundheit und Lebensfreude sowie der Schaffung eines klaren Alltagsbezugs die Themen Trinkwasser, Grundwasser und Natur als Erholungsraum geeignete verknüpfbare Leitgedanken im Framing sein können. Diese Themen könnten in der Öffentlichkeitsarbeit im Rahmen der Stickstoffstrategie eine Rolle spielen. Darüber hinaus kann in Norddeutschland zusätzlich das Thema „Zustand der Meere“ (AHTIAINEN et al. 2014) und Küstentourismus und damit ein Framing geprüft werden, das auch eine volkswirtschaftliche Bewertung beinhaltet. Hintergrund dieser Überlegung ist die Tatsache, dass die durch Stickstoffeinträge verursachte Algenblüte im Meer eine negative Umweltveränderung darstellt, die beim Aufenthalt am Meer leicht wahrgenommen und damit das Umweltproblem erkannt werden kann. Gleichzeitig kann das eingeschränkte Baderlebnis Auswirkungen auf den deutschen Küstentourismus haben und damit einen direkten volkswirtschaftlichen Schaden verursachen. Darüber hinaus handelt es sich um eine negative Umweltveränderung am Ende der Stickstoffkaskade und ist damit für die Kommunikation besonders geeignet.

Eine anthropozentrische Sichtweise und entsprechende Argumente in Bezug auf die positiven Leistungen der Biodiversität sind in der Kommunikation in jedem Fall zu empfehlen und sollten genutzt werden (vgl. SCHREINER 2005, S. 391 f.).

Problembewusstsein in die Gesellschaft hinein zu kommunizieren ist äußerst schwierig (SCHREINER 2005, S. 391). Aufgrund der sehr unterschiedlichen Problembewusstseinsstadien innerhalb verschiedener Akteursgruppen sowie in der Gesamtgesellschaft ist eine differenzierte Kommunikationsstrategie nötig (vgl. REAY et al. 2011). Diese sollte als Bestandteil der Gesamtstickstoffstrategie erarbeitet und im Rahmen der Implementierungsphase umgesetzt werden. Wichtig ist dabei eine solide finanzielle Ausstattung des Etats für Presse- und Öffentlichkeitsarbeit, auch um aktiv einen Dialogprozess mit den verschiedensten Akteuren gestalten zu können, zum Beispiel über Dialogforen. Meilensteine, wie zum Beispiel Teilziele, sind für den Implementierungsprozess wichtig. Darüber hinaus sollten sie, ebenso wie etwa eine Zielerreichung oder ein Kabinettsbeschluss, als Anlass für Kommunikationsaktivitäten zum Themenfeld genutzt werden (z. B. Pressekonferenzen, Dialogforen, Arbeitsgruppen).

Erkenntnisse über Wissen, Bewertung und Einstellungen hinsichtlich Umweltveränderungen in der Bevölkerung bilden eine wesentliche Grundlage für die Verbesserung von kommunikativen Maßnahmen. Daher sollte auch in durch das Umweltministerium oder seine Behörden initiierten Repräsentativbefragungen das Thema Stickstoff in den Fragenkatalog integriert werden, um die entsprechende Datengrundlage zu verbreitern. In den neueren Repräsentativbefragungen zum Natur- und Umweltbewusstsein im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz und des Umweltministeriums (z. B. RÜCKERT-JOHN et al. 2013) fehlen bisher jedoch Fragen zur Stickstoffproblematik und den verschiedenen Verursacherkreisen.

Der zentrale Multiplikator für die Vermittlung komplexer, globaler Umweltgefährdungen sind die Massenmedien, da sie in der Lage sind, Nicht-Wahrnehmbares und Abstraktes durch Bilder, Simulationen, Sprache und Framing verständlich zu machen (KRUSE 2005, S. 113). Eine professionelle Presse- und Medienarbeit ist daher entscheidend, um die Medien als Multiplikatoren effizient nutzen und damit eine gesellschaftliche Konstruktion des Stickstoffproblems im Rahmen der Implementierung einer Stickstoffstrategie bewirken und mitprägen zu können.

Ressourcenbedarf

639. Bereits mit der Erarbeitung einer Stickstoffstrategie und den erforderlichen Koordinierungsprozessen werden insbesondere im federführenden Umweltministerium erhebliche Ressourcen gebunden, die nicht für die Bearbeitung von Daueraufgaben zur Verfügung stehen. Diese Ressourcen müssen haushalterisch abgesichert werden. Eine entsprechende Stärkung der Ressortausstattung wäre auch ein Indikator für den notwendigen politischen Willen für eine erfolgreiche Umsetzung. Die Implementierung einer Stickstoffstrategie erfordert darüber hinausgehend erhebliche Ressourcen, insbesondere für die institutionelle Verankerung sowie die Kommunikation. Diese Mittel müssen dauerhaft gesichert sein, um Planungssicherheit für notwendige Prozesse zu generieren und den Austausch auf verschiede-

nen Ebenen sowie mit einer Vielzahl von Akteuren, die einen Beitrag zur Umsetzung der Strategie leisten, zu verstetigen.

7.6 Zusammenfassung

640. Kapitel 6 hat Defizite bei der Ausgestaltung des derzeitigen Rahmens zur Verminderung des Stickstoffproblems und der Instrumentierung festgestellt und Empfehlungen für die bestehenden Instrumente unterbreitet. Darüber hinaus verdeutlichte die Analyse, dass die Politiken, die das Stickstoffproblem berühren, nicht immer kohärent sind und Synergieeffekte unzureichend genutzt werden. Ein wesentlicher Grund hierfür ist die hoch arbeitsteilige, fachlich spezialisierte politisch-institutionelle Bearbeitung des Themas, die der Komplexität des Stickstoffproblems nicht gerecht wird. Darüber hinaus konstatiert der SRU, dass das öffentliche Problembewusstsein zum Thema unzureichend ist und damit die Notwendigkeit wie Dringlichkeit des Handelns von Politik und Verwaltung nicht ausreichend wahrgenommen werden.

641. Über die in Kapitel 6 formulierten Empfehlungen hinaus spricht sich der SRU für eine integrierte Stickstoffstrategie aus. Eine solche Strategie kann dazu beitragen, das Bewusstsein von Öffentlichkeit, Politik und Verwaltung für die vielfältigen Wirkungen von Stickstoff auf die Umwelt zu verstärken, Problemverlagerungen, etwa zwischen verschiedenen Umweltmedien, zu vermeiden und die Bereitstellung der notwendigen finanziellen und personellen Ressourcen zu mobilisieren. Hierzu sind strukturelle Veränderungen erforderlich, die eine verstärkte Durchsetzungsfähigkeit der Umweltpolitik in der Koordination der Ministerien ermöglichen. Zudem ist ein erweitertes strategisches Interesse des Agrarsektors am Erhalt natürlicher Ressourcen notwendig. Instrumentelle Vorschläge allein setzen ein insgesamt förderliches institutionelles und politisches Umfeld voraus, um akzeptiert zu werden und durchsetzbar zu sein. Eine Stickstoffstrategie kann dazu beitragen, ein solches Umfeld zu stärken. Sie kann auch dazu beitragen, Deutschland auf das Niveau der auf europäischer Ebene durch Artikel 11 AEUV vereinbarte Umweltpolitikintegration zu heben und die erheblichen Umsetzungs- und Vollzugsdefizite im Hinblick auf die europäische Umweltpolitik zu beheben.

Eine solche Strategie kann dazu beitragen, die öffentliche Aufmerksamkeit für die Problemlage und Handlungsnotwendigkeiten zu erhöhen und die notwendige horizontale Kooperation von Fachpolitiken sowie das Zusammenwirken vertikaler Ebenen zu betonen. Eine Strategie böte eine gemeinsame Handlungsorientierung durch ein ambitioniertes übergreifendes Ziel und darunterliegende Teilziele, die im Idealfall auch den Beitrag einzelner Akteure definieren. Insgesamt kann eine Stickstoffstrategie den Begründungsrahmen für ein zielführendes Handlungsprogramm bilden. Dabei ist sie im Kanon bestehender nationaler Strategien wie etwa der Nachhaltigkeitsstrategie und der Biodiversitätsstrategie zu verorten und sollte maßgeblicher Teil des Umweltprogramms sein.

Ein wichtiges Element einer solchen Strategie sollte ein übergreifendes Stickstoffreduktionsziel sein, das an den Tragfähigkeitsgrenzen terrestrischer und aquatischer Ökosysteme ausgerichtet ist. Dieses sollte einen langfristigen Zielhorizont haben, der deutlich über 2030 hinausreicht und eine maximale Stickstoffeintragsmenge enthält, die in festgelegten Schritten erreicht werden soll. Bestehende Ziele sind in eine solche Strategie zu integrieren und mit Blick auf einen festzulegenden langfristigen Zielhorizont weiter zu entwickeln. Um eine hohe Wirksamkeit zu entfalten, muss eine Stickstoffstrategie gemeinsam breit von den Ressorts getragen und in den durch Zielsetzung und Verursachersektoren betroffenen Häusern hochrangig verankert werden. Aufgrund der vertikalen Verbindungen ist es darüber hinaus notwendig, dass die Strategie gemeinsam von Bund und Ländern entwickelt und verantwortet wird. Durch eine starke Verankerung und ein damit einhergehendes „Ownership“, die Einbindung und Fortschreibung bestehender, oftmals durch europäische Vereinbarungen verpflichtender Ziele sowie eine verbindliche Zielfestlegung kann die Chance erhöht werden, dass einer Stickstoffstrategie auch konkrete Maßnahmenprogramme zur Strategieimplementierung folgen.

Literatur

Kapitel 1

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt, vom Bundeskabinett am 7. November 2007 beschlossen. Berlin: BMU.

Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E. F., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., Wit, C. A. de, Hughes, T., Leeuw, S. van der, Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P. K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R. W., Fabry, V. J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J. A. (2009): A safe operating space for humanity. *Nature* 461 (7263), S. 472–475.

SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2012): Umweltgutachten 2012. Verantwortung in einer begrenzten Welt. Berlin: Erich Schmidt.

Sutton, M. A., Howard, C. M., Erisman, J. W., Bealey, W. J., Billen, G., Bleeker, A., Bouwman, A. F., Grennfelt, P., Grinsven, H. van, Grizzetti, B. (2011): The challenge to integrate nitrogen science and policies: the European Nitrogen Assessment approach. In: Sutton, M. A., Howard, C. M., Erisman, J. W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., Grinsven, H. van, Grizzetti, B. (Hrsg.): *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, Singapore, São Paulo, Delhi, Tokyo, Mexico City: Cambridge University Press, S. 82–96.

Kapitel 2

Alcott, B. (2008): The sufficiency strategy: Would rich-world frugality lower environmental impact? *Ecological Economics* 64 (4), S. 770–786.

Balla, S., Müller-Pfannenstiel, K., Uhl, R., Kiebel, J., Lüttmann, J., Lorentz, H., Düring, I., Schlutow, A., Förster, M., Becker, C., Herzog, W. (2012): Untersuchung und Bewertung von straßenverkehrsbedingten Nährstoffeinträgen in empfindliche Biotope. Endbericht zu FE-Vorhaben 84.0102/2009. Bergisch Gladbach: Bundesanstalt für Straßenwesen.

Barnosky, A. D., Hadly, E. A., Bascompte, J., Berlow, E. L., Brown, J. H., Fortelius, M., Getz, W. M., Harte, J., Hastings, A., Marquet, P. A., Martinez, N. D., Mooers, A., Roopnarine, P., Vermeij, G., Williams, J. W., Gillespie, R., Kitzes, J., Marshall, C., Matzke, N., Mindell, D. P., Revilla, E., Smith, A. B. (2012): Approaching a state shift in Earth's biosphere. *Nature* 486 (7401), S. 52–58.

Bassewitz, N. von (2013): International Climate Change Policy: Where do we Stand? In: Ruppel, O. C., Roschmann, C., Ruppel-Schlichting, K. (Hrsg.): *Climate Change: International Law and Global Governance. Volume II: Policy, Diplomacy and Governance in a Changing Environment*. Baden-Baden: Nomos, S. 101–169.

Biermann, F., Abbott, K., Andresen, S., Bäckstrand, K., Bernstein, S., Betsill, M. M., Bulkeley, H., Cashore, B., Clapp, J., Folke, C., Gupta, A., Gupta, J., Haas, P. M., Jordan, A., Kanie, N., Kluvánková-Oravská, T., Lebel, L., Liverman, D., Meadowcroft, J., Mitchell, R. B., Newell, P., Oberthür, S., Olsson, L., Pattberg, P., Sánchez-Rodríguez, R., Schroeder, H., Underdal, A., Vieira, S. C., Vogel, C., Young, O. R., Brock, A., Zondervan, R. (2012): Transforming governance and institutions for global sustainability: key insights from the Earth System Governance Project. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 4 (1), S. 51–60.

Böcher, M. (2007): Wissenschaftliche Politikberatung und politischer Prozess. In: Krott, M., Suda, M. (Hrsg.): *Macht Wissenschaft Politik? Erfahrungen wissenschaftlicher Beratung im Politikfeld Wald und Umwelt*. Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften, S. 14–42.

Bodirsky, B. L., Popp, A., Lotze-Campen, H., Dietrich, J. P., Rolinski, S., Weindl, I., Schmitz, C., Müller, C., Bonsch, M., Humpenöder, F., Biewald, A., Stevanovic, M. (2014): Reactive nitrogen requirements to feed the world in 2050 and potential to mitigate nitrogen pollution. *Nature Communications* 5 (May), Article number: 3858. <http://www.nature.com/ncomms/2014/140513/ncomms4858/full/ncomms4858.html> (15.05.2014).

Boulding, K. E. (1966): *The Economics of the Coming Spaceship Earth*. In: Jarrett, H. (Hrsg.): *Environmental Quality in a Growing Economy: Essays from the Sixth RFF Forum*. Baltimore: Johns Hopkins Press, S. 3–14.

Brönneke, T. (Hrsg.) (1999): *Umweltverfassungsrecht. Der Schutz der natürlichen Lebensgrundlagen im Grundgesetz sowie in den Landesverfassungen Brandenburgs, Niedersachsens und Sachsens*. Baden-Baden: Nomos. Studien und Materialien zur Verfassungsgerichtsbarkeit 76.

Bundesregierung (2012): *Nationale Nachhaltigkeitsstrategie. Fortschrittsbericht 2012*. Berlin: Presse- und Informationsamt der Bundesregierung.

Buschmann, S., Meyer, E., Schönbächler, M., Zuber, A. (2013): *Ökonomische Instrumente für eine Senkung des Fleischkonsums in Deutschland. Beiträge zu einer klima- und umweltgerechteren Landwirtschaft*. Hamburg: Greenpeace.

Calliess, C. (2001): *Rechtsstaat und Umweltstaat: Zugleich ein Beitrag zur Grundrechtsdogmatik im Rahmen mehrpoliger Verfassungsrechtsverhältnisse*. Tübingen: Mohr Siebeck. *Jus Publicum* 71.

Carpenter, S., Walker, B., Anderies, J. M., Abel, N. (2001): From Metaphor to Measurement: Resilience of What to What? *Ecosystems* 4 (8), S. 765–781.

Cash, D., Clark, W., Alcock, F., Dickson, N., Eckley, N., Jäger, J. (2002): *Saliency, Credibility, Legitimacy and Boundaries: Linking Research, Assessment and Decision Making*. Cambridge, Mass.: Harvard University, John F. Kennedy School of Government. John F. Kennedy School of Government Faculty Research Working Paper Series RWP02-046.

Chapin, F. S., Kofinas, G. P., Folke, C. (Hrsg.) (2009): *Principles of ecosystem stewardship. Resilience-based natural resource management in a changing world*. New York, NY: Springer.

Christensen, B. T. (2004): Tightening the Nitrogen Cycle. In: Schjønning, P., Elmholt, S., Christensen, B. T. (Hrsg.): *Managing Soil Quality. Challenges in Modern Agriculture*. Wallingford: CAB International, S. 47–67.

Cornell, S. (2012): On the System Properties of the Planetary Boundaries. *Ecology and Society* 17 (1), S. r2.

Costanza, R., Groot, R. de, Sutton, P., Ploeg, S. van der, Anderson, S. J., Kubiszewski, I., Farber, S., Turner, R. K. (2014): Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change* 26, S. 152–158.

Crutzen, P. J. (2002): Geology of mankind. *Nature* 415 (6867), S. 23.

Daly, H. E. (2007): *Ecological economics and sustainable development. Selected essays of Herman Daly*. Cheltenham: Edward Elgar.

Dreier, H. (Hrsg.) (2006): Grundgesetz. Kommentar. Bd. 2: Art. 20–82. 2. Aufl. Tübingen: Mohr Siebeck.

EEA (European Environment Agency) (2012): Environmental Indicator Report 2012. Ecosystem Resilience and Resource Efficiency in a Green Economy in Europe. Luxembourg: Publications Office of the European Union.

EEAC (European Advisory and Sustainable Development Councils) (2014): Safe Operating Space – Current State of Debate and Considerations for National Policies. Workshop Conclusions, BMU/EEAC Expert Workshop, January 23rd–24th. Berlin, Brüssel: EEAC.

Elmqvist, T., Cornell, S., Öhman, M. C., Daw, T., Moberg, F., Norström, A., Persson, Å., Peterson, G., Rockström, J., Schultz, M., Hermansson Török, E. (2013): Global sustainability and Human prosperity – contribution to the Post-2015 agenda and the development of Sustainable Development Goals. Final Draft. Stockholm: Stockholm Resilience Centre, Stockholm University.

Enquete-Kommission Wachstum, Wohlstand, Lebensqualität (2013): Schlussbericht der Enquete-Kommission „Wachstum, Wohlstand, Lebensqualität – Wege zu nachhaltigem Wirtschaften und gesellschaftlichem Fortschritt in der Sozialen Marktwirtschaft“. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 17/13300.

Epiney, A., Scheyli, M. (1998): Strukturprinzipien des Umweltvölkerrechts. Baden-Baden: Nomos. Forum Umweltrecht 29.

Erisman, J. W., Vries, W. de, Kros, H., Oenema, O., Eerden, L. van der, Zeijts, H. van, Smeulders, S. (2001): An outlook for a national integrated nitrogen policy. *Environmental Science & Policy* 4 (2–3), S. 87–95.

Europäische Kommission (2013): Commission staff working document. Impact assessment. Accompanying the documents Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions – a Clean Air Programme for Europe, Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on the limitation of emissions of certain pollutants into the air from medium combustion plants, Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants and amending Directive 2003/35/EC, Proposal for a Council Decision on the acceptance of the Amendment to the 1999 Protocol to the 1979 Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone. SWD(2013) 531. Brüssel: Europäische Kommission.

Fischer, C., Grießhammer, R. (2013): Mehr als nur weniger: Suffizienz: Begriff, Begründung und Potenziale. Berlin, Freiburg, Darmstadt: Öko-Institut. Öko-Institut Working Paper 2/2013.

Foley, S. F., Gronenborn, D., Andreae, M. O., Kadereit, J. W., Esper, J., Scholz, D., Pöschl, U., Jacob, D. E., Schöne, B. R., Schreg, R., Vött, A., Jordan, D., Lelieveld, J., Weller, C. G., Alt, K. W., Gaudzinski-Windheuser, S., Bruhn, K.-C., Tost, H., Sirocko, F., Crutzen, P. J. (2013): The Palaeoanthropocene – The beginnings of anthropogenic environmental change. *Anthropocene*. First published online. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2213305413000404> (01.04.2014).

Frenz, W. (1999): Nachhaltige Entwicklung nach dem Grundgesetz. *Jahrbuch des Umwelt- und Technikrechts* 49, S. 37–80.

Galaz, V., Crona, B., Österblom, H., Olsson, P., Folke, C. (2012): Polycentric systems and interacting planetary boundaries – Emerging governance of climate change-ocean acidification-marine biodiversity. *Ecological Economics* 81, S. 21–32.

Gallopín, G. C. (2006): Linkages between vulnerability, resilience, and adaptive capacity. *Global Environmental Change* 16 (3), S. 293–303.

Geden, O. (2012): Die Modifikation des 2-Grad-Ziels. Klimapolitische Zielmarken im Spannungsfeld von wissenschaftlicher Beratung, politischen Präferenzen und ansteigenden Emissionen. Berlin: Stiftung Wissenschaft und Politik. SWP-Studie 12/12.

Gethmann, C. F., Klopfer, M., Nutzinger, H. G. (1993): Langzeitverantwortung im Umweltstaat. Bonn: Economica-Verlag.

Glaser, M., Krause, G., Halliday, A., Glaeser, B. (2012a): Towards Global Sustainability Analysis in the Anthropocene. In: Glaser, M., Krause, G., Ratter, B. M. W., Welp, M. (Hrsg.): *Human-Nature Interactions in the Anthropocene. Potentials of Social-Ecological System Analysis*. New York, NY: Routledge, S. 193–222.

Glaser, M., Ratter, B. M. W., Krause, G., Welp, M. (2012b): New Approaches to the Analysis of Human-Nature Relations. In: Glaser, M., Krause, G., Ratter, B. M. W., Welp, M. (Hrsg.): *Human-Nature Interactions in the Anthropocene. Potentials of Social-Ecological System Analysis*. New York, NY: Routledge, S. 3–12.

Gorman, H. S. (2013): Learning from 100 Years of Ammonia Synthesis. Establishing Human-Defined Limits through Adaptive Systems of Governance. *GAIA* 22 (4), S. 263–270.

Greening, L. A., Greene, D. L., Difiglio, C. (2000): Energy Efficiency and Consumption – The rebound effect – A survey. *Energy Policy* 28 (6–7), S. 389–401.

Griggs, D., Stafford-Smith, M., Gaffney, O., Rockström, J., Öhman, M. C., Shyamsundar, P., Steffen, W., Glaser, G., Kanie, N., Noble, I. (2013): Comment: Sustainable development goals for people and planet. *Nature* 495 (7441), S. 305–307.

Gruber, N., Galloway, J. N. (2008): An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle. *Nature* 451, S. 293–296.

Hettelingh, J.-P., Posch, M., Velders, G. J. M., Ruysenaars, P., Adams, M., Leeuw, F. de, Lükewille, A., Maas, R., Sliggers, J., Slootweg, J. (2013): Assessing interim objectives for acidification, eutrophication and ground-level ozone of the EU National Emission Ceilings Directive with 2001 and 2012 knowledge. *Atmospheric Environment* 75, S. 129–140.

Holling, C. S. (1973): Resilience and Stability of Ecological Systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4, S. 1–23.

Huber, J. (2001): Ökologische Konsistenz – Zur Erläuterung und kommunikativen Verbreitung eines umweltinnovativen Ansatzes. In: UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.): *Perspektiven für die Verankerung des Nachhaltigkeitsbildes in der Umweltkommunikation*. Berlin: Erich Schmidt. Umweltbundesamt, Berichte 2001,4, S. 80–100.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2013): Summary for Policymakers. In: Stocker, T. F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M. M. B., Allen, S. K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P. M. (Hrsg.): *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, New York: Cambridge University Press, S. 3–29.

Jänicke, M. (2012a): Dynamic governance of clean-energy markets: how technical innovation could accelerate climate policies. *Journal of Cleaner Production* 22 (1), S. 50–59.

- Jänicke, M. (2012b): Megatrend Umweltinnovation. Zur ökologischen Modernisierung von Wirtschaft und Staat. 2., akt. Aufl. München: oekom.
- Jänicke, M. (2010): Die Akzeleration von technischem Fortschritt in der Klimapolitik – Lehren aus Erfolgsfällen. Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht 33 (4), S. 367–389.
- Jessel, B., Tschimpke, O., Walser, M. (2010): Produktivkraft Natur. Hamburg: Hoffmann und Campe.
- Jones, L., Provins, A., Holland, M., Mills, G., Hayes, F., Emmet, B., Hall, J., Sheppard, L., Smith, R., Sutton, M., Hicks, K., Ashmore, M., Haines-Young, R., Harper-Simmonds, L. (2014): A review and application of the evidence for nitrogen impacts on ecosystem services. Ecosystem Services 7, S. 76–88.
- Keohane, R. O., Victor, D. G. (2010): The Regime Complex for Climate Change. Cambridge, Mass.: Harvard Project on International Climate Agreements. Discussion paper 2010-33.
- Kingdon, J. W. (2011): Agendas, Alternatives and Public Policies. 2nd, updated ed. Boston, Mass.: Pearson, Longman.
- Kloepfer, M. (2004): Umweltrecht. 3. Aufl. München: Beck.
- Kloepfer, M. (1996): Umweltschutz als Verfassungsrecht: Zum neuen Art. 20a GG. Deutsches Verwaltungsblatt 111 (2), S. 73–80.
- Kühne, O. (2014): Das Konzept der Ökopsystemdienstleistungen als Ausdruck ökologischer Kommunikation. Betrachtungen aus der Perspektive Luhmannscher Systemtheorie. Natur und Landschaft 46 (1), S. 17–22.
- Lidskog, R., Sundqvist, G. (2002): The Role of Science in Environmental Regimes: The Case of LRTAP. European Journal of International Relations 8 (1), S. 77–101.
- Linz, M. (2004): Weder Mangel noch Übermass. Über Suffizienz und Suffizienzforschung. Wuppertal: Wuppertal-Institut für Klima, Umwelt, Energie. Wuppertal Papers 145.
- Mangoldt, H. von, Klein, F., Starck, C. (Hrsg.) (2010): Kommentar zum Grundgesetz. Bd. 2: Art. 20–82. 6., vollst. neubearb. Aufl. München: Vahlen.
- Marquard, E., Krug, C. (2012): Tipping Points in Ecological Systems. 05–07 March 2012 (Berlin, Germany) Workshop report. Leipzig: Netzwerk-Forum zur Biodiversitätsforschung Deutschland, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ.
- Meyerhoff, J., Angeli, D., Hartje, V. (2012): Valuing the benefits of implementing a national strategy on biological diversity – The case of Germany. Environmental Science & Policy 23, S. 109–119.
- Nagel, H.-D., Gregor, H.-D. (Hrsg.) (1999): Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. Berlin, Heidelberg, New York, Barcelona, Hong Kong, London, Mailand, Paris, Singapur, Tokio: Springer.
- Naturkapital Deutschland – TEEB DE (2012): Der Wert der Natur für Wirtschaft und Gesellschaft. Eine Einführung. Ein Beitrag Deutschlands zum internationalen TEEB-Prozess. München, Leipzig, Bonn: ifuplan, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Bundesamt für Naturschutz.
- Nykqvist, B., Persson, Å., Moberg, F., Persson, L., Cornell, S., Rockström, J. (2013): National Environmental Performance on Planetary Boundaries. A study for the Swedish

Environmental Protection Agency. Stockholm: Swedish Environmental Protection Agency. Report 6576.

OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) (2013): More info on the OECD Nitrogen Balance Database... Paris: OECD. <http://www.oecd.org/tad/sustainable-agriculture/moreinfoontheoecdnitrogenbalancedatabase.htm> (11.09.2013).

OECD (2008): Eco-Efficiency. Paris: OECD.

Oenema, O., Oudendag, D., Velthof, G. L. (2007): Nutrient losses from manure management in the European Union. *Livestock Science* 112 (3), S. 261–272.

Oenema, O., Witzke, H. P., Klimont, Z., Lesschen, J. P., Velthof, G. L. (2009): Integrated assessment of promising measures to decrease nitrogen losses from agriculture in EU-27. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 133 (3–4), S. 280–288.

Offe, C., Borchert, J. (2006): *Strukturprobleme des kapitalistischen Staates: Aufsätze zur Politischen Soziologie. Veränd. Neuausg.* Frankfurt am Main, New York: Campus.

Ostrom, E. (2009): A polycentric approach for coping with climate change. Background paper to the 2010 World Development Report. Washington, DC: The World Bank. Policy Research Working Paper 5095.

Payne, R. J., Dise, N. B., Stevens, C. J., Gowing, D. J., BEGIN Partners (2013): Impact of nitrogen deposition at the species level. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110 (3), S. 984–987.

Pisano, U., Berger, G. (2013): Planetary Boundaries for SD. From a conceptual perspective to national applications. Vienna: European Sustainable Development Network. ESDN Quarterly Report 30.

Prittitz, V. von (2011): *Das Katastrophenparadox. Wie Probleme wahrgenommen und kommuniziert werden: Finanzkrise, Dioxin, Fukushima, arabische Despoten...* Berlin: Volker von Prittitz. http://www.volkervonprittitz.de/katastrophenparadox_26032011.htm (15.12.2011).

Prittitz, V. von (1990): *Das Katastrophenparadox. Elemente einer Theorie der Umweltpolitik.* Opladen: Leske + Budrich.

Rabitsch, W., Essl, F. (2013): Schwellenwerte und Kipppunkte von Ökosystemen. In: Essl, F., Rabitsch, W. (Hrsg.): *Biodiversität und Klimawandel. Auswirkungen und Handlungsoptionen für den Naturschutz in Mitteleuropa.* Berlin, Heidelberg: Springer, S. 118–124.

Raworth, K. (2014): The Safe (and just) Operating Space: what economic implications? Vortrag, EEAC/BMUB Workshop on a „Safe Operating Space“, 23–24 January 2014, Brussels.

Raworth, K. (2012): *A safe and just space for humanity. Can we live within the doughnut?* Oxford: Oxfam International. Oxfam Discussion Papers.

Reese, M. (2010): Leitbilder des Umweltrechts. Zur Zukunftsfähigkeit leitender Schutzkonzepte. *Zeitschrift für Umweltrecht* 21 (7–8), S. 339–346.

Rehbinder, E. (2007): Ziele, Grundsätze, Strategien und Instrumente des Umweltschutzes. In: Hansmann, K., Sellner, D. (Hrsg.): *Grundzüge des Umweltrechts.* 3. völlig neu bearb. und erw. Aufl. Berlin: Erich Schmidt, S. 123–284.

Rockström, J., Costanza, R., Will, S. (2011): How defining planetary boundaries can transform our approach to growth. *Solutions* 2 (3). <http://www.thesolutionsjournal.com/node/935> (15.12.2011).

Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E. F., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., De Wit, C. A., Hughes, T., Leeuw, S. van der, Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P. K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R. W., Fabry, V. J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P. J., Foley, J. A. (2009a): Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society* 14 (2), Art. 32.

Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E. F., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., De Wit, C. A., Hughes, T., Leeuw, S. van der, Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P. K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R. W., Fabry, V. J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P. J., Foley, J. A. (2009b): A safe operating space for humanity. *Nature* 461 (7263), S. 472–475.

Sabatier, P. A. (1999): *Theories of the policy process*. Boulder, Colo.: Westview Press.

Sachs, M. (2009): *Grundgesetz. Kommentar*. 5. Aufl. München: Beck.

Sadeleer, N. de (2002): *Environmental principles. From political slogans to legal rules*. Oxford: Oxford University Press.

SCBD (Secretariat of the Convention on Biological Diversity) (2010a): *Global Biodiversity Outlook 3*. Montreal: SCBD.

SCBD (Hrsg.) (2010b): *Biodiversity Scenarios: Projections of 21st century change in biodiversity and associated ecosystem services*. Montreal: SCBD. CBD Technical Series 50.

Scheffer, M., Bascompte, J., Brock, W. A., Brovkin, V., Carpenter, S. R., Dakos, V., Held, H., Nes, E. H. van, Rietkerk, M., Sugihara, G. (2009): Early-warning signals for critical transitions. *Nature* 461 (7260), S. 53–59.

Scheffer, M., Carpenter, S. R., Lenton, T. M., Bascompte, J., Brock, W. A., Dakos, V., Koppel, J. van de, Leemput, I. A. van de, Levin, S. A., Nes, E. H. van, Pascual, M., Vandermeer, J. (2012): Anticipating Critical Transitions. *Science* 338 (6105), S. 344–348.

Schink, A. (1997): Umweltschutz als Staatsziel. *Die Öffentliche Verwaltung* 50 (6), S. 221–229.

Schlesinger, W. H. (2009): Thresholds risk prolonged degradation. *Nature Reports Climate Change* 3 (October), S. 112–113.

Schmidt, F. (2013): *Governing Planetary Boundaries: Limiting or Enabling Conditions for Transitions Towards Sustainability?* In: Meuleman, L. (Hrsg.): *Transgovernance. Advancing Sustainability Governance*. Heidelberg, New York, Dordrecht, London: Springer, S. 215–234.

Schneidewind, U., Zahrnt, A. (2013): *Damit gutes Leben einfacher wird. Perspektiven einer Suffizienzpolitik*. München: oekom.

Schreurs, M. A. (2012): Breaking the impasse in the international climate negotiations: The potential of green technologies. *Energy Policy* 48, S. 5–12.

Schreurs, M. A. (2007): The Politics of Acid Rain in Europe. In: Visgilio, G. R., Whitelaw, D. M. (Hrsg.): *Acid in the Environment. Lessons Learned and Future Prospects*. New York, NY: Springer, S. 119–149.

Schweigert, P., Ploeg, R. R. van der (2002): N-Effizienz der landwirtschaftlichen Produktion in der Bundesrepublik Deutschland nach 1950: Fakten und Bewertung. *Berichte über Landwirtschaft* 80 (2), S. 185–212.

Skeffington, R. A. (1999): The Use of Critical Loads in Environmental Policy Making: A Critical Appraisal. *Environmental Science & Technology* 33 (11), S. 245A–252A.

Smith, B. D., Zeder, M. A. (2013): The onset of the Anthropocene. *Anthropocene*. 4, S. 8–13.

Sommermann, K.-P. (1997): *Staatsziele und Staatszielbestimmungen*. Tübingen: Mohr Siebeck. *Jus Publicum* 25.

SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2012): *Umweltgutachten 2012. Verantwortung in einer begrenzten Welt*. Berlin: Erich Schmidt.

SRU (2011): *Vorsorgestrategien für Nanomaterialien. Sondergutachten*. Berlin: Erich Schmidt.

SRU (1994): *Umweltgutachten 1994. Für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung*. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

Steffen, W., Crutzen, P. J., McNeill, J. R. (2007): The Anthropocene: Are Humans Now Overwhelming the Great Forces of Nature. *AMBIO* 36 (8), S. 614–621.

Sutton, M. A., Howard, C. M., Erisman, J. W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., Grinsven, H. van, Grizzetti, B. (2011): *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, Singapore, São Paulo, Delhi, Tokyo, Mexico City: Cambridge University Press.

Thrush, S. F., Hewitt, J. E., Dayton, P. K., Coco, G., Lohrer, A. M., Norkko, A., Norkko, J., Chiantore, M. (2009): Forecasting the limits of resilience: integrating empirical research with theory. *Proceedings of the Royal Society / B* 276 (1671), S. 3209–3217.

UNECE (United Nations Economic Commission for Europe) (2013): *Guidance document on national nitrogen budgets*. Geneva: UNECE. ECE/EB.AIR/119.

UNEP (United Nations Environment Programme) (2013a): *Drawing Down N₂O to Protect Climate and the Ozone Layer. A UNEP Synthesis Report*. Nairobi: UNEP.

UNEP (2013b): *Embedding the Environment in Sustainable Development Goals. Version 2*. Nairobi: UNEP. UNEP Post-2015 Discussion Paper 1.

VanDeveer, S. D. (1998): *European Politics with a Scientific Face: Transition Countries, International Environmental Assessment, and Long-Range Transboundary Air Pollution*. Cambridge, Mass.: Belfer Center for Science and International Affairs, Harvard Kennedy School. Discussion Paper E-98-09.

Vries, W. de, Kros, H., Oenema, O., Erisman, J. W. (2001): Assessment of nitrogen ceilings for Dutch agricultural soils to avoid adverse environmental impacts. *TheScientificWorldJournal* 1 (Suppl. 2), S. 898–907.

Vries, W. de, Kros, J., Kroeze, C., Seitzinger, S. P. (2013): Assessing planetary and regional nitrogen boundaries related to food security and adverse environmental impacts. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5 (3–4), S. 392–402.

WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen) (2014): Zivilisatorischer Fortschritt innerhalb planetarischer Leitplanken. Ein Beitrag zur SDG-Debatte. Berlin: WBGU. Politikpapier 8.

WBGU (2009): Kassensturz für den Weltklimavertrag: Der Budgetansatz. Berlin: WBGU. Sondergutachten.

Westley, F., Olsson, P., Folke, C., Homer-Dixon, T., Vredenburg, H., Loorbach, D., Thompson, J., Nilsson, M., Lambin, E., Sendzimir, J., Banerjee, B., Galaz, V., Leeuw, S. van der (2011): Tipping Toward Sustainability: Emerging Pathways of Transformation. *AMBIO* 40 (7), S. 726–780.

Wettestad, J. (2000): The ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution : from common cuts to critical loads. In: Andresen, S., Skodvin, T., Underdal, A., Wettestad, J. (Hrsg.): Science and politics in international environmental regimes. Between integrity and involvement. Manchester, New York, NY: Manchester University Press, S. 95–121.

Young, O. R. (2010): Institutional Dynamics. Emergent Patterns in International Environmental Governance. Cambridge, Mass., London: MIT Press.

Zahariadis, N. (1999): Ambiguity, Time and Multiple Streams. In: Sabatier, P. A. (Hrsg.): Theories of the Policy Process. Boulder: Westview Press, S. 73–96.

Kapitel 3

Ackermann, W., Schweiger, M., Sukopp, U., Fuchs, D., Sachteleben, J. (2013): Indikatoren zur biologischen Vielfalt. Entwicklung und Bilanzierung. Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz. Naturschutz und Biologische Vielfalt 132.

Addiscott, T. M. (2005): Nitrate and health. In: Addiscott, T. M. (Hrsg.): Nitrate, agriculture and the environment. Wallingford: CABI Publishing, S. 145–152.

Albrecht, M., Schmid, B., Hautier, Y., Müller, C. B. (2012): Diverse pollinator communities enhance plant reproductive success. *Proceedings of the Royal Society / B* 279 (1748), S. 4845–4852.

Amann, M., Derwent, D., Forsberg, B., Hänninen, O., Hurley, F., Krzyzanowski, M., Leeuw, F. de, Liu, S. J., Mandin, C., Schneider, J., Schwarze, P., Simpson, D. (2008): Health risks of ozone from long-range transboundary air pollution. Copenhagen: World Health Organization.

Anderson, J. O., Thundiyil, J. G., Stolbach, A. (2012): Clearing the Air: A Review of the Effects of Particulate Matter Air Pollution on Human Health. *Journal of Medical Toxicology* 8 (2), S. 166–175.

Arle, J., Blondzik, K., Claussen, U., Duffek, A., Grimm, S., Hilliges, F., Hoffmann, A., Leujak, W., Mohaupt, V., Naumann, S., Pirntke, U., Richter, S., Schilling, P., Schroeter-Kermani, C., Ullrich, A., Wellmitz, J., Werner, S., Wolter, R. (2013): Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 2: Gewässergüte. Bonn: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/wasserwirtschaft_in_deutschland_teil_2_gewaesserguete.pdf (02.07.2014).

Armbruster, M., Heger, A., Laun, N., Wiesler, F. (2013): Integriertes Stickstoff-Managementssystem – Verbesserung der N-Effizienz im Gemüsebau. Vortrag,

Umweltverträglicher Gemüseanbau – Minimierung der Nitratwerte im Boden und Grundwasser, 14.11.2013, Bonn.

BAFU (Bundesamt für Umwelt Schweiz) (2014): Stickstoff – Segen und Problem. Bern: BAFU. Umwelt 2/2014. http://www.bafu.admin.ch/dokumentation/umwelt/13233/index.html?lang=de&download=NHzLpZeg7t,Inp6l0NTU042l2Z6ln1acy4Zn4Z2qZpnO2Yuq2Z6gpJCHdoB3e2ym162epYbg2c_JjKbNoKSn6A-- (09.10.2014).

Balla, S., Müller-Pfannenstiel, K., Uhl, R., Kiebel, J., Lüttmann, J., Lorentz, H., Düring, I., Schlutow, A., Förster, M., Becker, C., Herzog, W. (2012): Untersuchung und Bewertung von straßenverkehrsbedingten Nährstoffeinträgen in empfindliche Biotope. Endbericht zu FE-Vorhaben 84.0102/2009. Bergisch Gladbach: Bundesanstalt für Straßenwesen.

Balla, S., Uhl, R., Schlutow, A., Lorentz, H., Förster, M., Becker, C. (2013): Untersuchung und Bewertung von straßenverkehrsbedingten Nährstoffeinträgen in empfindliche Biotope. Kurzbericht zum FE-Vorhaben 84.0102/2009 der Bundesanstalt für Straßenwesen. Bergisch Gladbach: Bundesanstalt für Straßenwesen.

Bannick, C., Engelmann, B., Fendler, R., Frauenstein, J., Ginzky, H., Hornemann, C., Ilvonen, O., Kirschbaum, B., Penn-Bressel, G., Rechenberg, J., Richter, S., Roy, L., Wolter, R. (2008): Grundwasser in Deutschland. Berlin: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Reihe Umweltpolitik.

Bardgett, R. (2009): The Biology of Soil. A Community and Ecosystem Approach. Reprint. Oxford: Oxford University Press.

Bartnicki, J., Loon, M. van (2010): Estimation of atmospheric nitrogen deposition to the Baltic Sea in 2010 based on agreed emission ceilings under the EU NEC Directive and the Gothenburg Protocol: Executive Summary. Helsinki: HELCOM.

Bayerisches Landesamt für Umwelt (o. J.-a): Gewässerüberwachung nach Wasserrahmenrichtlinie. Augsburg: Bayerisches Landesamt für Umwelt. <http://www.lfu.bayern.de/wasser/wrrl/gewaesserueberwachung/index.htm> (07.05.2014).

Bayerisches Landesamt für Umwelt (o. J.-b): Konvention über den weiträumigen, grenzüberschreitenden Transport von Luftverunreinigungen – Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE Bericht der Jahre 2007-2008. Augsburg: Bayerisches Landesamt für Umwelt.

BDEW (Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft) (2014): Positionierung zur Novellierung der Düngeverordnung. Berlin: BDEW.

Beaulieu, J. J., Tank, J. L., Hamilton, S. K., Wollheim, W. M., Hall, R. O., Mulholland, P. J., Peterson, B. J., Ashkenas, L. R., Cooper, L. W., Dahm, C. N., Dodds, W. K., Grimm, N. B., Johnson, S. L., McDowell, W. H., Poole, G. C., Valett, H. M., Arango, C. P., Bernot, M. J., Burgin, A. J., Crenshaw, C. L., Helton, A. M., Johnson, L. T., O'Brien, J. M., Potter, J. D., Sheibley, R. W., Sobota, D. J., Thomas, S. M. (2011): Nitrous oxide emission from denitrification in stream and river networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108 (1), S. 214–219.

Behrendt, H., Bach, M., Kunkel, R., Opitz, D., Pagenkopf, W.-G., Scholz, G., Wendland, F. (2003): Nutrient Emissions into River Basins of Germany on the Basis of a Harmonized Procedure. Berlin: Umweltbundesamt. UBA-Texte 82/03.

Bernhardt-Römermann, M., Ewald, J. (2006): Einst zu wenig, heute zu viel: Stickstoff in Waldlebensgemeinschaften. *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft* 66 (6), S. 261–266.

Beudert, B., Breit, W. (2014): Kronenraumbilanzen zur Abschätzung der Stickstoffgesamtdeposition in Waldökosysteme des Nationalparks Bayerischer Wald. Grafenau: Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald. http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/370/dokumente/kronenraumbilanzen_stickstoffgesamtdeposition_nationalpark_bayerisches_wald_-_berichtsjahr_2013_im_forellenbach.pdf (08.10.2014).

Beudert, B., Breit, W. (2013): Bodenchemische Veränderungen als Folge anthropogener Belastungen und natürlicher Störungen. Grafenau: Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald. http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/370/dokumente/bodenchemische_veraenderungen_im_report_forellenbach_2012.pdf (08.10.2014).

Beudert, B., Breit, W. (2012): Horizontaler Niederschlag, nasse und feuchte Deposition im Inneren Bayerischen Wald. Erste Ergebnisse. Grafenau: Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald. http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/370/dokumente/abschlussbericht_forellenbach_nebel_2011_in_2012.pdf (08.10.2014).

Beudert, B., Breit, W. (2011): Hydrochemische Trends und Versauerungsmechanismen im Forellenbachgebiet. Grafenau: Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald. http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/370/dokumente/abschlussbericht_forellenbach_2010.pdf (08.10.2014).

Beudert, B., Breit, W. (2010): Untersuchungen zum Stickstoffeintrag und zum wassergebundenen Stickstoffhaushalt des Forellenbachgebiets. Grafenau: Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald. http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/370/dokumente/ece_im_forellenbach_berichtsjahr_2009.pdf (08.10.2014).

Beudert, B., Breit, W., Höcker, L., Stamm, O., Schwarz, B. (2007): Integrierte Umweltbeobachtung im Forellenbachgebiet des Nationalparks Bayerischer Wald im Netzwerk des Internationalen Kooperationsprogramms über die Auswirkungen grenzüberschreitender Luftschadstoffe und des Klimawandels auf Ökosysteme (UN/ECE – ICP Integrated Monitoring). Berlin, Grafenau: Umweltbundesamt, Nationalpark Bayerischer Wald.

BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2014a): Die Lage der Natur in Deutschland. Ergebnisse von EU-Vogelschutz- und FFH-Bericht. Bonn: BfN.

BfN (2014b): Nationaler Bericht nach Art. 17 FFH-Richtlinie in Deutschland (2013), Teil Arten (Annex B). Bonn: BfN. http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/natura2000/Nat_Bericht_2013/Arten/kontinental_amphibien.pdf (08.10.2014).

BfN (2011): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Bd 3: Wirbellose Tiere (Teil 1). Bonn-Bad Godesberg: BfN. Naturschutz und Biologische Vielfalt 70,3.

BfN (2008): Naturerbe Buchenwälder. Situationsanalyse und Handlungserfordernisse Bonn: BfN. Positionspapier des BfN.

BfN (2007): Keine Entwarnung für gefährdete Lebensräume in Deutschland. Bonn: BfN. Hintergrundpapier. http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/presse/Hintergrund_Rote_Liste.pdf (18.06.2014).

BfN (2004): Daten zur Natur 2004. Bonn: BfN.

BGR (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe) (2007): Bodenarten der Böden Deutschlands. Bericht über länderübergreifende Auswertungen von Punktinformationen im FISBo BGR. Hannover: BGR.

BGR (o. J.): Zukünftige Projekte, Auswertung und Präsentation der BÜK 200. Hannover: BGR. http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Informationsgrundlagen/Bodenkundliche_Karten_Datenbanken/BUEK200/Zukuenftige_Projekte/zukuenftige_projekte_node.html (27.06.2014).

BLAG (Bund-Länder-Arbeitsgruppe zur Evaluierung der Düngeverordnung) (2012): Evaluierung der Düngeverordnung – Ergebnisse und Optionen zur Weiterentwicklung. Abschlussbericht. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, Institut für Ländliche Räume.

BLMP AG WRRL (Bund-Länder Messprogramm Meeresumwelt, AG Wasserrahmenrichtlinie) (2007): Eutrophierung in den deutschen Küstengewässern von Nord- und Ostsee. Handlungsempfehlungen zur Reduzierung der Belastung durch Eutrophierung gemäß WRRL, OSPAR & HELCOM im Kontext einer Europäischen Wasserpolitik. Hamburg: BLMP AG WRRL.

Blume, H.-P. (2010): Böden als Pflanzenstandorte. In: Blume, H.-P., Brümmer, G. W., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretzschmar, R., Stahr, K., Wilke, B.-M. (Hrsg.): Scheffer/Schachtgabel: Lehrbuch der Bodenkunde. 16. Aufl. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag, S. 379–448.

Blume, H.-P., Brümmer, G. W., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretzschmar, R., Stahr, K., Wilke, B.-M. (Hrsg.) (2010): Scheffer/Schachtgabel: Lehrbuch der Bodenkunde. 16. Aufl. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.

BMEL (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft) (2014): Ergebnisse der Waldzustandserhebung 2013. Berlin: BMEL. http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Landwirtschaft/Wald-Jagd/ErgebnisseWaldzustandserhebung2013.pdf?__blob=publicationFile (18.06.2014).

BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2011): Agrarpolitischer Bericht der Bundesregierung 2011. Berlin: BMELV.

BMELV (2008): Bericht des BMELV für einen aktiven Klimaschutz der Agrar-, Forst- und Ernährungswirtschaft und zur Anpassung der Agrar- und Forstwirtschaft an den Klimawandel. Berlin: BMELV. http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Landwirtschaft/Klima-und-Umwelt/Klimaschutz/Klimaschutzbericht2008.pdf?__blob=publicationFile (02.10.2014).

BMG (Bundesministerium für Gesundheit), UBA (Umweltbundesamt) (2011): Bericht über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasser) in Deutschland. Bonn, Dessau-Roßlau: BMG, BMU.

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2010a): Indikatorenbericht 2010 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Berlin: BMU.

BMU (2010b): Die Wasserrahmenrichtlinie. Auf dem Weg zu guten Gewässern – Ergebnisse der Bewirtschaftungsplanung 2009 in Deutschland. Berlin: BMU.

BMU (2009): Zweiter Bodenschutzbericht der Bundesregierung. Berlin: BMU.

BMU (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt, vom Bundeskabinett am 7. November 2007 beschlossen. Berlin: BMU.

BMU, BMELV (2012): Nitratbericht 2012. Gemeinsamer Bericht. Bonn: BMU, BMELV.

BMU, UBA (Umweltbundesamt) (2010): Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 2: Gewässergüte. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

Bobbink, R., Hettelingh, J.-P. (Hrsg.) (2011): Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010. Bilthoven: National Institute for Public Health and the Environment, Coordination Centre for Effects.

Brittain, C., Williams, N., Kremen, C., Klein, A.-M. (2013): Synergistic effects of non-Apis bees and honey bees for pollination services. *Proceedings of the Royal Society / B* 280 (1754), 20122767.

Bronk, D. A., See, J. H., Bradley, P., Killberg, L. (2007): DON as a source of bioavailable nitrogen for phytoplankton. *Biogeosciences* 4 (3), S. 283–296.

Bruyn, U. de, Linders, H. W., Mohr, K. (2009): Epiphytische Flechten im Wandel von Immissionen und Klima. Ergebnisse einer Vergleichskartierung 1989/2007 in Nordwestdeutschland. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung* 21 (1), S. 63–75.

Builtjes, P., Hendriks, E., Koenen, M., Schaap, M., Banzhaf, S., Kerschbaumer, A., Gauger, T., Nagel, H.-D., Scheuschner, T., Schlutow, A. (2011): Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland. Zusammenfassender Abschlussbericht. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 38/2011.

Bund/Länder-Messprogramm Meeresumwelt (2013): Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie – Entwurf Überwachungsprogramm gemäß § 45 f Abs.1 WHG zur Umsetzung von Art. 11 MSRL. Teil A: Rahmenkonzept. Stand: 14.10.2013. Hamburg: Bund/Länder-Messprogramm Meeresumwelt.

Butterbach-Bahl, K., Baggs, E. M., Dannenmann, M., Kiese, R., Zechmeister-Boltenstern, S. (2013): Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? *Philosophical Transactions of the Royal Society / B* 368 (1621), 20130122.

Butterbach-Bahl, K., Gundersen, P., Ambus, P., Augustin, J., Beier, C., Boeckx, P., Dannemann, M., Gimeno, B. S., Ibrom, A., Kiese, R., Kitzler, B., Rees, R. M., Smith, K., Stevens, C., Vesala, T., Zechmeister-Boltenstern, S. (2011a): Nitrogen processes in terrestrial ecosystems. In: Sutton, M. A., Howard, C. M., Erisman, J. W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., Grinsven, H. van, Grizzetti, B. (Hrsg.): *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, Singapore, São Paulo, Delhi, Tokyo, Mexico City: Cambridge University Press, S. 99–125.

Butterbach-Bahl, K., Kiese, R. (2005): Significance of Forests as Sources for N₂O and NO. In: Binkley, D., Menyailo, O. (Hrsg.): *Tree Species Effects on Soils: Implications for Global Change*. Dordrecht, Berlin, Heidelberg, New York: Springer Netherlands. NATO Science Series IV: Earth and Environmental Sciences 55, S. 173–191.

Butterbach-Bahl, K., Nemitz, E., Zaehle, S., Billen, G., Boeckx, P., Erisman, J. W., Garnier, J., Upstill-Goddard, R., Kreuzer, M., Oenema, O., Reis, S., Schaap, M., Simpson, D., Vries, W. de, Winiwarter, W., Sutton, M. A. (2011b): Nitrogen as a threat to European greenhouse balance. In: Sutton, M. A., Howard, C. M., Erisman, J. W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., Grinsven, H. van, Grizzetti, B. (Hrsg.): *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, Singapore, São Paulo, Delhi, Tokyo, Mexico City: Cambridge University Press, S. 434–462.

Cantor, K. P., Ward, M. H., Moore, L. E., Lubin, J. H. (2006): Water Contaminants. In: Schottenfeld, D., Fraumeni, J. F. (Hrsg.): *Cancer Epidemiology and Prevention*. 3. ed. Oxford: Oxford University Press, S. 382–404.

Carstensen, J., Andersen, J. H., Gustafsson, B. G., Conley, D. J. (2014): Deoxygenation of the Baltic Sea during the last century. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 111 (15), S. 5628–5633.

Clark, C. M., Tilman, D. (2008): Loss of plant species after chronic low-level nitrogen deposition to prairie grasslands. *Nature* 451 (7179), S. 712–715.

Codispoti, L. A. (2010): Interesting Times for Marine N₂O. *Science* 327 (5971), S. 1339–1340.

Dämmgen, U., Haenel, H.-D., Rösemann, C., Hahne, J., Eurich-Menden, B., Grimm, E., Döhler, H. (2013): *Landwirtschaftliche Emissionen. Teilbericht zum F&E-Vorhaben „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung – PAREST“*. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 39/2013.

Davidson, K., Gowen, R. J., Tett, P., Bresnan, E., Harrison, P. J., McKinney, A., Milligan, S., Mills, D. K., Silke, J., Crooks, A.-M. (2012): Harmful algal blooms: How strong is the evidence that nutrient ratios and forms influence their occurrence? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 115, S. 399–413.

Delbaere, B., Mikos, V., Pulleman, M. (2014): European Policy Review: Functional agrobiodiversity supporting sustainable agriculture. *Journal for Nature Conservation* 22 (3), S. 193–194.

Deutscher Wetterdienst (Hrsg.) (2013): *Die deutschen Klimabeobachtungssysteme. Inventarbericht zum Global Climate Observing System (GCOS)*. Offenbach am Main: Deutscher Wetterdienst.

Di Prisco, G., Cavaliere, V., Annoscia, D., Varricchio, P., Caprio, E., Nazzi, F., Gargiulo, G., Pennacchio, F. (2013): Neonicotinoid clothianidin adversely affects insect immunity and promotes replication of a viral pathogen in honey bees. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110 (46), S. 18466–18471.

Diegmann, V., Pfäfflin, F., Wursthorn, H. (2009): *Erneute Aktualisierung der Bestandsaufnahme der Luftreinhalte- und Aktionspläne. Endbericht*. Freiburg: IVU Umwelt GmbH.

Dise, N. B., Ashmore, M., Belyazid, S., Bleeker, A., Bobbink, R., Vries, W. de, Erisman, J. W., Spranger, T., Stevens, C. J., Berg, L. van den (2011): Nitrogen as a threat to European terrestrial biodiversity. In: Sutton, M. A., Howard, C. M., Erisman, J. W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., Grinsven, H. van, Grizzetti, B. (Hrsg.): *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, Singapore, São Paulo, Delhi, Tokyo, Mexico City: Cambridge University Press, S. 463–494.

Dobben, H. F. van, Braak, C. J. F. ter, Dirkse, G. M. (1999): Undergrowth as a biomonitor for deposition of nitrogen and acidity in pine forest. *Forest Ecology and Management* 114 (1), S. 83–95.

Dumas, P., Bou, C., Gilbert, J. (2001): Groundwater Macrocrustaceans as Natural Indicators of the Ariège Alluvial Aquifer. *International Review of Hydrobiology* 86 (6), S. 619–633.

- Durand, P., Breuer, L., Johnes, P. J. (2011): Nitrogen processes in aquatic ecosystems. In: Sutton, M. A., Howard, C. M., Erisman, J. W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., Grinsven, H. van, Grizzetti, B. (Hrsg.): The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives. Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, Singapore, São Paulo, Delhi, Tokyo, Mexico City: Cambridge University Press, S. 126–146.
- EEA (European Environment Agency) (2013): Air quality in Europe – 2013 report. Luxembourg: Publications Office of the European Union. EEA Report 9/2013.
- EEA (2012): Streamlining European biodiversity indicators 2020: Building a future on lessons learnt from the SEBI 2010 process. Luxembourg: Publications Office of the European Union. EEA Technical Report 11/2012.
- EEA (2010a): Agriculture: nitrogen balance (SEBI 019) – Assessment published May 2010. Copenhagen: EEA. <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/agriculture-nitrogen-balance/agriculture-nitrogen-balance-assessment-published> (18.06.2014).
- EEA (2010b): Critical load exceedance for nitrogen (SEBI 009) – Assessment published May 2010. Copenhagen: EEA. <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/critical-load-exceedance-for-nitrogen/critical-load-exceedance-for-nitrogen> (18.06.2014).
- EEA (2010c): Nutrients in transitional, coastal and marine waters (SEBI 015) – Assessment published May 2010. Copenhagen: EEA. <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/nutrients-in-transitional-coastal-and-1/nutrients-in-transitional-coastal-and> (18.06.2014).
- EEA (2009): Spatial assessment of PM10 and ozone concentrations in Europe (2005). Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. EEA Technical Report 1/2009.
- EEA (2007): Halting the loss of biodiversity by 2010: proposal for a first set of indicators to monitor progress in Europe. Copenhagen: EEA. EEA Technical Report 11/2007.
- EFSA (European Food Safety Authority) (2008): Nitrate in vegetables. Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food chain (Question No EFSA-Q-2006-071). The EFSA Journal 689, S. 1–79.
- Eisenhauer, N., Dobies, T., Cesarz, S., Hobbie, S. E., Meyer, R. J., Worm, K., Reich, P. B. (2013): Plant diversity effects on soil food webs are stronger than those of elevated CO₂ and N deposition in a long-term grassland experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110 (17), S. 6889–6894.
- Erisman, J. W., Fowler, D. (2009): Oxidized and Reduced Nitrogen in the Atmosphere. In: Sabljic, A. (Hrsg.): Environmental and Ecological Chemistry. Encyclopaedia of Life Support Systems. Bd. 1. Oxford: EOLSS Publishers, S. 262–294.
- Erisman, J. W., Grinsven, H. van, Grizzetti, B., Buouraoui, F., Powlson, D., Sutton, M. A., Bleeker, A., Reis, S. (2011): The European nitrogen problem in a global perspective In: Sutton, M. A., Howard, C. M., Erisman, J. W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., Grinsven, H. van, Grizzetti, B. (Hrsg.): The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives. Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, Singapore, São Paulo, Delhi, Tokyo, Mexico City: Cambridge University Press, S. 9–31.
- Essl, F. (2013): Grünland – im Spannungsfeld von Klima- und Nutzungswandel. In: Essl, F., Rabitsch, W. (Hrsg.): Biodiversität und Klimawandel. Auswirkungen und Handlungsoptionen für den Naturschutz in Mitteleuropa. Berlin, Heidelberg: Springer, S. 212–216.

EUA (Europäische Umweltagentur) (2013): EUA Signale 2013. Mit jedem Atemzug. Verbesserung der Luftqualität in Europa. Kopenhagen: EUA.

Europäische Kommission – Generaldirektion Umwelt (Hrsg.) (2013): Nitrogen Pollution and the European Environment: Implications for Air Quality Policy. In-depth Report. Bristol: Science Communication Unit, University of the West of England.

Fan, A. M. (2011): Nitrate and Nitrite in Drinking Water: A Toxicological Review. In: Jerome, O. N. (Hrsg.): Encyclopedia of Environmental Health. Burlington: Elsevier, S. 137–145.

Fewtrell, L. (2005): Drinking-Water Nitrate, Methemoglobinemia, and Global Burden of Disease: A Discussion. *Environmental Health Perspectives* 112 (14), S. 1371–1374.

FGG Weser (Flussgebietsgemeinschaft Weser) (2007): EG-Wasserrahmenrichtlinie – Überwachung der Gewässer in der Flussgebietseinheit Weser nach Artikel 8 der EG-WRRL. Hildesheim: FGG Weser.

Fichtner, A., Oheimb, G. von, Härdtle, W., Wilken, C., Gutknecht, J. L. M. (2014): Effects of anthropogenic disturbances on soil microbial communities in oak forests persist for more than 100 years. *Soil Biology and Biochemistry* 70, S. 79–87.

Fischer, G., Frohne, T., Gerharz, L., Hildebrandt, M., Klemm, O., Mildenerger, K., Nording, C., Rehberger, I., Schiffer, M., Voulkoudis, C. S. (2006): Veränderungen des NO/NO₂-Verhältnisses in Nordrhein-Westfalen (1984–2004) und mögliche Ursachen. *Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie* 18 (3), S. 155–163.

Franzaring, J., Fangmeier, A. (2006): Methoden zum Nachweis atmosphärischer Stickstoffeinträge mit pflanzlichen Bioindikatoren. *Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft* 66 (6), S. 253–259.

Franzen-Reuter, I. (2004): Untersuchungen zu den Auswirkungen atmosphärischer Stickstoffeinträge auf epiphytische Flechten und Moose im Hinblick auf die Bioindikation. Bonn, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, Dissertation.

Friedrich, U., Oheimb, G. von, Dziedek, C., Kriebitzsch, W.-U., Selbmann, K., Härdtle, W. (2011): Mechanisms of purple moor-grass (*Molinia caerulea*) encroachment in dry heathland ecosystems with chronic nitrogen inputs. *Environmental Pollution* 159 (12), S. 3553–3559.

Friedrich, U., Oheimb, G. von, Kriebitzsch, W.-U., Schließmann, K., Weber, M., Härdtle, W. (2012): Nitrogen deposition increases susceptibility to drought - experimental evidence with the perennial grass *Molinia caerulea* (L.) Moench. *Plant and Soil* 353 (1–2), S. 59–71.

Fritzlar, F., Hengel, U. van, Westhus, W., Lux, A. (2009): Der Erhaltungszustand der Arten und Lebensraumtypen der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Thüringen 2001 bis 2006. *Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen* 46 (2), S. 53–64.

Frommer, J., May, R., Fuchs, D. (2012): Luftqualität und Ökosystemschutz. In: KRdL (Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN – Normenausschuss KRdL) (Hrsg.): Stoffeinträge in terrestrische Ökosysteme und ihre Bewertung. KRdL-Expertenforum 12. September 2012, Bonn. Düsseldorf: KRdL. KRdL-Schriftenreihe 45, S. 23–29.

Früh, D., Stoll, S., Haase, P. (2012): Physicochemical and morphological degradation of stream and river habitats increases invasion risk. *Biological Invasions* 14 (11), S. 2243–2253.

Fuchs, D. (2012): Übergreifende Auswertung der Daten zu Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert und den Stickstoffdepositionsdaten des UBA. Bericht. München: PAN Planungsbüro für angewandten Naturschutz.

- Furst, M. A., McMahon, D. P., Osborne, J. L., Paxton, R. J., Brown, M. J. F. (2014): Disease associations between honeybees and bumblebees as a threat to wild pollinators. *Nature* 506 (7488), S. 364–366.
- Galloway, J. N., Aber, J. D., Erisman, J. W., Seitzinger, S. P., Howarth, R. W., Cowling, E. B., Cosby, B. J. (2003): The nitrogen cascade. *BioScience* 53 (4), S. 341–356.
- Galloway, J. N., Townsend, A. R., Erisman, J. W., Bekunda, M., Cai, Z., Freney, J. R., Martinelli, L. A., Seitzinger, S. P., Sutton, M. A. (2008): Transformation of the Nitrogen Cycle: Recent Trends, Questions, and Potential Solutions. *Science* 320 (5878), S. 889–892.
- Gardi, C., Jeffery, S., Saltelli, A. (2013): An estimate of potential threats levels to soil biodiversity in EU. *Global Change Biology* 19, S. 1538–1548.
- Garibaldi, L. A., Aizen, M. A., Klein, A. M., Cunningham, S. A., Harder, L. D. (2011): Global growth and stability of agricultural yield decrease with pollinator dependence. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108 (14), S. 5909–5914.
- Garibaldi, L. A., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R., Aizen, M. A., Bommarco, R., Cunningham, S. A., Kremen, C., Carvalheiro, L. G., Harder, L. D., Afik, O., Bartomeus, I., Benjamin, F., Boreux, V., Cariveau, D., Chacoff, N. P., Dudenhöffer, J. H., Freitas, B. M., Ghazoul, J., Greenleaf, S., Hipólito, J., Holzschuh, A., Howlett, B., Isaacs, R., Javorek, S. K., Kennedy, C. M., Krewenka, K. M., Krishnan, S., Mandelik, Y., Mayfield, M. M., Motzke, I., Munyuli, T., Nault, B. A., Otieno, M., Petersen, J., Pisanty, G., Potts, S. G., Rader, R., Ricketts, T. H., Rundlöf, M., Seymour, C. L., Schüepp, C., Szentgyörgyi, H., Taki, H., Tschamntke, T., Vergara, C. H., Viana, B. F., Wanger, T. C., Westphal, C., Williams, N., Klein, A. M. (2013): Wild Pollinators Enhance Fruit Set of Crops Regardless of Honey Bee Abundance. *Science* 339 (6127), S. 1608–1611.
- Gauger, T., Haenel, H.-D., Rösemann, C., Nagel, H.-D., Becker, R., Kraft, P., Schlutow, A., Schütze, G., Weigelt-Kirchner, R., Anshelm, F. (2008): Nationale Umsetzung UNECE-Luftreinhaltkonvention (Wirkungen). Teil 2: Wirkungen und Risikoabschätzungen. Critical Loads, Biodiversität, Dynamische Modellierung, Critical Levels Überschreitungen, Materialkorrosion. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 39/08.
- Gebhard, U. (2010): Wie wirken Natur und Landschaft auf Gesundheit, Wohlbefinden und Lebensqualität? In: BfN (Bundesamt für Naturschutz) (Hrsg.): Naturschutz & Gesundheit. Allianzen für mehr Lebensqualität. Bonn-Bad Godesberg: BfN, S. 25–31.
- Gensior, A., Roth, G., Well, R. (2012): Landwirtschaftliche Bodennutzung. Eine Bestandsaufnahme aus Sicht der Klimaberichterstattung. *Bodenschutz* 3 (12), S. 81–89.
- Giordani, P., Calatayud, V., Stofer, S., Seidling, W., Granke, O., Fischer, R. (2014): Detecting the nitrogen critical loads on European forests by means of epiphytic lichens. A signal-to-noise evaluation. *Forest Ecology and Management*. 311, S. 19–40.
- Goldberg, R. (2013): Wie aussagekräftig ist die deutsche Erfassungsmethode für High-Nature-Value-Grünland (HNV)? Ein Test mit Blütenpflanzen, Heuschrecken und Tagfaltern in Sachsen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 45 (5), S. 140–147.
- Gömann, H., Kreins, P., Münch, J., Delzeit, R. (2011): Auswirkungen der Novellierung des Erneuerbare-Energien-Gesetzes auf die Landwirtschaft in Deutschland. In: Weingarten, P., Banse, M., Gömann, H., Isermeyer, F., Nieberg, H., Offermann, F., Wendt, H. (Hrsg.): Möglichkeiten und Grenzen der wissenschaftlichen Politikanalyse. 50. Jahrestagung der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus e. V. vom 29. September bis 1. Oktober 2010. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag. Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus e.V., S. 189–201.

- Granli, T., Bøckman, O. C. (1994): Nitrous oxide from agriculture. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences* 12 (Supplement), S. 7–128.
- Grimm, S., Heidemeier, J., Hilliges, F., Schiller, A., Ullrich, A., Arle, J., Blondzik, K., Drews, M., Tietjen, L. (2013): Bericht der Bundesrepublik Deutschland zur Durchführung der Richtlinie 2006/11/EG. Zeitraum 2008–2010. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.
- Grinsven, H. van, Rabl, A., Kok, T. M. de (2010): Estimation of incidence and social cost of colon cancer due to nitrate in drinking water in the EU: a tentative cost-benefit assessment. *Environmental Health* 9 (1), S. 58.
- Grinsven, H. van, Ward, M. H., Benjamin, N., Kok, T. M. de (2006): Does the evidence about health risks associated with nitrate ingestion warrant an increase of the nitrate standard for drinking water? *Environmental Health* 5, S. 26.
- Grizzetti, B., Bouraoui, F., Billen, G., Grinsven, H. van, Cardoso, A. C., Thieu, V., Garnier, J., Curtis, C., Howarth, R., Johnes, P. J. (2011): Nitrogen as a threat to European water quality. In: Sutton, M. A., Howard, C. M., Erisman, J. W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., Grinsven, H. van, Grizzetti, B. (Hrsg.): *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, Singapore, São Paulo, Delhi, Tokyo, Mexico City: Cambridge University Press, S. 379–404.
- Gruttke, H. (2004): Ermittlung der Verantwortlichkeit für die Erhaltung mitteleuropäischer Arten Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 8.
- Gupta, S. K., Gupta, R. C., Gupta, A. B., Seth, A. K., Bassin, J. K., Gupta, A. (2000): Recurrent acute respiratory tract infections in areas with high nitrate concentrations in drinking water. *Environmental Health Perspectives* 108 (4), S. 363–366.
- Haberer, K., Böttcher, U. (1996): Das Verhalten von Umweltchemikalien in Boden und Grundwasser. Bonn: Bundesamt für Zivilschutz. *Zivilschutzforschung N.F.* 23.
- Härdtle, W., Meyer-Grünefeldt, M., Oheimb, G. von (2013): Atmosphärische Stickstoffeinträge als Ursache für Artenwandel und Artenschwund. Mechanismen und Interaktionen mit Klimawandel am Beispiel von Heideökosystemen. *Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft* 25, S. 37–47.
- Hegg, O., Feller, U., Dähler, W., Scherrer, C. (1992): Long term influence of fertilization in a Nardetum. *Vegetatio* 103, S. 151–158.
- Heinz, S., Mayer, F., Kuhn, G. (2013): Grünlandmonitoring als Instrument zur Entwicklung einer Kennartenliste für artenreiches Grünland. *Natur und Landschaft* 88 (9–10), S. 386–391.
- HELCOM (Helsinki-Kommission) (2014): Eutrophication status of the Baltic Sea 2007–2011. A concise thematic assessment. Helsinki: HELCOM. *Baltic Sea Environment Proceedings* 143.
- HELCOM (2013): HELCOM Map and Data Service. Helsinki: HELCOM. <http://maps.helcom.fi/website/mapservice/index.html> (12.09.2013).
- HELCOM (2010): Ecosystem Health of the Baltic Sea 2003-2007: HELCOM Initial Holistic Assessment. Helsinki: HELCOM. *Baltic Sea Environment Proceedings* 122.
- HELCOM (2009): Eutrophication in the Baltic Sea. An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment and eutrophication in the Baltic Sea region. Helsinki: HELCOM. *Baltic Sea Environment Proceedings* 115B.

Henry, M., Beguin, M., Requier, F., Rollin, O., Odoux, J.-F., Aupinel, P., Aptel, J., Tchamitchian, S., Decourtye, A. (2012): A Common Pesticide Decreases Foraging Success and Survival in Honey Bees. *Science* 336 (6079), S. 348–350.

Hertel, O., Reis, S., Ambelas Skjøth, C., Bleeker, A., Harrison, R., Cape, J. N., Fowler, D., Skiba, U., Simpson, D., Jikells, T., Baker, A., Kulmala, M., Gyldenkaerne, S., Sørensen, L. L., Erisman, J. W. (2011): Nitrogen processes in the atmosphere. In: Sutton, M. A., Howard, C. M., Erisman, J. W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., Grinsven, H. van, Grizzetti, B. (Hrsg.): *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, Singapore, São Paulo, Delhi, Tokyo, Mexico City: Cambridge University Press, S. 177–207.

Hicks, W. K., Whitfield, C. P., Bealey, W. J., Sutton, M. A. (Hrsg.) (2011): *Nitrogen Deposition and Natura 2000. Science and Practice in Determining Environmental Impacts*. Brussels: COST Office.

HLUG (Hessisches Landeamt für Umwelt und Geologie) (2013): *Umweltatlas Hessen. Geologie und Boden. Nitratrückhaltevermögen des Bodens*. Wiesbaden: HLUG. <http://atlas.umwelt.hessen.de/servlet/Frame/atlas/geologie/boden/nitrat.htm> (27.06.2014).

Holleman, A. F., Wiberg, E., Wiberg, N. (2007): *Lehrbuch der Anorganischen Chemie*. 102., stark umgearbeitete und verb. Aufl. Berlin, New York: de Gruyter.

Holloway, J. M., Dahlgren, R. A. (1999): Geologic nitrogen in terrestrial biogeochemical cycling. *Geology* 27 (6), S. 567–570.

Hülsbergen, K.-J., Schmid, H. (2010): Treibhausgasemissionen ökologischer und konventioneller Betriebssysteme. In: KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft) (Hrsg.): *Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden. KTBL-/VTI-Tagung vom 8. bis 10. Dezember 2010 im Bildungszentrum Kloster Banz in Bad Staffelstein*. Darmstadt: KTBL. KTBL-Schrift 483, S. 229–245.

IARC (International Agency for Research on Cancer) (2006): *Ingested Nitrate and Nitrite, and Cyanobacterial Peptide Toxins*. Lyon: IARC. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans 94.

IFEU (Institut für Energie und Umweltforschung) (2010): *TREMOS-Szenarien zur Abschätzung der Wirksamkeit der neuen Kfz-Grenzwerte auf die NO₂-Luftqualität*. Heidelberg: IFEU.

Ignarro, L. J. (2002): Nitric oxide as a unique signaling molecule in the vascular system: a historical overview. *Journal of Physiology and Pharmacology* 53 (4), S. 503–514.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2014): Introduction. In: Edenhofer, O., Pichs-Madruga, R., Sokona, Y., Farahani, E., Kadner, S., Seyboth, K., Adler, A., Baum, I., Brunner, S., Eickemeier, P., Kriemann, B., Savolainen, J., Schlömer, S., Stechow, C. von, Zwickel, T., Minx, J. C. (Hrsg.): *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, New York: Cambridge University Press. Im Erscheinen, S. 3–10.

IPCC (2013a): Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In: Stocker, T. F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M. M. B., Allen, S. K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P. M. (Hrsg.): *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, New York: Cambridge University Press, S. 659–740.

IPCC (2013b): Clouds and Aerosols. In: Stocker, T. F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M. M. B., Allen, S. K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P. M. (Hrsg.): Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, New York: Cambridge University Press, S. 571–657.

IPCC (2007a): 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 (2007b): 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.

Janssens, I. A., Dieleman, W., Luysaert, S., Subke, J.-A., Reichstein, M., Ceulemans, R., Ciais, P., Dolman, A. J., Grace, J., Matteucci, G., Papale, D., Piao, S. L., Schulze, E.-D., Tang, J., Law, B. E. (2010): Reduction of forest soil respiration in response to nitrogen deposition. *Nature Geoscience* 2010 (3), S. 315–322.

Jarvis, S., Hutchings, N., Brentrup, F., Olesen, J. E., Hoek, K. W. van de (2011): Nitrogen flows in farming systems across Europe. In: Sutton, M. A., Howard, C. M., Erisman, J. W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., Grinsven, H. van, Grizzetti, B. (Hrsg.): The European Nitrogen Assessment. Sources, effects and policy perspectives. Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, Singapore, São Paulo, Delhi, Tokyo, Mexico City: Cambridge University Press, S. 211–228.

Jekel, H., Arle, J., Bartel, H., Baumgarten, C., Blondzik, K., Claussen, U., Damian, H. P., Döscher, K., Dubbert, W., Eggers, H.-H., Fricke, K., Fuß, F., Galander, C., Gast, M., Ginzky, H., Grimm, S., Heidemeier, J., Hilliges, F., Hirsch, S., Hoffmann, A., Hülsmann, W., Jäger, S., Jaschinski, J., Jung, M., Kabbe, C., Kirschbaum, B., Koppe, K., Krakau, M., Lenz, K., Leujak, W., Mohaupt, V., Naumann, S., Pickl, C., Rechenberg, B., Rechenberg, J., Reichel, J., Richter, S., Ringeltaube, P., Schlosser, U., Schmoll, O., Schulz, D., Schwirn, K., Six, E., Stark, C., Suhr, M., Szewzyk, R., Ullrich, A., Völker, D., Walter, A., Werner, S., Wolter, R., Wunderlich, D. (2014): Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 1: Grundlagen. Bonn: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit. http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/wawi_teil01_werb.pdf (10.09.2014).

Jenssen, M., Hofmann, G., Nickel, S., Pesch, R., Riediger, J., Schröder, W. (2013): Bewertungskonzept für die Gefährdung der Ökosystemintegrität durch die Wirkungen des Klimawandels in Kombination mit Stoffeinträgen unter Beachtung von Ökosystemfunktionen und -dienstleistungen. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 87/2013.

Jörß, W., Emele, L., Scheffler, M., Cook, V., Theloke, J., Thiruchittampalam, B., Dünnebeil, F., Knörr, W., Heidt, C., Jozwicka, M., Kuenen, J. J. P., Denier van der Gon, H. A. C., Visschedijk, A. J. H., Gijlswijk, R. N. van, Osterburg, B., Laggner, B., Stern, R., Handke, V. (2014): Luftqualität 2020/2030: Weiterentwicklung von Prognosen für Luftschadstoffe unter Berücksichtigung von Klimastrategien. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 35/2014.

Kaufmann-Boll, C., Kappler, W., Lazar, S., Meiners, G., Tischler, B., Baritz, R., Düwel, O., Hoffmann, R., Utermann, J., Makeschin, F., Abi, M., Rinklebe, J., Prüß, A., Schilli, C., Beylich, A., Graefe, U. (2011): Anwendung von Bodendaten in der Klimaforschung. Kurzfassung. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 65/2011.

- Kehe, K., Eyer, P. (2013): Gasförmige Verbindungen. In: Marquardt, H., Schäfer, S. G., Barth, H. (Hrsg.): Lehrbuch der Toxikologie. 3. Aufl. Stuttgart: Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft, S. 855–884.
- Keil, M., Bock, M., Esch, T., Metz, A., Nieland, S., Pfitzner, A. (2011): CORINE Land Cover. Aktualisierung 2006 für Deutschland. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 13/2011.
- Keller, L., Wendland, F. (2013): Berechnung der potenziellen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser auf Kreisebene für die Bundesrepublik Deutschland – Teilleistung im Rahmen des BMBF Forschungs- und Entwicklungsvorhabens „Wasserflüsse in Deutschland“ (FKZ 033L056). Endbericht. Jülich: Forschungszentrum Jülich, Institut für Bio- und Geowissenschaften (IBG 3: Agrosphäre).
- Kennedy, C. M., Lonsdorf, E., Neel, M. C., Williams, N. M., Ricketts, T. H., Winfree, R., Bommarco, R., Brittain, C., Burley, A. L., Cariveau, D., Carvalheiro, L. G., Chacoff, N. P., Cunningham, S. A., Danforth, B. N., Dudenhöffer, J. H., Elle, E., Gaines, H. R., Garibaldi, L. A., Gratton, C., Holzschuh, A., Isaacs, R., Javorek, S. K., Jha, S., Klein, A. M., Krewenka, K., Mandelik, Y., Mayfield, M. M., Morandin, L., Neame, L. A., Otieno, M., Park, M., Potts, S. G., Rundlöf, M., Saez, A., Steffan-Dewenter, I., Taki, H., Viana, B. F., Westphal, C., Wilson, J. K., Greenleaf, S. S., Kremen, C. (2013): A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. *Ecology Letters* 16 (5), S. 584–599.
- Kirschbaum, U., Windisch, U., Vorbeck, A., Hanewald, K. (2006): Mapping lichen diversity in Wetzlar and Giessen as an indicator of air quality. *Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft* 66 (6), S. 272–280.
- Klatt, B. K., Holzschuh, A., Westphal, C., Clough, Y., Smit, I., Pawelzik, E., Tscharrntke, T. (2014): Bee pollination improves crop quality, shelf life and commercial value. *Proceedings of the Royal Society / B* 281 (1775), 20141799.
- Kofalk, S. (1998): Einfluss von Bodenvariabilität und Relief auf Wasserhaushalt und Stickstoffgehalte eines Grundmoränenstandorts. Berlin, Technische Universität, Dissertation.
- Kohli, L. (2012): Stickstoffeintrag. Bern: Bundesamt für Umwelt Schweiz. BDM-Facts 3/2011.
- Koordinationsstelle Biodiversitäts-Monitoring Schweiz (2009): Zustand der Biodiversität in der Schweiz. Ergebnisse des Biodiversität-Monitoring Schweiz (BDM) im Überblick. Stand: Mai 2009. Bern: Bundesamt für Umwelt Schweiz. Umwelt-Zustand 11/09.
- Kraft, M., Eikmann, T., Kappos, A., Künzli, N., Rapp, R., Schneider, K., Seitz, H., Voss, J.-U., Wichmann, H. E. (2005): The German view: Effects of nitrogen dioxide on human health – derivation of health-related short-term and long-term values. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 208 (4), S. 305–318.
- KRdL (Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN – Normenausschuss KRdL) (2011): Stickstoffdioxid und Partikel (PM_{2,5}/PM₁₀). KRdL-Expertenforum, 27. Oktober 2011, Bonn. Düsseldorf: KRdL. KRdL-Schriftenreihe 42.
- Kros, H., Gies, J., Voogd, J. C. H., Vries, W. de (2013): Efficiency of agricultural measures to reduce nitrogen deposition in Natura 2000 sites. *Environmental Science & Policy* 32, S. 68–79.
- Kroupova, H., Machova, J., Svobodova, Z. (2005): Nitrite influence on fish: a review. *Veterinární medicína* 50 (11), S. 461–471.

Krug, D., Stolz, W., Stegger, U. (Hrsg.) (2004): Anwendung des TUB-BGR-Verfahrens zur Berechnung der Sickerwasserrate auf Basis der BÜK 200. Hannover: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe.

Kuhr, P., Kreins, P., Kunkel, R., Voigt, H.-J., Wolter, R., Vereecken, H., Wendland, F. (2012): Konzeptionelles hydro(geo)logisches Modell zur Bewertung von Maßnahmen zur Reduktion der Grundwasserbelastungen durch Nitrat. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 26 (3), S. 111–125.

L'Hirondel, J.-L., Avery, A. A., Addiscott, T. M. (2006): Dietary Nitrate: Where is the risk? *Environmental Health Perspectives* 114 (8), S. A458–A459.

LABO (Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz) (2003): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. 3. überarb. und erg. Aufl. Saarbrücken: LABO.

LAI (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz) (2012): Leitfaden zur Ermittlung und Bewertung von Stickstoffeinträgen der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz. Langfassung. München: LAI.

Landesamt für Umwelt und Arbeitsschutz des Saarlandes (2009): Dokumentation zur Karte des Nitratrückhaltevermögens der Böden im Saarland im Maßstab 1:100.000. Bodeninformationssystem des Saarlandes (SAARBIS). Saarbrücken: Landesamt für Umwelt- und Arbeitsschutz.

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2003): Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Berlin: LAWA.

LAWA (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland – Chemische Gewässergüteklassifikation. Berlin: LAWA.

Lehmann, S. (2007): Schutz der Wälder – Nationale Verantwortung tragen und global handeln. Bonn: BfN. BfN-Skripten 209.

Leip, A. (2011): Integrating nitrogen fluxes at the European scale. In: Sutton, M. A., Howard, C. M., Erisman, J. W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., Grinsven, H. van, Grizzetti, B. (Hrsg.): *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, Singapore, São Paulo, Delhi, Tokyo, Mexico City: Cambridge University Press, S. 345–376.

Lewis, W. M., Morris, D. P. (1986): Toxicity of Nitrite to Fish: A Review. *Transactions of the American Fisheries Society* 115, S. 183–195.

Marquard, E., Förster, J., Vohland, K. (2012): Nationales Biodiversitäts-Monitoring 2020. Eine Übersicht von Diversitas Deutschland e.V. und dem Netzwerk-Forum zur Biodiversitätsforschung Deutschland (NeFo) zum Beitrag der deutschen Biodiversitätsforschung zur Weiterentwicklung des nationalen Biodiversitäts-Monitoring. Berlin, Leipzig: Diversitas Deutschland e.V., Netzwerk-Forum zur Biodiversitätsforschung Deutschland.

Martens, D., Bauer, N. (2011): Erholung in unterschiedlich genutzten Landwirtschaftsgebieten. *Natur und Landschaft* 86 (7), S. 307–311.

Mayer, A., Kapser, M., Mosimann, T., Czerwinski, J., Emmenegger, L., Mohn, J., Ulrich, A., Kirchen, P. (2007): Nanopartikel-Emissionen von HDV Euro 4 und Euro 5 Dieselmotoren im Vergleich zu Euro 3 mit/ohne Partikelfilter. *Österreichische Ingenieur- und Architekten-Zeitschrift* 152 (1–3), S. 90–96.

- McClellan, C. J., Berg, L. J. L. van den, Ashmore, M. R., Preston, C. D. (2011): Atmospheric nitrogen deposition explains patterns of plant species loss. *Global Change Biology* 17 (9), S. 2882–2892.
- Mehranfar, O. (2003): Laboruntersuchungen zum langfristigen Denitrifikationspotential im oberflächennahen Grundwasser hydromorpher Mineralböden Nordwestdeutschlands. Göttingen, Georg-August-Universität, Fakultät für Agrarwissenschaften, Dissertation.
- Meiwes, K. (2012): Stickstoffeinträge und ihre Wirkungen in Waldökosystemen Nordwestdeutschlands – Auswirkungen auf Nitratausträge und Stickstoffzeigerwert nach Ellerberg. In: KRdL (Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN – Normenausschuss KRdL) (Hrsg.): Stoffeinträge in terrestrische Ökosysteme und ihre Bewertung. KRdL-Expertenforum 12. September 2012, Bonn. Düsseldorf: KRdL. KRdL-Schriftenreihe 45, S. 33–43.
- Mellert, K.-H., Kölling, C. (2006): Stickstoffsättigung – ein wachsendes Problem ohne Lösung? *Forst und Holz* 61 (11), S. 95–98.
- Mellert, K. (2010): Zuviel des Guten? Über die Gefährdung der Waldböden durch Stickstoffeinträge. In: *AgrarBündnis* (Hrsg.): Der kritische Agrarbericht 2010. Hamm: ABL Verlag, S. 196–200.
- Meyer, S., Wesche, K., Krause, B., Brütting, C., Isabell, H., Leuschner, C. (2014): Diversitätsverluste und floristischer Wandel im Ackerland seit 1950. *Natur und Landschaft* 89 (9–10), S. 392–398.
- Mirvish, S. S. (1995): Role of N-nitroso compounds (NOC) and N-nitrosation in etiology of gastric, esophageal, nasopharyngeal and bladder cancer and contribution to cancer of known exposures to NOC. *Cancer Letters* 93 (1), S. 17–48.
- Mirvish, S. S. (1977): N-nitroso compounds: Their chemical and in vivo formation and possible importance as environmental carcinogens. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 2 (6), S. 1267–1277.
- Mirvish, S. S., Grandjean, A. C., Moller, H., Fike, S., Maynard, T., Jones, L., Rosinsky, S., Nie, G. (1992): N-nitrosoproline excretion by rural Nebraskans drinking water of varied nitrate content. *Cancer Epidemiology Biomarkers & Prevention* 1 (6), S. 455–461.
- Mischke, R., Eyer, P. (2013): Blut und Blut bildende Organe. In: Marquardt, H., Schäfer, S. G., Barth, H. (Hrsg.): *Lehrbuch der Toxikologie*. 3., vollst. überarb. und erw. Aufl. Stuttgart: Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft, S. 383–405.
- Mohr, K. (2012): Messung, Modellierung und Wirkungsermittlung von Ammoniak aus Tierhaltungsanlagen. In: KRdL (Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN – Normenausschuss KRdL) (Hrsg.): Stoffeinträge in terrestrische Ökosysteme und ihre Bewertung. KRdL-Expertenforum 12. September 2012, Bonn. Düsseldorf: KRdL. KRdL-Schriftenreihe 45, S. 63–83.
- Mohr, K., Meesenburg, H., Dämmgen, U. (2005): Die Stickstoff-Belastung von Waldökosystemen: Wirkungen, Wirkungspfade, offene Fragen, Gesamtkonzept. In: Dämmgen, U. (Hrsg.): Bestimmung von Ammoniak-Einträgen aus der Luft und deren Wirkung auf Waldökosysteme (ANSWER-Projekt). Braunschweig: Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 279, S. 1–7.
- Møller, H., Landt, J., Pedersen, E., Jensen, P., Autrup, H., Jensen, O. M. (1989): Endogenous Nitrosation in Relation to Nitrate Exposure from Drinking Water and Diet in a Danish Rural Population. *Cancer Research* 49 (11), S. 3117–3121.

- Moncada, S., Higgs, A. (1993): The L-Arginine-Nitric Oxide Pathway. *New England Journal of Medicine* 329 (27), S. 2002–2012.
- Mountford, J. O., Lakhani, K. H., Holland, R. J. (1996): Reversion of vegetation following the cessation of fertilizer application. *Journal of Vegetation Science* 7 (2), S. 219–228.
- Mues, A. W. (2012): Achtsamkeit und Naturerfahrung. *Natur und Landschaft* 87 (11), S. 496–501.
- Nachwuchsgruppe Ökosystemleistungen (2013): Ökosystemleistungen. Landnutzung, Lebensqualität und marktbasierende Instrumente in land- und forstwirtschaftlich genutzten Kulturlandschaften. Berlin: Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften, Nachwuchsgruppe Ökosystemleistungen.
- Nagel, H.-D., Becker, R. (2002): Konzept, Datengrundlage und Kartierung von Critical Loads, deren Überschreitungen sowie die dazugehörige Uncertainty analysis. Strausberg: ÖKO-DATA. <http://www.umweltdaten.de/luft/ws060208.pdf> (11.09.2013).
- Nagel, H.-D., Scheuschner, T., Schlutow, A. (2014): Einhaltung oder Überschreitung der Critical Load: Ein Indikator für den vorsorgenden Umweltschutz. Vortrag, Fachgespräch Atmosphärische Deposition, 11.02.2014, Dessau.
- Nagy, L., Badeck, F., Pompe, S., Gottfried, M., Pauli, H., Grabherr, G. (2010): Is atmospheric nitrogen deposition a cause for concern in alpine ecosystems? In: Settele, J., Penev, L., Georgiev, T., Grabaum, R., Grobelnik, V., Hammen, V., Klotz, S., Kotarac, M., Kühn, I. (Hrsg.): *Atlas of biodiversity risk*. Sofia, Moscow: Pensoft, S. 122–123.
- Narberhaus, I., Krause, J., Bernitt, U. (Hrsg.) (2012): *Bedrohte Biodiversität in der deutschen Nord- und Ostsee. Empfindlichkeiten gegenüber anthropogenen Nutzungen und den Effekten des Klimawandels*. Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 116.
- Naturkapital Deutschland – TEEB DE (2012): *Der Wert der Natur für Wirtschaft und Gesellschaft. Eine Einführung. Ein Beitrag Deutschlands zum internationalen TEEB-Prozess*. München, Leipzig, Bonn: ifuplan, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Bundesamt für Naturschutz.
- Nausch, G., Bachor, A., Petenati, T., Voß, J., Weber, M. von (2011): *Nährstoffe in den deutschen Küstengewässern der Ostsee und angrenzenden Gebieten*. Hamburg: Bundesländer Messprogramm Meeresumwelt. *Meeresumwelt Aktuell, Nord- und Ostsee* 2011/1.
- Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz (2011): *Versauerung*. Hannover: Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz. <http://www.umwelt.niedersachsen.de/umweltbericht/herausforderungen/versauerung/> (13.09.2013).
- Nixdorf, B., Rücker, J., Deneke, R., Grüneberg, B. (2009): *Gewässer im Klimastress? Eutrophierungsgefahr in Seen am Beispiel der Scharmützelseeeregion*. *Forum der Forschung* 22, S. 99–106.
- Nwankwoala, H. O. (2012): *Towards a Conceptual Understanding of Groundwater Ecology*. *European Journal of Sustainable Development* 1 (3), S. 493–508.
- Olf, H., Bakker, J. P. (1991): *Long-term dynamics of standing crop and species composition after the cessation of fertilizer application to mown grassland*. *Journal of Applied Ecology* 28 (3), S. 1040–1052.

OSPAR Commission (2010): Quality Status Report 2010. London: OSPAR Commission.

OSPAR Commission (2009a): Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area. Second OSPAR Integrated Report. London: OSPAR Commission.

OSPAR Commission (2009b): Trends in atmospheric concentrations and deposition of nitrogen and selected hazardous substances to the OSPAR maritime area. London: OSPAR Commission.

Osterburg, B., Rösemann, C. (2012): Emissionen von Ammoniak aus der deutschen Landwirtschaft. In: BLAG (Bund-Länder-Arbeitsgruppe zur Evaluierung der Düngeverordnung) (Hrsg.): Evaluierung der Düngeverordnung – Ergebnisse und Optionen zur Weiterentwicklung. Abschlussbericht. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, Institut für Ländliche Räume, S. 86–90.

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. Bericht im Auftrag der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2006 (Projekt-Nummer AR 1.05 FAL). In: Osterburg, B., Runge, T. (Hrsg.): Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer – eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Braunschweig: Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft. Landbauforschung Völknerode, Sonderheft 307, S. 3–156.

Payne, R. J., Dise, N. B., Stevens, C. J., Gowing, D. J., BEGIN Partners (2013): Impact of nitrogen deposition at the species level. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110 (3), S. 984–987.

Pearce, I. S. K., Van der Wal, R. (2008): Interpreting nitrogen pollution thresholds for sensitive habitats: The importance of concentration versus dose. *Environmental Pollution* (152), S. 253–256.

Pottgiesser, T., Sommerhäuser, M. (2008): Beschreibung und Bewertung der deutschen Fließgewässertypen – Steckbriefe und Anhang. Essen: Umweltbüro. http://www.wasserblick.net/servlet/is/18727/00_Begleittext_Steckbriefe_Anhang_April2008.pdf?command=downloadContent&filename=00_Begleittext_Steckbriefe_Anhang_April2008.pdf (13.09.2013).

Power, S. A., Green, E. R., Barker, C. G., Bell, J. N. B., Ashmore, M. R. (2006): Ecosystem recovery: heathland response to a reduction in nitrogen deposition. *Global Change Biology* 12 (7), S. 1241–1252.

Powlson, D. S., Addiscott, T. M., Benjamin, N., Cassmann, K. G., Kok, T. M. de, Grinsven, H. van, L'Hirondel, J.-L., Avery, A. A., Kessel, C. van (2008): When does nitrate become a risk for humans? *Journal of Environmental Quality* 37 (2), S. 291–295.

Pregitzer, K. S., Burton, A. J., Zak, D. R., Talhelm, A. F. (2008): Simulated chronic nitrogen deposition increases carbon storage in Northern Temperate forests. *Global Change Biology* 14 (1), S. 142–153.

Pröbstl-Haider, U., Wirth, V., Haider, W. (2014): Wie viel „Natur“ suchen deutsche Urlauberinnen und Urlauber in den Alpen? *Natur und Landschaft* 89 (1), S. 26–32.

Rabitsch, W., Essl, F. (2013): Schwellenwerte und Kipppunkte von Ökosystemen. In: Essl, F., Rabitsch, W. (Hrsg.): Biodiversität und Klimawandel. Auswirkungen und

Handlungsoptionen für den Naturschutz in Mitteleuropa. Berlin, Heidelberg: Springer, S. 118–124.

Renger, M. (2002): Sicker- und Fließzeiten von Nitrat aus dem Wurzelraum ins Grundwasser in Abhängigkeit von den Standortbedingungen, insbesondere Boden und Gestein. Stuttgart: Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg. Arbeitsbericht 223.

Richter, A., Adler, G. H., Fahrak, M., Eckelmann, W. (2007): Erläuterungen zur nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland im Maßstab 1 : 1 000 000 (BÜK 1000 N, Version 2.3). Hannover: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe.

Riecken, U., Finck, P., Raths, U., Schröder, E., Ssymank, A. (2010): Ursachen der Gefährdung von Biotoptypen in Deutschland. *Natur und Landschaft* 85 (5), S. 181–186.

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.

Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E. F., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., De Wit, C. A., Hughes, T., Leeuw, S. van der, Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P. K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R. W., Fabry, V. J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P. J., Foley, J. A. (2009): Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society* 14 (2), Art. 32.

Rodale Institute (2013): Farming Systems Trial. Kutztown, Pa.: Rodale Institute.

Rollin, O., Bretagnolle, V., Decourtye, A., Aptel, J., Michel, N., Vaissière, B. E., Henry, M. (2013): Differences of floral resource use between honey bees and wild bees in an intensive farming system. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 179, S. 78–86.

Römbke, J., Burkhardt, U., Höfer, H., Horak, F., Jänsch, S., Roß-Nickoll, M., Russell, D., Schmitt, H., Toschki, A. (2013): Die Beurteilung der Boden-Biodiversität: Ergebnisse eines UBA-Vorhabens. *Bodenschutz* 18 (3), S. 78–83.

Römbke, J., Jänsch, S., Roß-Nickoll, M., Toschki, A., Höfer, H., Horak, F., Russell, D., Burkhardt, U., Schmitt, H. (2012): Erfassung und Analyse des Bodenzustands im Hinblick auf die Umsetzung und Weiterentwicklung der Nationalen Biodiversitätsstrategie. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 33/12.

Rowland, I. R., Granli, T., Bøckman, O. C., Key, P. E., Massey, R. C. (1991): Endogenous N-nitrosation in man assessed by measurement of apparent total N-nitroso compounds in faeces. *Carcinogenesis* 12 (8), S. 1395–1401.

Sala, O. E., Stuart Chapin, F., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Hueneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M., Wall, D. H. (2000): Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science* 287 (5459), S. 1770–1774.

SCBD (Secretariat of the Convention on Biological Diversity) (2010): COP 10 Decision X/2. Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020. Montreal: SCBD. <http://www.cbd.int/decision/cop/?id=12268> (19.06.2014).

Schaap, M., Wichink Kruit, R., Hendriks, C., Kranenburg, R., Segers, A., Bultjes, P., Banzhaf, S., Scheuschner, T. (2014): Ermittlung und Bewertung der Einträge von

versauernden und eutrophierenden Luftschadstoffen in terrestrische Ökosysteme. Zwischenbericht zum F&E-Vorhaben, FKZ 3712 63 240 1. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. Im Erscheinen.

Schärer, B. (Hrsg.) (1990): Luftverschmutzung durch Stickstoffoxide – Ursachen, Wirkungen, Minderung. Berlin: Erich Schmidt. Umweltbundesamt, Berichte 03/90.

Schlup, B., Stalling, T., Plattner, M. (2013): Die Artenvielfalt des durchschnittlichen Dauergrünlands der Schweiz. Ein Vergleich zu naturschutzfachlich wertvollen Wiesen und Weiden. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 45 (1), S. 13–20.

Schroeder, D. (1992): Bodenkunde in Stichworten. 5., rev. und erw. Aufl. / von Winfried E. H. Blum. Berlin, Stuttgart: Hirt.

Schuch, S., Wesche, K., Schaefer, M. (2012): Long-term decline in the abundance of leafhoppers and planthoppers (Auchenorrhyncha) in Central European protected dry grasslands. *Biological Conservation* 149 (1), S. 75–83.

Schulte-Bisping, H., Beese, F. (2014): UN/ECE Integrated Monitoring-Programm. Fortsetzung des Integrated Monitoring Programms an der Station Neuglobsow. Abschlussbericht. Göttingen: Büsgen-Institut.

Schulte-Bisping, H., Beese, F. (2013): UN/ECE Integrated Monitoring-Programm. Fortsetzung des Integrated Monitoring Programms an der Station Neuglobsow. Abschlussbericht. Göttingen: Büsgen-Institut.

Schulte-Bisping, H., Beese, F. (2012): UN/ECE Integrated Monitoring-Programm. Fortsetzung des Integrated Monitoring Programms an der Station Neuglobsow. Abschlussbericht. Göttingen: Büsgen-Institut.

Schulte-Bisping, H., Beese, F. (2011): UN/ECE Integrated Monitoring-Programm. Fortsetzung des Integrated Monitoring Programms an der Station Neuglobsow. Abschlussbericht. Göttingen: Büsgen-Institut.

Schulte-Kellinghaus, S. (1988): Denitrifikation in der ungesättigten Zone. Über die Denitrifikation in der ungesättigten Zone mächtiger Lössen und grundwassernaher Sandstandorte. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag. Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten / A 358.

Seidling, W. (2005): Outline and examples for integrated evaluations of data from the intensive (Level II) monitoring of forest ecosystems in Germany. *European Journal of Forest Research* 124 (4), S. 273–287.

Shindell, D. T., Faluvegi, G., Koch, D. M., Schmidt, G. A., Unger, N., Bauer, S. E. (2009): Improved Attribution of Climate Forcing to Emissions. *Science* 326 (5953), S. 716–718.

Skibsted, L. H. (2011): Nitric oxide and quality and safety of muscle based foods. *Nitric Oxide* 24 (4), S. 176–183.

Smetacek, V., Klaas, C., Strass, V. H., Assmy, P., Montresor, M., Cisewski, B., Savoye, N., Webb, A., Ovidio, F. d., Arrieta, J. M., Bathmann, U., Bellerby, R., Berg, G. M., Croot, P., Gonzalez, S., Henjes, J., Herndl, G. J., Hoffmann, L. J., Leach, H., Losch, M., Mills, M. M., Neill, C., Peeken, I., Röttgers, R., Sachs, O., Sauter, E., Schmidt, M. M., Schwarz, J., Terbrüggen, A., Wolf-Gladrow, D. (2012): Deep carbon export from a Southern Ocean iron-fertilized diatom bloom. *Nature* 487 (7407), S. 313–319.

Smits, N. A. C., Willems, J. H., Bobbink, R. (2008): Long-term after-effects of fertilisation on the restoration of calcareous grasslands. *Applied Vegetation Science* 11 (2), S. 279–286.

Socher, S. A., Prati, D., Boch, S., Müller, J., Baumbach, H., Gockel, S., Hemp, A., Schöning, I., Wells, K., Buscot, F., Kalko, E. K. V., Linsenmair, K. E., Schulze, E.-D., Weisser, W. W., Fischer, M. (2013): Interacting effects of fertilization, mowing and grazing on plant species diversity of 1500 grasslands in Germany differ between regions. *Basic and Applied Ecology* 14 (2), S. 126–136.

Speijers, G. J. A., Brandt, P. A. van den (2003): NITRATE (and potential endogenous formation of N-nitroso compounds). Geneva: Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives - JECFA. WHO Food Additives Series 50. <http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v50je06.htm> (24.03.2014).

Spranger, T., Lorenz, U., Gregor, H.-D. (Hrsg.) (2004): Manual on methodologies and criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. Berlin: Umweltbundesamt. UBA-Texte 52/04.

SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2012): Umweltgutachten 2012. Verantwortung in einer begrenzten Welt. Berlin: Erich Schmidt.

SRU (2008): Umweltgutachten 2008. Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels. Berlin: Erich Schmidt.

SRU (2004): Umweltgutachten 2004. Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern. Baden-Baden: Nomos.

SRU, WBA (Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz), WBD (Wissenschaftlicher Beirat für Düngungsfragen beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2013): Novellierung der Düngeverordnung: Nährstoffüberschüsse wirksam begrenzen. Kurzstellungnahme der Wissenschaftlichen Beiräte für Agrarpolitik (WBA) und für Düngungsfragen (WBD) beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) und des Sachverständigenrates für Umweltfragen der Bundesregierung (SRU) zur Novellierung der „Düngeverordnung“ (DüV). WBA, WBD, SRU. Berlin. http://www.umweltrat.de/SharedDocs/Downloads/DE/04_Stellungnahmen/2012_2016/2013_08_AS_Novellierung_Duengeverordnung.pdf?__blob=publicationFile (03.09.2013).

Stapper, N. J., Frahm, J. P., Franzen-Reuter, I. (2013): Die Bestimmung der Stickstoff-Depositionsrates mit Hilfe epiphytischer Flechten. *Immissionsschutz* 13 (1), S. 8–15.

Steffen, K., Becker, T., Herr, W., Leuschner, C. (2013): Diversity loss in the macrophyte vegetation of northwest German streams and rivers between the 1950s and 2010. *Hydrobiologia* 713 (1), S. 1–17.

Steffen, K., Becker, T., Leuschner, C. (2014): Diversitätsverluste und floristischer Wandel in der Fließgewässervegetation seit 1950. *Natur und Landschaft* 89 (9–10), S. 405–409.

Stein, H., Kellermann, C., Schmidt, S. I., Brielmann, H., Steube, C., Berkhoff, S. E., Fuchs, A., Hahn, H. J., Thulin, B., Griebler, C. (2010): The potential use of fauna and bacteria as ecological indicators for the assessment of groundwater quality. *Journal of Environmental Monitoring* 12 (1), S. 242–254.

Stedler, P. A., Bowden, R. D., Melillo, J. M., Aber, J. D. (1989): Influence of nitrogen fertilization on methane uptake in temperate forest soils. *Nature* 341 (6240), S. 314–316.

Stevens, C. J., Dise, N. B., Gowing, D. J. G., Mountford, J. O. (2006): Loss of forb diversity in relation to nitrogen deposition in the UK: regional trends and potential controls. *Global Change Biology* 12 (10), S. 1823–1833.

Stevens, C. J., Manning, P., Berg, L. J. L. van den, Graaf, M. C. C. de, Wamelink, G. W. W., Boxman, A. W., Bleeker, A., Vergeer, P., Arroniz-Crespo, M., Limpens, J., Lamers, L. P. M., Bobbink, R., Dorland, E. (2011): Ecosystem responses to reduced and oxidised nitrogen inputs in European terrestrial habitats. *Environmental Pollution* 159 (3), S. 665–676.

Strengbom, J., Nordin, A., Näsholm, T., Ericson, L. (2001): Slow Recovery of Boreal Forest Ecosystem following Decreased Nitrogen Input. *Functional Ecology* 15 (4), S. 451–457.

Sudfeldt, C., Dröschmeister, R., Langgemach, T., Wahl, J. (2010): Vögel in Deutschland 2010. Münster, Bonn, Güstrow: Dachverband Deutscher Avifaunisten, Bundesamt für Naturschutz, Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten.

Sukopp, U., Neukirchen, M., Ackermann, W. (2010): Bilanzierung der Indikatoren der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Wo steht Deutschland beim 2010-Ziel? *Natur und Landschaft* 85 (7), S. 288–300.

Sury, R. von (2014): Grüne Wüste im Bayerischen Alpenvorland? Betrachtungen zur Situation des Grünlands während einer Radtour. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 46 (2), S. 59–62.

Sutton, M. A., Bleeker, A., Howard, C. M., Bekunda, M., Grizzetti, B., Vries, W. de, Grinsven, H. van, Abrol, Y. P., Adhya, T. K., Billen, G., Davidson, E. A., Datta, A., Diaz, R., Erisman, J. W., Liu, X. J., Oenema, O., Palm, C., Raghuram, N., Reis, S., Scholz, R. W., Sims, T., Westhoek, H., Zhang, F. S. (2013): Our Nutrient World. The challenge to produce more food and energy with less pollution. Edinburgh: Centre for Ecology and Hydrology.

Sutton, M. A., Grinsven, H. van, Billen, G., Bleeker, A., Bouwman, A. F., Bull, K., Erisman, J. W., Grennfelt, P., Grizzetti, B., Howard, C. M., Oenema, O., Spranger, T., Winiwarter, W. (2011a): Summary for policy makers. In: Sutton, M. A., Howard, C. M., Erisman, J. W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., Grinsven, H. van, Grizzetti, B. (Hrsg.): The European Nitrogen Assessment. Sources, effects and policy perspectives. Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, Singapore, São Paulo, Delhi, Tokyo, Mexico City: Cambridge University Press, S. xxiv–xxxiv.

Sutton, M. A., Howard, C. M., Erisman, J. W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., Grinsven, H. van, Grizzetti, B. (2011b): The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives. Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, Singapore, São Paulo, Delhi, Tokyo, Mexico City: Cambridge University Press.

Svendsen, L. M., Staaf, H., Gustavsson, B., Pyhälä, M., Kotilainen, P., Bartnicki, J., Knuuttila, S., Durkin, M. (2013): Extended summary of the updated Fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-5.5). Helsinki: HELCOM.

Tetzlaff, B., Keller, L., Kuhr, P., Kunkel, R., Wendland, F. (2014): Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer Schleswig-Holsteins unter Anwendung der Modellkombination GROWA-WEKU-MEPhos. Endbericht zum Forschungsprojekt. Jülich: Forschungszentrum Jülich.

Tricker, A. R. (1998): N-nitroso compounds and man: sources of exposure, endogenous formation and occurrence in body fluids. *European Journal of Cancer Prevention* 7 (3), S. 244–246.

Troschel, H. J. (2006): Flusskrebse (Decapodae). In: Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Hrsg.): Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. Halle (Saale): Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 2/2006, S. 114–120.

Tscharntke, T., Clough, Y., Wanger, T. C., Jackson, L., Motzke, I., Perfecto, I., Vandermeer, J., Whitbread, A. (2012): Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation* 151 (1), S. 53–59.

UBA (Umweltbundesamt) (2014a): Antworten auf häufig gestellte Fragen zum Thema „Ozon“. Dessau-Roßlau: UBA. http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/pdfs/faqs_ozon_und_sommersmog.pdf (19.05.2014).

UBA (2014b): Daten. Luftbelastung. Ozon-Belastung. Stand: 08.08.2014. Dessau-Roßlau: UBA. <http://www.umweltbundesamt.de/daten/luftbelastung/ozon-belastung> (08.10.2014).

UBA (2014c): Genug getan für Mensch und Umwelt? Wirkungsforschung unter der Genfer Luftreinhaltkonvention. Dessau-Roßlau: UBA.

UBA (2014d): Luftqualität 2013. Vorläufige Auswertung. Dessau-Roßlau: UBA.

UBA (2014e): Ozonsituation Sommer 2013 in Deutschland. Stand: Januar 2014. Dessau-Roßlau: UBA.

UBA (2014f): Reaktiver Stickstoff in Deutschland. Ursachen, Wirkungen, Maßnahmen. Dessau-Roßlau: UBA. Im Erscheinen.

UBA (2014g): Stationsdatenbank des Umweltbundesamtes. Version 4.10.5 / C1. Dessau-Roßlau: UBA. <http://www.env-it.de/stationen/public/open.do> (08.10.2014).

UBA (Umweltbundesamt) (2013a): Beurteilung der Luftqualität 2012 in Deutschland – Bericht an die EU-Kommission in Brüssel. Dessau-Roßlau: UBA.

UBA (2013b): Daten. Bodenbelastung und Land-Ökosysteme. Überschreitung der Belastungsgrenzen für Eutrophierung. Stand: 10.07.2013. Dessau-Roßlau: UBA. <http://www.umweltbundesamt.de/daten/bodenbelastung-land-oekosysteme/ueberschreitung-der-belastungsgrenzen-fuer-0> (19.06.2014).

UBA (2013c): Daten. Bodenbelastung und Land-Ökosysteme. Überschreitung der Belastungsgrenzen für Versauerung. Stand: 12.07.2013. Dessau-Roßlau: UBA. <http://www.umweltbundesamt.de/daten/bodenbelastung-land-oekosysteme/ueberschreitung-der-belastungsgrenzen-fuer> (19.06.2014).

UBA (2013d): Daten. Gewässerbelastung. Nordsee. Flusseinträge und direkte Einträge in die Nordsee. Stand: 22.08.2013. Dessau-Roßlau: UBA. <http://www.umweltbundesamt.de/daten/gewaesserbelastung/nordsee/flusseintraege-direkte-eintraege-in-die-nordsee> (02.07.2014).

UBA (2013e): Daten. Gewässerbelastung. Ostsee. Flusseinträge und direkte Einträge in die Ostsee. Stand: 22.08.2013. Dessau-Roßlau: UBA. <http://www.umweltbundesamt.de/daten/gewaesserbelastung/ostsee/flusseintraege-direkte-eintraege-in-die-ostsee> (02.07.2014).

UBA (2013f): Daten. Gewässerbelastung. Zustand der Seen. Stand: 05.07.2013. Dessau-Roßlau: UBA. <http://www.umweltbundesamt.de/daten/gewaesserbelastung/zustand-der-seen> (02.07.2014).

UBA (2013g): Emissionsentwicklung 1990 bis 2012 für klassische Luftschadstoffe. Stand: Dezember 2013. Dessau-Roßlau: UBA. http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/dokumente/2013_11_25_em_entwicklung_in_d_trendtabelle_luft_v1.2.xlsx (05.08.2014).

UBA (2013h): Gesundes Trinkwasser aus eigenen Brunnen und Quellen. Empfehlungen für Betrieb und Nutzung. Dessau-Roßlau: UBA. http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/gesundes_trinkwasser_barrierefrei_mai_2013.pdf (21.03.2014).

UBA (2013i): Das Luftmessnetz des Umweltbundesamtes. Langzeitmessungen, Prozessverständnis und Wirkungen ferntransportierter Luftverunreinigungen. Dessau-Roßlau: UBA. http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/das_luftmessnetz_des_umweltbundesamtes_bf_0.pdf (08.10.2014).

UBA (2013j): Luftqualität 2012. Vorläufige Auswertung. Dessau-Roßlau: UBA.

UBA (2013k): Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen 1990–2012. Stand: 25.11.2013. Dessau-Roßlau: UBA. http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/dokumente/2013_11_25_em_entwicklung_in_d_trendtabelle_thg_v1_2_0.xlsx (05.08.2014).

UBA (2013l): Themen. Klima/Energie. Klimaschutz- und Energiepolitik in Deutschland. Treibhausgas-Emissionen. Trends der Treibhausgas-Emissionen in Deutschland. Stand: 07.09.2013. Dessau-Roßlau: UBA. <http://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/klimaschutz-energiepolitik-in-deutschland/treibhausgas-emissionen/trends-der-treibhausgas-emissionen-in-deutschland> (10.10.2014).

UBA (2012a): Beurteilung der Luftqualität 2011 in Deutschland – Bericht an die EU-Kommission in Brüssel. Dessau-Roßlau: UBA. <http://www.env-it.de/luftdaten/download/public/docs/quality/Luftqualitaetsbeurteilung2011.pdf> (11.09.2013).

UBA (2012b): Luftqualität 2011. Vorläufige Auswertung. Dessau-Roßlau: UBA.

UBA (2011a): Daten zur Umwelt. Ausgabe 2011. Umwelt und Landwirtschaft. Dessau-Roßlau: UBA.

UBA (2011b): Stickstoff – Zuviel des Guten? Überlastung des Stickstoffkreislaufs zum Nutzen von Umwelt und Mensch wirksam reduzieren. Dessau-Roßlau: UBA. <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/stickstoff-zuviel-des-guten> (25.06.2014).

UBA (2010a): Auswertung der Luftbelastungssituation 2009. Dessau-Roßlau: UBA.

UBA (2010b): Rund um das Trinkwasser. Dessau-Roßlau: UBA. http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/rund_um_das_trinkwasser.pdf (16.05.2014).

UBA (2009a): Feinstaubbelastung in Deutschland. Dessau-Roßlau: UBA. <http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3565.pdf> (21.03.2014).

UBA (2009b) Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoff-Emissionsminderungsstrategie. Stand: April 2009. Dessau-Roßlau: UBA.

UNECE (United Nations Economic Commission for Europe) (2013): Guidance document on national nitrogen budgets. Geneva: UNECE. ECE/EB.AIR/119.

VDLUFA (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten) (2007): Nährstoffbilanzierung im landwirtschaftlichen Betrieb. Standpunkt. Speyer: VDLUFA.

Völker, J. (2014): Analyse und Bewertung der Instrumente zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie sowie Verknüpfung zu den institutionellen Rahmenbedingungen. Wasserfachlicher Teil. Projekt-Nr. 36589. Magdeburg: Völker. Unveröffentlichtes Manuskript.

Voß, J., Knaack, J., Weber, M. von (2010): Ökologische Zustandsbewertung der deutschen Übergangs- und Küstengewässer 2009. Hamburg: Bund-Länder Messprogramm Meeresumwelt. Meeresumwelt Aktuell, Nord- und Ostsee 2010/2.

Voss, M., Baker, A., Bange, H. W., Conley, D., Cornell, S., Deutsch, B., Engel, A., Ganeshram, R., Garnier, J., Heiskanen, A.-S., Jickells, T., Lancelot, C., McQuatters-Gollop, A., Middelburg, J., Schiedek, D., Slomp, C. P., Conley, D. P. (2012): Nitrogen processes in coastal and marine ecosystems. In: Sutton, M. A., Howard, C. M., Erisman, J. W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., Grinsven, H. van, Grizzetti, B. (Hrsg.): The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives. Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, Singapore, São Paulo, Delhi, Tokyo, Mexico City: Cambridge University Press, S. 147–176.

Vries, W. de (2011): Geographical variation in terrestrial nitrogen budgets across Europe. In: Sutton, M. A., Howard, C. M., Erisman, J. W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., Grinsven, H. van, Grizzetti, B. (Hrsg.): The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives. Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, Singapore, São Paulo, Delhi, Tokyo, Mexico City: Cambridge University Press, S. 317–344.

Wahl, J., Dröschmeister, R., Langgemach, T., Sudfeldt, C. (2012): Vögel in Deutschland 2011. Münster, Bonn: Dachverband Deutscher Avifaunisten, Bundesamt für Naturschutz, Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten.

Ward, M. H., Kok, T. M. de, Levallois, P., Brender, J., Gulis, G., Nolan, B. T., James, V. (2005): Workgroup Report: Drinking-Water Nitrate and Health – Recent Findings and Research Needs. *Environmental Health Perspectives* 113 (11), S. 1607–1611.

Wasmund, N., Schöppe, C., Göbel, J., Weber, M. von (2011): Chlorophyll-a in den deutschen Ostseegewässern. Hamburg: Bund-Länder Messprogramm Meeresumwelt. Meeresumwelt Aktuell, Nord- und Ostsee 2011/2.

WasserBLlck (Bund- Länder- Informations- und Kommunikationsplattform) (o. J.): WasserBLlck. Koblenz: Bundesanstalt für Gewässerkunde. <http://www.wasserblick.net/servlet/is/1/> (17.10.2014).

WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen) (2014): Klimaschutz als Weltbürgerbewegung. Berlin: WBGU. Sondergutachten.

Weitzberg, E., Lundberg, J. O. (2013): Novel Aspects of Dietary Nitrate and Human Health. *Annual Review of Nutrition* 33, S. 129–159.

Wesche, K., Krause, B., Culmsee, H., Leuschner, C. (2012): Fifty years of change in Central European grassland vegetation: Large losses in species richness and animal-pollinated plants. *Biological Conservation* 150 (1), S. 76–85.

Whitehorn, P. R., O'Connor, S., Wackers, F. L., Goulson, D. (2012): Neonicotinoid Pesticide Reduces Bumble Bee Colony Growth and Queen Production. *Science* 336 (6079), S. 351–352.

WHO (World Health Organization) (2011): Nitrate and Nitrite in Drinking Water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. Geneva: WHO. WHO/SDE/WSH/07.01/16/Rev/1.

WHO (World Health Organization, Regional Office for Europe) (2013a): Health effects of particulate matter. Policy implications for countries in eastern Europe, Caucasus and central Asia. Copenhagen: WHO, Regional Office for Europe.

WHO (World Health Organization, Regional Office for Europe) (2013b): Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP. Technical report. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe. http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0004/193108/REVIHAAP-Final-technical-report-final-version.pdf (24.03.2014).

Wingender, J., Mayer, G. (2011): Stickstoff-Fixierung. Stuttgart: Thieme. Römpf Online. <https://roempp.thieme.de/roempp4.0/do/data/RD-19-04108> (13.09.2013).

Wissenschaftlicher Beirat für Düngungsfragen beim BMELV (Wissenschaftlicher Beirat für Düngungsfragen beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2009): Minderung der Stickstoff-Überschüsse in der Landwirtschaft durch Verbesserung der Stickstoff-Effizienz der Düngung. Bonn: Wissenschaftlicher Beirat für Düngungsfragen beim BMELV.

Wolf, B., Zheng, X., Bruggemann, N., Chen, W., Dannenmann, M., Han, X., Sutton, M. A., Wu, H., Yao, Z., Butterbach-Bahl, K. (2010): Grazing-induced reduction of natural nitrous oxide release from continental steppe. *Nature* 464 (7290), S. 881–884.

Wolff, W. J., Bakker, J. P., Laursen, K., Reise, K. (2010): The Wadden Sea Quality Status Report – Synthesis Report 2010. Wilhelmshaven: Common Wadden Sea Secretariat. Wadden Sea Ecosystem 29. <http://www.waddensea-secretariat.org/node/76> (13.09.2013).

Zaehle, S., Ciais, P., Friend, A. D., Prieur, V. (2011): Carbon benefits of anthropogenic reactive nitrogen offset by nitrous oxide emissions. *Nature Geoscience* 4 (9), S. 601–605.

Kapitel 4

ABS (American Bureau of Shipping) (2013): Exhaust Gas Scrubber Systems – Status and Guidance. Houston, Tx.: ABS.

AGEB (Arbeitsgemeinschaft Energiebilanzen) (2014): Energieverbrauch in Deutschland im Jahr 2013. Stand: März 2014. Berlin: AGEB.

Amon, B., Kryvoruchko, V., Amon, T., Zechmeister-Boltenstern, S. (2006): Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112 (2–3), S. 153–162.

Arle, J., Blondzik, K., Claussen, U., Duffek, A., Grimm, S., Hilliges, F., Hoffmann, A., Leujak, W., Mohaupt, V., Naumann, S., Pirntke, U., Richter, S., Schilling, P., Schroeter-Kermani, C., Ullrich, A., Wellmitz, J., Werner, S., Wolter, R. (2013): Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 2: Gewässergüte. Bonn: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/wasserwirtschaft_in_deutschland_teil_2_gewaesserguete.pdf (02.07.2014).

Armbruster, M., Heger, A., Laun, N., Wiesler, F. (2013): Integriertes Stickstoff-Managementsystem – Verbesserung der N-Effizienz im Gemüsebau. Vortrag, Umweltverträglicher Gemüseanbau – Minimierung der Nitratwerte im Boden und Grundwasser, 14.11.2013, Bonn.

Bäurle, H., Tamásy, C. (2012): Regionale Konzentration der Nutztierhaltung in Deutschland. Vechta: Institut für Strukturforschung und Planung in agrarischen Intensivgebieten (ISPA), Universität Vechta. Mitteilungen 79.

Bechtler, C., Hänel, A., Laube, M., Pohl, W., Schmidt, F. (2010): Shared Space – Beispiele und Argument für lebendige öffentliche Räume. Bielefeld: AKP.

BLAG (Bund-Länder-Arbeitsgruppe zur Evaluierung der Düngeverordnung) (2012): Evaluierung der Düngeverordnung – Ergebnisse und Optionen zur Weiterentwicklung. Abschlussbericht. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, Institut für Ländliche Räume.

Blume, H.-P. (2010): Böden als Pflanzenstandorte. In: Blume, H.-P., Brümmer, G. W., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretzschmar, R., Stahr, K., Wilke, B.-M. (Hrsg.): Scheffer/Schachtgabel: Lehrbuch der Bodenkunde. 16. Aufl. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag, S. 379–448.

BLW (Bundesamt für Landwirtschaft) (2004): Agrarbericht 2004 des Bundesamtes für Landwirtschaft. Bern: Bundesamt für Landwirtschaft.

BMEL (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft) (2014a): Versorgungsbilanz Fleisch 2012 (endgültig) und 2013 (vorläufig). Berlin: BMEL. <http://berichte.bmelv-statistik.de/KN-1005004-2013.pdf> (25.06.2014).

BMEL (2014b): Viehbestand. Tabellennummer SJT-3100200-0000. Berlin: BMEL. <http://berichte.bmelv-statistik.de/SJT-3100200-0000.pdf> (25.06.2014).

BMELF (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) (1956): Statistisches Handbuch über Landwirtschaft und Ernährung der Bundesrepublik Deutschland. Hamburg: Verlag Paul Parey. Berichte über Landwirtschaft, Sonderheft N.F. 164

BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2013): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 2013. Münster: Landwirtschaftsverlag.

BMELV (2012): Eiweißpflanzenstrategie des BMELV. Berlin: BMELV.

BMELV (2011): Agrarpolitischer Bericht der Bundesregierung 2011. Berlin: BMELV.

BMELV (2010): Die deutsche Landwirtschaft. Leistungen in Daten und Fakten. Berlin: BMELV.

BMF (Bundesministerium für Finanzen) (2014): Zur Diskussion um die Höhe der Benzinpreise. Stand: 10.04.2014. Berlin, Bonn: BMF. http://www.bundesfinanzministerium.de/Web/DE/Themen/Zoll/Energiebesteuerung/Hoehe_der_Benzinpreise/hoehe_der_benzinreise.html (26.06.2014).

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt, vom Bundeskabinett am 7. November 2007 beschlossen. Berlin: BMU.

BMU, BMELV (2012): Nitratbericht 2012. Gemeinsamer Bericht. Bonn: BMU, BMELV.

BMVBS (Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung) (2013): Verkehr in Zahlen 2013/2014. Hamburg: DVV Media Group.

BMWi (Bundesministerium für Wirtschaft und Energie) (2014): Erneuerbare Energien in Zahlen. Nationale und internationale Entwicklung im Jahr 2013. Stand: Oktober 2014. Berlin: BMWi.

Bollmann, M., Bosch, T., Colijn, F., Ebinghaus, R., Froese, R., Güssow, K., Khalilian, S., Krastel, S., Körtzinger, A., Langenbuch, M., Latif, M., Matthiessen, B., Melzner, F., Oschlies, A., Petersen, S., Proelß, A., Quaas, M., Reichenbach, J., Requate, T., Reusch, T., Rosenstiel, P., Schmidt, J. O., Schrottke, K., Sichelschmidt, H., Siebert, U., Soltwedel, R., Sommer, U., Stattegger, K., Sterr, H., Sturm, R., Treude, T., Vafeidis, A., Bernem, C. van, Beusekom, J. van, Voss, R., Visbeck, M., Wahl, M., Wallmann, K., Weinberger, F. (2010): Mit den Meeren leben. Kap. 8: Das Meer – der weltumspannende Transportweg. Hamburg maribus. World Ocean Review 1.

BVU Beratergruppe Verkehr + Umwelt, Intraplan Consult, Ingenieurgruppe IVV, Planco Consulting (2014): Verkehrsverflechtungsprognose 2030. Schlussbericht. Freiburg, München, Aachen, Essen: BVU Beratergruppe Verkehr + Umwelt, Intraplan Consult, Ingenieurgruppe IVV, Planco Consulting. 96.0981/2011.

CEIP (Centre on Emission Inventories and Projections) (2014): Submissions 2014. Wien: Umweltbundesamt. http://www.ceip.at/ms/ceip_home1/ceip_home/status_reporting/2014_submissions/ (29.08.2014).

Christensen, B. T. (2004): Tightening the Nitrogen Cycle. In: Schjøning, P., Elmholt, S., Christensen, B. T. (Hrsg.): Managing Soil Quality. Challenges in Modern Agriculture. Wallingford: CAB International, S. 47–67.

Clark, D., Dubasinska, J., Bizek, V., Vilnitis, V. (2013): Services to assess the reasons for non-compliance of the emission ceilings set in the National Emission Ceilings Directive. Final report. Rotterdam: ECORYS.

Cordts, A., Spiller, A., Nitzko, S., Grethe, H., Duman, N. (2013): Imageprobleme beeinflussen den Konsum. Von unbekümmerten Fleischessern, Flexitariern und (Lebensabschnitts-)Vegetariern. FleischWirtschaft 93 (7), S. 59–63.

DAFA (Deutsche Agrarforschungsallianz) (2012): Fachforum Nutztiere. Wissenschaft, Wirtschaft, Gesellschaft – gemeinsam für eine bessere Tierhaltung. Strategie der Deutschen Agrarforschungsallianz. Braunschweig: DAF.

Daniel-Gromke, J., Denysenk, V., Sauter, P., Naumann, K., Scheffelowitz, M., Krautz, A., Beil, M., Beyrich, W., Peters, W., Schicketanz, S., Schultze, C., Deumelandt, P., Reinicke, F. (2013): Stromerzeugung aus Biomasse. Zwischenbericht. Leipzig, Berlin, Halle (Saale), Kassel: Deutsches Biomasseforschungszentrum, Bosch & Partner, Institut für Nachhaltige Landbewirtschaftung, Fraunhofer Institut für Windenergie und Energiesystemtechnik.

Dasgupta, P. S., Ehrlich, P. R. (2013): Pervasive Externalities at the Population, Consumption, and Environment Nexus. Science 340 (6130), S. 324–328.

Deutscher Bundestag (2012a): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Alexander Süßmair, Dr. Kirsten Tackmann, Karin Binder, weiterer Abgeordneter und der Fraktion DIE LINKE. Förderung des Anbaus von Leguminosen in Deutschland und Europa. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 17/10054.

Deutscher Bundestag (2012b): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Bärbel Höhn, Thilo Hoppe, Cornelia Behm, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN. Export und Import von tierischen Erzeugnissen und Futtermitteln. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 17/8337.

DLR (Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt), IFEU (Institut für Energie und Umweltforschung), Ludwig-Bölkow-Systemtechnik, DBFZ (Deutsches BiomasseForschungsZentrum) (2014): LNG als Alternativkraftstoff für den Antrieb von Schiffen und schweren Nutzfahrzeugen. Kurzstudie im Rahmen des Auftrags Wissenschaftliche Begleitung, Unterstützung und Beratung des BMVBS in den Bereichen Verkehr und Mobilität mit besonderem Fokus auf Kraftstoffe und Antriebstechnologien sowie Energie und Klima des Bundesministeriums für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVI). Berlin, Heidelberg, München/Ottbrunn, Leipzig: DLR, IFEU, Ludwig-Bölkow-Systemtechnik, DBFZ.

Doll, C., Hartwig, J., Senger, F., Schade, W., Maibach, M., Sutter, D., Bertschmann, D., Lambrecht, U., Knörr, W., Dünnebeil, F. (2013): Wirtschaftliche Aspekte nichttechnischer Maßnahmen zur Emissionsminderung im Verkehr. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 11/2013.

EEA (European Environment Agency) (2013): MEP/EEA air pollution emission inventory guidebook 2013. Technical guidance to prepare national emission inventories. Luxembourg: Publications Office of the European Union. EEA Technical Report 12/2013.

EEA (1999): Environmental indicators: Typology and overview. Copenhagen: EEA. Technical Report 25.

EMSA (European Maritime Safety Agency) (o. J.): Air Emissions: General Background. Lisboa: EMSA. <http://www.emsa.europa.eu/implementation-tasks/environment/air-pollution/item/532-air-emissions-general-background.html> (26.06.2014).

Erisman, J. W., Sutton, M. A., Galloway, J. N., Klimont, Z., Winiwarer, W. (2008): How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nature Geoscience* 1 (10), S. 636–639.

Europäische Kommission (2013a): Commission staff working document. Impact assessment. Accompanying the documents Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions – a Clean Air Programme for Europe, Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on the limitation of emissions of certain pollutants into the air from medium combustion plants, Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants and amending Directive 2003/35/EC, Proposal for a Council Decision on the acceptance of the Amendment to the 1999 Protocol to the 1979 Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone. SWD(2013) 531. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2013b): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen über ein Programm „Saubere Luft für Europa“. COM(2013) 918 final. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2012): The Common Agricultural Policy. A story to be continued. Luxemburg: Publications Office of the European Union.

Fachverband Biogas (2014): Stellungnahme des Fachverbandes Biogas e.V. zur Neufassung des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG 2014) – Übersicht der wesentlichen Änderungen und Bewertung. Stand: 01.08.2014. Berlin: Fachverband Biogas. [http://www.biogas.org/edcom/webfvb.nsf/id/DE_Homepage/\\$file/14-08-01_FvB_Abschlie%C3%9Fende_Bewertungssynopse.pdf](http://www.biogas.org/edcom/webfvb.nsf/id/DE_Homepage/$file/14-08-01_FvB_Abschlie%C3%9Fende_Bewertungssynopse.pdf) (15.10.2014).

Fachverband Biogas (2013): Branchenzahlen – Prognose 2013/2014. Stand: 11/2013. Freising: Fachverband Biogas. [http://www.biogas.org/edcom/webfvb.nsf/id/DE_Branchenzahlen/\\$file/13-11-11_Biogas%20Branchenzahlen_2013-2014.pdf](http://www.biogas.org/edcom/webfvb.nsf/id/DE_Branchenzahlen/$file/13-11-11_Biogas%20Branchenzahlen_2013-2014.pdf) (23.05.2014).

Fearne, A. (1997): The History and Development of the CAP 1994 – 1990. In: Ritson, C., Harvey, D. (Hrsg.): The Common Agricultural Policy 2nd ed. Wallingford u.a.: CAB International, S. 11–55.

Flessa, H., Müller, D., Plassmann, K., Osterburg, B., Techen, A.-K., Nitsch, H., Nieberg, H., Sanders, J., Meyer zu Hartlage, O. M., Beckmann, E., Anspach, V. (2012): Studie zur Vorbereitung einer effizienten und gut abgestimmten Klimaschutzpolitik für den Agrarsektor. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut. Landbauforschung, Sonderheft 361.

FNR (Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe) (2013a): Anbaufläche für nachwachsende Rohstoffe 2013. Gülzow-Prüzen: FNR. http://mediathek.fnr.de/media/downloadable/files/samples/r/z/rz_fnr4_0252_grafik_nawaro_anbau_101013_deut.jpg (23.05.2014).

FNR (2013b): Maisanbau in Deutschland. Anbaujahr 2013. Gülzow-Prüzen: FNR. http://mediathek.fnr.de/media/downloadable/files/samples/m/a/maisgrafik_2013_300_rgb.jpg (23.05.2014).

Gäumann, S. (2012): Modal Split Potenzial des Fahrrads. Einflussfaktoren und Handlungsansätze. Zürich, Eidgenössische Technische Hochschule, Institut für Verkehrsplanung und Transportsysteme, Masterarbeit.

Galloway, J. N., Townsend, A. R., Erisman, J. W., Bekunda, M., Cai, Z., Freney, J. R., Martinelli, L. A., Seitzinger, S. P., Sutton, M. A. (2008): Transformation of the Nitrogen Cycle: Recent Trends, Questions, and Potential Solutions. *Science* 320 (5878), S. 889–892.

Gensior, A., Roth, G., Well, R. (2012): Landwirtschaftliche Bodennutzung. Eine Bestandsaufnahme aus Sicht der Klimaberichterstattung. *Bodenschutz* 3 (12), S. 81–89.

Gesamtverband Steinkohle (2013): Steinkohle Jahresbericht 2013. Herne: Gesamtverband Steinkohle.

Görgen, R., Lambrecht, U. (2008): Hohe Stickstoffdioxid-Belastungen: Können die NO₂-Luftqualitätsgrenzwerte im Jahr 2010 eingehalten werden? *Immissionsschutz* 13 (1), S. 4–12.

Grizzetti, B., Pretato, U., Lassaletta, L., Billen, G., Garnier, J. (2013): The contribution of food waste to global and European nitrogen pollution. *Environmental Science & Policy* 33, S. 186–195.

Gustavsson, J., Cederberg, C., Sonesson, U., Otterdijk, R. van, Meybeck, A. (2011): Global food losses and food waste. Rom: Food and Agriculture Organization.

Gutser, R., Ebertseder, T. (2006): Die Nährstoffe in Wirtschafts- und Sekundärrohstoffdüngern – ein unterschätztes Potenzial im Stoffkreislauf landwirtschaftlicher Betriebe. In: KTLB (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft) (Hrsg.): Verwertung von Wirtschafts- und Sekundärrohstoffdüngern in der Landwirtschaft – Nutzen und Risiken. KTLB-Vortragstagung vom 19. bis 20. April 2006 in Osnabrück. Darmstadt: KTLB. KTLB-Schrift 444, S. 7–20.

Gutser, R., Ebertseder, T., Schraml, M., Tucher, S. von, Schmidhalter, U. (2010): Stickstoffeffiziente und umweltschonende organische Düngung. In: KTLB (Hrsg.): Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden. KTLB-/vTI-Tagung vom 8. bis 10. Dezember

2010 im Bildungszentrum Kloster Banz in Bad Staffelstein. Darmstadt: KTBL. KTBL-Schrift 483, S. 31–50.

Haenel, H.-D., Rösemann, C., Dämmgen, U., Poddey, E., Freibauer, A., Wulf, S., Eurich-Menden, B., Döhler, H., Schreiner, C., Bauer, B., Osterburg, B. (2014): Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990–2012. Report on methods and data (RMD) Submission 2014. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut. Thünen Report 17.

Heidecke, C., Kreins, P. (2010): Agricultural costs for reducing nitrogen surpluses in the Weser river basin. Paper prepared for presentation at the 120th EAAE Seminar „External Cost of Farming Activities: Economic Evaluation, Environmental Repercussions and Regulatory Framework”, Chania, Crete, Greece, date as in: September 2–4, 2010. Chania: 120th EAAE Seminar. http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/109380/2/Heidecke_Kreins.pdf (14.08.2013).

Heidecke, C., Wagner, A., Kreins, P. (2012): Entwicklung eines Instrumentes für ein landesweites Nährstoffmanagement in Schleswig-Holstein. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, Institut für Ländliche Räume. Arbeitsberichte aus der TI-Agrarökonomie 08/2012.

Heinrich-Böll-Stiftung, BUND (Bund für Umwelt- und Naturschutz Deutschland), Le Monde diplomatique (2014): Fleischatlas 2014. Daten und Fakten über Tiere als Nahrungsmittel. Berlin: Heinrich-Böll-Stiftung.

Heinrich-Böll-Stiftung, BUND, Le Monde diplomatique (2013): Fleischatlas 2013. Daten und Fakten über Tiere als Nahrungsmittel. Berlin: Heinrich-Böll-Stiftung.

Hermann, H. (2014): Status quo der Kohleverstromung. Vortrag, Workshop der DUH, 10.02.2014, Berlin.

Hofmann, F., Schimschar, S., Bettgenhäuser, K., Weissleder, U., Fröhlich, J., Horst, J., Hoffmann, P., Mahler, M., Breitschopf, B., Steinbach, J., Ragwitz, M., Bürger, V., Becker, L., Klinski, S. (2013): Vorbereitung und Begleitung bei der Erstellung eines Erfahrungsberichtes gemäß § 18 Erneuerbare-Energien-Wärme-gesetz. Berlin, Karlsruhe, Saarbrücken: Ecofys, Fraunhofer ISI, Öko-Institut, Institut für ZukunftsEnergieSysteme, Klinski.

IMO (International Maritime Organization) (2012): International Shipping Facts and Figures – Information Resources on Trade, Safety, Security, Environment. London: IMO Maritime Knowledge Centre.

IMO (2008): IMO environment meeting approves revised regulations on ship emissions. London: IMO. http://www5.imo.org/SharePoint/mainframe.asp?topic_id=1709&doc_id=10262 (26.05.2011).

infas (Institut für angewandte Sozialwissenschaft), DLR (Deutsches Institut für Luft- und Raumfahrt) (2010): Mobilität in Deutschland 2008. Ergebnisbericht. Struktur – Aufkommen – Emissionen – Trends. Bonn, Berlin: infas, DLR.

Intraplan Consult, Ratzenberger, R., BAG (Bundesamt für Güterverkehr) (2013): Gleitende Mittelfristprognose für den Güter- und Personenverkehr – Kurzfristprognose Sommer 2013. München, Köln: Intraplan Consult, Ratzenberger, BAG-Luftverkehr. FE-Nr. 96.0999/2012.

Jans, B. (2010/11): Kreuzfahrt-Tourismus. Konzepte, Trends, Perspektiven. In: Freyer, W., Jans, B., Röder, P. (Hrsg.): Kreuzfahrt-Tourismus. Graftschaft, Dresden: FT – Freizeit und Touristik GmbH, S. 1–16. <http://www.kreuzfahrt-forschung.de/resources/Jans+-+Kreuzfahrttourismus+Einf%C3%BChrung.pdf> (26.06.2014).

Jensen, L. S., Schjoerring, J., Hoek, K. W. van der, Poulsen, H. D., Zevenbergen, J. F., Pallière, C., Lammel, J., Brentrup, F., Jongbloed, A. W., Willems, J., Grinsven, H. van (2011): Benefits of nitrogen for food, fibre and industrial production. In: Sutton, M. A., Howard, C. M., Erisman, J. W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., Grinsven, H. van, Grizzetti, B. (Hrsg.): *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, Singapore, São Paulo, Delhi, Tokyo, Mexico City: Cambridge University Press, S. 32–61.

Jörß, W., Emele, L., Scheffler, M., Cook, V., Theloke, J., Thiruchittampalam, B., Dünnebeil, F., Knörr, W., Heidt, C., Jozwicka, M., Kuenen, J. J. P., Denier van der Gon, H. A. C., Visschedijk, A. J. H., Gijlswijk, R. N. van, Osterburg, B., Laggner, B., Stern, R., Handke, V. (2014): *Luftqualität 2020/2030: Weiterentwicklung von Prognosen für Luftschadstoffe unter Berücksichtigung von Klimastrategien*. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 35/2014.

Kranert, M., Hafner, G., Barabosz, J., Schneider, F., Lebersorger, S., Scherhauser, S., Schuller, H., Leverenz, D. (2012): *Ermittlung der weggeworfenen Lebensmittelmengen und Vorschläge zur Verminderung der Wegwerfrate bei Lebensmitteln in Deutschland. Kurzfassung*. Stuttgart: Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft.

KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft) (2012): *Dokumentation zur Datenaufbereitung der Aktivitätsdaten Biogas für den Nationalen Inventarbericht. Submission 2013 für 2011*. Darmstadt: KTBL. Unveröffentlichtes Manuskript.

Landwirtschaftskammer Niedersachsen (2013): *Nährstoffbericht in Bezug auf Wirtschaftsdünger für Niedersachsen 2012/2013*. Oldenburg: Landwirtschaftskammer Niedersachsen.

Leach, A. M., Galloway, J. N., Bleeker, A., Erisman, J. W., Kohn, R., Kitzes, J. (2012): A nitrogen footprint model to help consumers understand their role in nitrogen losses to the environment. *Environmental Development* 1 (1), S. 40–66.

Lehnert, W., Vollprecht, J. (2009): *Neue Impulse von Europa: Die Erneuerbare-Energien-Richtlinie der EU*. *Zeitschrift für Umweltrecht* 20 (9), S. 307–316.

Leip, A., Weiss, F., Lesschen, J. P., Westhoek, H. (2013): *The nitrogen footprint of food products in the European Union*. *The Journal of Agricultural Science*. First published online, S. 1–14. <http://dx.doi.org/10.1017/S0021859613000786> (03.11.2014).

Lickfett, T. (2000): *Stickstoffproblematik in Rapsfruchtfolgen*. In: Möllers, C. (Hrsg.): *Stickstoffeffizienz landwirtschaftlicher Kulturpflanzen*. Berlin: Erich Schmidt. *Initiativen zum Umweltschutz*, S. 9–29.

LUBW (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg) (2012): *Luftschadstoff-Emissionskataster Baden-Württemberg 2010*. Karlsruhe: LUBW.

Matthias, V., Bewersdorff, I., Aulinger, A., Quante, M. (2010): *The contribution of ship emissions to air pollution in the North Sea regions*. *Environmental Pollution* 158 (6), S. 2241–2250.

Möckel, S. (2006): *Umweltabgaben zur Ökologisierung der Landwirtschaft*. Berlin: Duncker & Humboldt. *Schriften zum Umweltrecht* 146.

MRI (Max Rubner-Institut) (2008a): *Nationale Verzehrsstudie II. Ergebnisbericht, Teil 1*. Karlsruhe: MRI, Bundesforschungsinstitut für Ernährung und Lebensmittel.

MRI (2008b): Nationale Verzehrsstudie II. Ergebnisbericht, Teil 2. Karlsruhe: MRI, Bundesforschungsinstitut für Ernährung und Lebensmittel.

N-Print.org (2014): Personal N Footprint Calculator. <http://n-print.org/N-Calculator>. (21.01.2014).

Nachwuchsgruppe Ökosystemleistungen (2013): Ökosystemleistungen. Landnutzung, Lebensqualität und marktbasierende Instrumente in land- und forstwirtschaftlich genutzten Kulturlandschaften. Berlin: Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften, Nachwuchsgruppe Ökosystemleistungen.

Nitsch, H., Osterburg, B., Buttlar, C. von, Buttlar, H.-B. von (2008): Aspekte des Gewässerschutzes und der Gewässernutzung beim Anbau von Energiepflanzen. Braunschweig: Institut für Ländliche Räume, vTI. Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie 03/08.

NLWKN (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz) (2011): WAgriCo 2. Gewässerbewirtschaftung in Kooperation mit der Landwirtschaft in niedersächsischen Pilotgebieten. Projektbericht. Norden: Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz.

Oenema, O., Bleeker, A., Braathen, N. A., Budnakova, M., Bull, K., Cernak, P., Geupel, M., Hicks, K., Hoft, R., Kozlova, N., Leip, A., Spranger, T., Valli, L., Velthof, G., Winiwarter, W. (2011): Nitrogen in current European policies. In: Sutton, M. A., Howard, C. M., Erisman, J. W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., Grinsven, H. van, Grizzetti, B. (Hrsg.): The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives. Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, Singapore, São Paulo, Delhi, Tokyo, Mexico City: Cambridge University Press, S. 62–81.

Oenema, O., Oudendag, D. A., Witzke, H. P., Monteny, G. J., Velthof, G. L., Pietrzak, S., Pinto, M., Britz, W., Schwaiger, E., Erisman, J. W., Vries, W. de, Grinsven, J. J. M. van, Sutton, M. (2007): Integrated measures in agriculture to reduce ammonia emissions. Final summary report. Wageningen: Alterra.

Offermann, F., Deblitz, C., Golla, B., Gömann, H., Haenel, H.-D., Kleinhanß, W., Kreins, P., Ledebur, O. von, Osterburg, B., Pelikan, J., Röder, N., Rösemann, C., Salamon, P., Sanders, J., Witte, T. de (2014): Thünen-Baseline 2013 – 2023: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut. Thünen Report 19.

Oppermann, R., Kasperczyk, N., Matzdorf, B., Reutter, M., Meyer, C., Luick, R., Stein, S., Ameskamp, K., Gelhausen, J., Bleil, R. (2013): Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) 2013 und Erreichung der Biodiversitäts- und Umweltziele. Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz. Naturschutz und Biologische Vielfalt 135.

Osterburg, B., Laggner, B., Nitsch, H., Roggendorf, W., Röder, N. (2011): Analysis of grassland conversion to arable land in Northwest Germany. In: Pötsch, E. M., Krautzer, B., Hopkins, A. (Hrsg.): Grassland farming and land management systems in mountainous regions. Proceedings of the 16th Symposium of the European Grassland Federation, Gumpenstein, Austria, 29th–31st August, 2011. Gröbming: Wallig Ennstaler Druckerei und Verlag. Grassland Science in Europe 16, S. 350–352.

Prall, U., Ewer, W. (2014): Klimaschutz durch Energierecht. In: Koch, H.-J. (Hrsg.): Umweltrecht. 4., vollst. überarb. Aufl. München: Vahlen, S. 526–576.

Rösemann, C., Haenel, H.-D., Dämmgen, U., Poddey, E., Freibauer, A., Wulf, S., Eurich-Menden, B., Döhler, H., Schreiner, C., Bauer, B., Osterburg, B. (2013): Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2011. Report zu

Methoden und Daten (RMD) Berichterstattung 2013. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut. Thünen-Report 1.

Salomon, M. (2013): Marine Environment Protection. In: Falkner, R. (Hrsg.): The Handbook of Global Climate and Environment Policy. Chichester: Wiley-Blackwell, S. 53–71.

SCBD (Secretariat of the Convention on Biological Diversity) (2010): Global Biodiversity Outlook 3. Montreal: SCBD.

Schönberger, H., Tebert, C., Lahl, U. (2012): Expertenanhörung im Umweltausschuss. Fachleute nehmen Stellung zum Regierungsentwurf zur Umsetzung der EU-Industrieemissionsrichtlinie in deutsches Recht. ReSource 2012 (4), S. 4–11.

Schweigert, P., Ploeg, R. R. van der (2002): N-Effizienz der landwirtschaftlichen Produktion in der Bundesrepublik Deutschland nach 1950: Fakten und Bewertung. Berichte über Landwirtschaft 80 (2), S. 185–212.

SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2013): Die Reform der europäischen Agrarpolitik: Chancen für eine Neuausrichtung nutzen. Berlin: SRU. Kommentar zur Umweltpolitik 11.

SRU (2012): Umweltgutachten 2012. Verantwortung in einer begrenzten Welt. Berlin: Erich Schmidt.

SRU (2008): Umweltgutachten 2008. Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels. Berlin: Erich Schmidt.

SRU (2007): Klimaschutz durch Biomasse. Sondergutachten. Berlin: Erich Schmidt.

SRU (2005): Umwelt und Straßenverkehr. Hohe Mobilität – Umweltverträglicher Verkehr. Sondergutachten. Baden-Baden: Nomos.

SRU (2004): Meeresumweltschutz für Nord- und Ostsee. Sondergutachten. Baden-Baden: Nomos.

Statistisches Bundesamt (2014a): Erzeugerpreisindizes landwirtschaftlicher Produkte: Deutschland, Jahre, Messzahlen mit/ohne Umsatzsteuer, Landwirtschaftliche Produkte. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. https://www-genesis.destatis.de/genesis/online/data;jsessionid=F68B6CCC0ED4F1ED9BEF1199FB106F4C.tomcat_GO_1_1?operation=abrufabelleAbrufen&selectionname=61211-0001&levelindex=1&levelid=1401110395046&index=1 (25.06.2014).

Statistisches Bundesamt (2014b): Index der Einkaufspreise landwirtschaftl. Betriebsmittel: Deutschland, Jahre, Messzahlen mit/ohne Umsatzsteuer, Landwirtschaftliche Betriebsmittel. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. https://www-genesis.destatis.de/genesis/online/data;jsessionid=F68B6CCC0ED4F1ED9BEF1199FB106F4C.tomcat_GO_1_1?operation=abrufabelleAbrufen&selectionname=61221-0001&levelindex=1&levelid=1401110284860&index=1 (25.06.2014).

Statistisches Bundesamt (2014c): Land- und Forstwirtschaft, Fischerei. Bodennutzung der Betriebe (Landwirtschaftlich genutzte Flächen) Agrarstrukturerhebung 2013. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. Fachserie 3 Reihe 3.1.2 https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/Bodennutzung/LandwirtschaftlicheNutzflaechen2030312137005.xls?__blob=publicationFile (28.08.2014).

Statistisches Bundesamt (2014d): Land- und Forstwirtschaft, Fischerei. Landwirtschaftliche Bodennutzung und pflanzliche Erzeugung 2012. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.

Fachserie 3 Reihe 3. https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/Bodennutzung/BodennutzungErzeugung2030300127005.xls?__blob=publicationFile (28.08.2014).

Statistisches Bundesamt (2014e): Umweltökonomische Gesamtrechnungen. Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Indikatoren zu Umwelt und Ökonomie 2014. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.

Statistisches Bundesamt (2013a): Land- und Forstwirtschaft, Fischerei. Landwirtschaftliche Bodennutzung und pflanzliche Erzeugung 2011. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. Fachserie 3 Reihe 3. https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/Bodennutzung/BodennutzungErzeugung2030300117005.xls?__blob=publicationFile (28.08.2014).

Statistisches Bundesamt (2013b): Verkehr auf einem Blick. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.

Statistisches Bundesamt (2009): Land- und Forstwirtschaft, Fischerei. Landwirtschaftliche Bodennutzung und pflanzliche Erzeugung 2008. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. Fachserie 3 Reihe 3. https://www.destatis.de/GPStatistik/servlets/MCRFileNodeServlet/DEHeft_derivate_00002434/2030300087005.xls (28.07.2014).

Statistisches Bundesamt (2006): Land- und Forstwirtschaft, Fischerei. Landwirtschaftliche Bodennutzung und pflanzliche Erzeugung 2005. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. Fachserie 3 Reihe 3. https://www.destatis.de/GPStatistik/servlets/MCRFileNodeServlet/DEHeft_derivate_00002431/2030300057005.xls (28.08.2014).

Stevens, C. J., Leach, A. M., Dale, S., Galloway, J. N. (2014): Personal nitrogen footprint tool for the United Kingdom. *Environmental Science: Processes & Impacts* 16 (7), S. 1563–1569.

Stockinger, B., Schätzl, R. (2012): Strategien zur Erhöhung des Anteils von heimischen Eiweißfuttermitteln in der Nutztierfütterung. In: Clasen, M., Fröhlich, G., Bernhardt, H., Hildebrand, K., Theuvsen, B. (Hrsg.): *Informationstechnologie für eine nachhaltige Landbewirtschaftung. Fokus: Forstwirtschaft. Referate der 32. GIL-Jahrestagung*, 29. Februar – 1. März 2012. Bonn: Gesellschaft für Informatik. GI-Edition – Proceedings 194, S. 291–294.

Sutton, M. A., Bleeker, A., Howard, C. M., Bekunda, M., Grizzetti, B., Vries, W. de, Grinsven, H. van, Abrol, Y. P., Adhya, T. K., Billen, G., Davidson, E. A., Datta, A., Diaz, R., Erisman, J. W., Liu, X. J., Oenema, O., Palm, C., Raghuram, N., Reis, S., Scholz, R. W., Sims, T., Westhoek, H., Zhang, F. S. (2013): *Our Nutrient World. The challenge to produce more food and energy with less pollution*. Edinburgh: Centre for Ecology and Hydrology.

TEEB (2010): *Die Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität: Die ökonomische Bedeutung der Natur in Entscheidungsprozesse integrieren. Ansatz, Schlussfolgerungen und Empfehlungen von TEEB. Eine Synthese*. Münster: Landwirtschaftsverlag.

Tuomisto, H. L., Hodge, I. D., Riordan, P., Macdonald, D. W. (2012): Does organic farming reduce environmental impacts? A meta-analysis of European research. *Journal of Environmental Management* 112, S. 309–320.

UBA (Umweltbundesamt) (2014a): *German Informative Inventory Report. 4. Energy (NFR sector 1)*. Stand: 26.02.2014. Dessau-Roßlau: UBA. <http://iir-de.wikidot.com/energy> (10.10.2014).

UBA (2014b): *Reaktiver Stickstoff in Deutschland. Ursachen, Wirkungen, Maßnahmen*. Dessau-Roßlau: UBA. Im Erscheinen.

UBA (2013a): Emissionsentwicklung 1990 bis 2012 für klassische Luftschadstoffe. Stand: Dezember 2013. Dessau-Roßlau: UBA. http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/dokumente/2013_11_25_em_entwicklung_in_d_trendtabelle_luft_v1.2.xlsx (05.08.2014).

UBA (2013b): Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen 1990-2012. Stand: 25.11.2013. Dessau-Roßlau: UBA. http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/dokumente/2013_11_25_em_entwicklung_in_d_trendtabelle_thg_v1_2_0.xlsx (05.08.2014).

UBA (2013c): Themen. Verkehr/Lärm. Emissionsstandards. Binnenschiffe. Stand: 06.05.2013. Dessau-Roßlau: UBA. <http://www.umweltbundesamt.de/themen/verkehr-laerm/emissionsstandards/binnenschiffe> (26.06.2014).

UBA (2013d): Themen. Wirtschaft/Konsum. Industriebranchen. Feuerungsanlagen. Stand: 29.07.2013. Dessau-Roßlau: UBA. <http://www.umweltbundesamt.de/themen/wirtschaft-konsum/industriebranchen/feuerungsanlagen> (27.06.2014).

UBA (2013e): Themen. Wirtschaft/Konsum. Industriebranchen. Feuerungsanlagen. Motoranlagen-Blockheizkraftwerke. Stand: 29.07.2013. Dessau-Roßlau: UBA. <http://www.umweltbundesamt.de/themen/wirtschaft-konsum/industriebranchen/feuerungsanlagen/motoranlagen-blockheizkraftwerke> (15.10.2014).

UBA (2012): Daten zum Verkehr. Dessau-Roßlau: UBA.

UBA (2009): Strategie für einen nachhaltigen Güterverkehr. Dessau-Roßlau: UBA. UBA-Texte 18/09.

UBA, Verbraucherzentrale Bundesverband (2014): Für umweltfreundlichere Lebensmittel. Handlungsempfehlungen des Verbraucherzentrale Bundesverbands und des Umweltbundesamts. Dessau-Roßlau, Berlin: UBA, Verbraucherzentrale Bundesverband. http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/dokumente/fuer_umweltfreundlichere_lebensmittel_handlungsempfehlungen_uba_vzbv_0.pdf (29.08.2014).

UNCTAD (United Nations Conference on Trade and Development) (2013): Review of Maritime Transport 2013. Geneva: UNCTAD/RMT.

Vries, J. W. de, Corré, W. J., Dooren, H. J. C. van (2010): Environmental assessment of untreated manure use, manure digestion and co-digestion with silage maize. Lelystad: Wageningen UR Livestock Research. Report 372.

Westhoek, H., Lesschen, J. P., Rood, T., Wagner, S., De Marco, A., Murphy-Bokern, D., Leip, A., Grinsven, H. van, Sutton, M. A., Oenema, O. (2014): Food choices, health and environment: Effects of cutting Europe's meat and dairy intake. *Global Environmental Change* 26, S. 196–205.

Wissenschaftlicher Beirat für Düngungsfragen beim BMELV (Wissenschaftlicher Beirat für Düngungsfragen beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2009): Minderung der Stickstoff-Überschüsse in der Landwirtschaft durch Verbesserung der Stickstoff-Effizienz der Düngung. Bonn: Wissenschaftlicher Beirat für Düngungsfragen beim BMELV.

WTO (World Trade Organization) (2009): International Trade Statistics 2009. Geneva: WTO. http://www.wto.org/english/res_e/statis_e/its2009_e/its09_toc_e.htm (27.06.2014).

Wüstholtz, R., Bahrs, E. (2013): Effiziente Nährstoffbilanzierungsmethoden in der Landwirtschaft zur Erreichung des guten Wasserzustands gemäß EU-

Wasserrahmenrichtlinie : Erkenntnisse eines Hoftor-Bilanzierungsprojekts in Baden-Württemberg *Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht* 36 (2), S. 197–226.

Wustlich, G. (2008): Das Erneuerbare-Wärme-Gesetz. Ziel, Inhalt und praktische Auswirkungen. *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 27 (10), S. 1041–1048.

Xue, X., Landis, A. E. (2010): Eutrophication Potential of Food Consumption Patterns. *Environmental Science & Technology* 44 (16), S. 6450–6456.

Kapitel 5

Amann, M., Asman, W., Bertok, I., Cofala, J., Heyes, C., Klimont, Z., Rafaj, P., Schöpp, W., Wagner, F. (2007): Cost-effective emission reductions to address the objectives of the Thematic Strategy on Air Pollution under different greenhouse gas constraints. Final version. Laxenburg: International Institute for Applied Systems Analysis. NEC Scenario Analysis Report 5.

Barunke, A. (2002): Die Stickstoffproblematik in der Landwirtschaft. Kiel: Wissenschaftsverlag Vauk. Landwirtschaft und Umwelt 19.

Bogestrand, J., Bjerring, R., Petersen, D. L. J., Manscher, O., Fossing, H., Thorling, L., Hossy, H., Grant, R., Thomsen, M., Jacobsen, B. H. (2013): Status and Trends of Aquatic Environment and Agricultural Practice. Danish action programme and monitoring in accordance with article 10 of the Nitrates Directive (1991/676/EEC). Report to the European Commission for the period 2008–2011. København: Danish Environmental Protection Agency.

Braathen, N. A. (2013): Lessons in Environmental Policy Reform: The Swedish tax on NO_x emissions. Paris: Organisation for Economic Co-operation and Development. OECD Environment Policy paper 2.

Cordts, A., Duman, N., Grethe, H., Nitzko, S., Spiller, A. (2013a): Auswirkungen eines verminderten Konsums von tierischen Produkten in Industrieländern auf globale Marktbilanzen und Preise für Nahrungsmittel. In: Edmund Rehwinkel-Stiftung der Landwirtschaftlichen Rentenbank (Hrsg.): Sicherung der Welternährung bei knappen Ressourcen. Frankfurt am Main: Edmund Rehwinkel-Stiftung der Landwirtschaftlichen Rentenbank. Schriftenreihe der Rentenbank 29, S. 103–119.

Cordts, A., Spiller, A., Nitzko, S., Grethe, H., Duman, N. (2013b): Imageprobleme beeinflussen den Konsum. Von unbekümmerten Fleischessern, Flexitariern und (Lebensabschnitts-)Vegetariern. *FleischWirtschaft* 93 (7), S. 59–63.

Danish Environmental Protection Agency (2012): Implementation of the Nitrates directive in Denmark. København: Danish Environmental Protection Agency. http://www.mst.dk/English/Agriculture/nitrates_directive/implementation_in_denmark/ (22.02.2014).

Danish Environmental Protection Agency (2009): Green Growth Agreement. København: Danish Ministry of the Environment. http://www.mst.dk/English/Agriculture/nitrates_directive/green_growth_agreement/ (22.01.2014).

EEA (European Environment Agency) (2005): Market-based instruments for environmental policy in Europe. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. EEA Technical Report 8/2005.

Endres, A. (2013): Umweltökonomie. 4., aktualisierte und erw. Aufl. Stuttgart: Kohlhammer.

Feess, E. (2014): Verursacherprinzip. Wiesbaden: Springer Gabler Verlag. Gabler Wirtschaftslexikon Online. <http://wirtschaftslexikon.gabler.de/Archiv/1852/verursacherprinzip-v7.html> (01.08.2014).

Feess, E. (2007): Umweltökonomie und Umweltpolitik. 3., vollst. überarb. und erw. Aufl. München: Vahlen.

Gömann, H., Kreins, P., Heidecke, C. (2013): Lösungsansätze für den landwirtschaftlichen Gewässerschutz: Nährstoffsituation des Flusseinzugsgebietes Weser. Archiv der DLG 107, S. 91–106.

Günther, E. (2014): Umweltplanerische Instrumente. Wiesbaden: Springer Gabler Verlag. Gabler Wirtschaftslexikon Online. <http://wirtschaftslexikon.gabler.de/Archiv/255127/umweltplanerische-instrumente-v4.html> (22.01.2014).

Härtel, I. (2002): Düngung im Agrar- und Umweltrecht. EG-Recht, deutsches niederländisches und flämisches Recht. Berlin: Duncker & Humblot. Schriften zum Umweltrecht 117.

Heidecke, C., Kreins, P. (2010): Agricultural costs for reducing nitrogen surpluses in the Weser river basin. Paper prepared for presentation at the 120th EAAE Seminar „External Cost of Farming Activities: Economic Evaluation, Environmental Repercussions and Regulatory Framework”, Chania, Crete, Greece, date as in: September 2–4, 2010. Chania: 120th EAAE Seminar. http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/109380/2/Heidecke_Kreins.pdf (14.08.2013).

Höglund-Isaksson, L. (2005): Abatement Costs in Response to the Swedish Charge on Nitrogen Oxide Emissions. Journal of Environmental Economics and Management 50 (1), S. 102–120.

Jordbruksverket, Lantbrukarnas Riksförbund, Länsstyrelserna (2014): Greppa Näringen. Jönköping, Stockholm: Jordbruksverket, Lantbrukarnas Riksförbund, Länsstyrelserna. <http://www.greppa.nu> (01.07.2014).

Kloepfer, M. (2004): Umweltrecht. 3. Aufl. München: Beck.

Lange Fogh, C. (2013): Ammonia abatement in Denmark. Vortrag, The eighth meeting of the Task Force on Reactive Nitrogen (TFRN-8), 25.04.2013, Kopenhagen.

Le Goffe, P. (2013): The Nitrates Directive, Incompatible with Livestock Farming? The Case of France and Northern European Countries. Paris: Notre Europe Jaques Delors Institute. Policy Paper 93.

Lerch, A. (2000): Das Prinzip der Konsumentensouveränität aus ethischer Sicht. Zeitschrift für Wirtschafts- und Unternehmensethik 1 (2), S. 174–186.

Möckel, S. (2013): Erfordernis einer umfassenden außenverbindlichen Bodennutzungsplanung auch für nichtbauliche Bodennutzungen. Die Öffentliche Verwaltung 66 (11), S. 424–438.

Nash, J. R. (2000): Too Much Market? Conflict Between Tradable Pollution Allowances and the 'Polluter Pays' Principle. Harvard Environmental Law Review 24 (2), S. 1–59.

OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) (2014): Glossary of Statistical Terms: Polluter-Pays-Principle. Paris: OECD. <http://stats.oecd.org/glossary/detail.asp?ID=2074> (01.08.2014).

OECD (2007a): Instrument Mixes Addressing Non-Point Sources of Water Pollution. Paris: OECD. COM/ENV/EPOC/CA(2004)90/FINAL.

OECD (2007b): Instrument Mixes for Environmental Policy. Paris: OECD.

OECD, IEA (International Energy Agency) (2002): Towards International Emissions Trading: Design Implications for Linkages. Information Paper. Paris: OECD, IEA.

Osterburg, B., Runge, T. (Hrsg.) (2007): Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer – eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Braunschweig: Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 307.

Ramb, B.-T., Klodt, H., Wohltmann, H.-W., Mecke, I. (2014): Regulierung. Wiesbaden: Springer Gabler Verlag. Gabler Wirtschaftslexikon Online. <http://wirtschaftslexikon.gabler.de/Archiv/4579/regulierung-v10.html> (01.08.2014).

Scharin, H. (2004): Management of Eutrophicated Coastal Zones. Uppsala, Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Economics Uppsala, Dissertation.

SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2013): Die Reform der europäischen Agrarpolitik: Chancen für eine Neuausrichtung nutzen. Berlin: SRU. Kommentar zur Umweltpolitik 11.

SRU (2012): Umweltgutachten 2012. Verantwortung in einer begrenzten Welt. Berlin: Erich Schmidt.

SRU (2008): Umweltgutachten 2008. Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels. Berlin: Erich Schmidt.

SRU (2004a): Für eine neue Vorreiterrolle – Zu den Grundsatzfragen des Umweltgutachtens 2002. Zeitschrift für angewandte Umweltforschung 15/16 (1), S. 1–15.

SRU (2004b): Umweltgutachten 2004. Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern. Baden-Baden: Nomos.

SRU (2000): Umweltgutachten 2000. Schritte ins nächste Jahrtausend. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

Sterner, T., Höglund Isaksson, L. (2006): Refunded emission payments theory, distribution of costs, and Swedish experience of NO_x abatement. *Ecological Economics* 57, S. 93–106.

Sunstein, C. R., Thaler, R. H. (2003): Libertarian Paternalism Is Not an Oxymoron. *The University of Chicago Law Review* 70 (4), S. 1159–1202.

Swedish Environmental Protection Agency (2012): Utvärdering av 2008 års höjning av kväveoxidavgiften. Stockholm: Swedish Environmental Protection Agency. Rapport 6528.

Swedish Environmental Protection Agency (2010): Vidareutveckling av förslag till avgiftssystem för kväve och fosfor. Stockholm: Swedish Environmental Protection Agency. Rapport 6345.

Swedish Environmental Protection Agency (2009): Proposal for a Permit Fee System for Nitrogen and Phosphorous. Stockholm: Swedish Environmental Protection Agency. Report 5968.

Swedish Environmental Protection Agency, Swedish Energy Agency (2007): Economic Instruments in Environmental Policy. A report. Stockholm: Swedish Environmental Protection Agency. Report 5678.

Thaler, R. H., Sunstein, C. R. (2013): Nudge: Wie man kluge Entscheidungen anstößt. 3. Aufl. Berlin: Ullstein.

Tietenberg, T. (2006): Emissions Trading. Principles and Practice. 2nd ed. Washington, DC: Resources for the Future.

Tietenberg, T. (1995): Tradeable permits for pollution control when emission location matters: What have we learned? *Environmental and Resource Economics* 5 (2), S. 95–113.

UBA (Umweltbundesamt) (2010): Umweltschädliche Subventionen in Deutschland. Aktualisierte Ausgabe 2010. Dessau-Roßlau: UBA.

UBA (2009): Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoff-Emissionsminderungsstrategie. Stand: April 2009. Dessau-Roßlau: UBA.

Wegener, J., Theuvsen, L. (2010): Handlungsempfehlungen zur Minderung von stickstoffbedingten Treibhausgasemissionen in der Landwirtschaft. Berlin: WWF Deutschland.

Weizsäcker, C. C. von (2002): Welfare Economics bei endogenen Präferenzen:Thünen-Vorlesung 2001. *Perspektiven der Wirtschaftspolitik* 3 (4), S. 425–446.

Welfens, P. J. (2010): Grundlagen der Wirtschaftspolitik. Institutionen - Makroökonomik - Politikkonzepte. 4., überarb. und erw. Aufl. Berlin: Springer.

Kapitel 6

Adolf, J., Knitschky, G., Lischke, A. (2012): Dicke Luft im Stadtverkehr. *Internationales Verkehrswesen* 64 (2), S. 50–52.

Agena, C.-A. (2012): Der Vollzug der landwirtschaftlichen „Grundsätze der guten fachlichen Praxis“ nach § 5 Abs. 2 BNatSchG. *Natur und Recht* 34 (5), S. 297–307.

Albert, C., Haaren, C. von, Mahnkopf, B. (2008): Potenzialanalyse für Landschaftspflege und Naturschutzprodukte – Ermittlung des Flächen- und Finanzierungsbedarfs sowie des Erzeugungspotenzials anhand der Landschaftsrahmenplanung *Naturschutz und Landschaftsplanung* 40 (11), S. 373–378.

Alexy, M., Faulhaber, P. (2011): Hydraulische Wirkung der Deichrückverlegung Lenzen an der Elbe. *Wasserwirtschaft* 101 (12), S. 17–22.

Amann, M., Borken-Kleefeld, J., Cofala, J., Hettelingh, J.-P., Heyes, C., Hoglund, L., Holland, M., Kiesewetter, G., Klimont, Z., Rafaj, P., Posch, M., Sander, R., Schöpp, W., Wagner, F., Winiwarter, W. (2014): The Final Policy Scenarios of the Thematic Strategy on Air Pollution. Version 1.1a. Laxenburg: International Institute for Applied Systems Analysis. TSAP Report 11.

AMK (Konferenz der Agrarminister des Bundes und der Länder) (2013): Amtschefkonferenz am 17. Januar 2013 in Berlin. Ergebnisprotokoll. Top 10: Emissionsminderungsmaßnahmen in Tierhaltungsanlagen. Berlin: AMK. https://www.agrarministerkonferenz.de/documents/Ergebnisprotokoll_oTN.pdf (10.11.2014).

Amon, B., Kryvoruchko, V., Amon, T., Zechmeister-Boltenstern, S. (2006): Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112 (2–3), S. 153–162.

Arens-Azevêdo, U., Pfannes, U., Tecklenburg, E. (2014): *Is(s)t KiTa gut? KiTa-Verpflegung in Deutschland: Status quo und Handlungsbedarfe*. Gütersloh: Bertelsmann Stiftung.

ARGE BLMP Nord- und Ostsee (Arbeitsgemeinschaft Bund/Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee) (2011): *Konzept zur Ableitung von Nährstoffreduzierungszielen in den Flussgebieten Ems, Weser, Elbe und Eider aufgrund von Anforderungen an den ökologischen Zustand der Küstengewässer gemäß Wasserrahmenrichtlinie*. Hamburg: BLMP.

Balla, S., Bernotat, D., Frommer, J., Garniel, A., Geupel, M., Hebbinghaus, H., Lorentz, H., Schlutow, A., Uhl, R. (2014): *Stickstoffeinträge in der FFH-Verträglichkeitsprüfung: Critical Loads, Bagatellschwelle und Abschneidekriterium*. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* Online preview. http://www.afsv.de/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft-14-3.pdf (28.10.2014).

Balla, S., Müller-Pfannenstiel, K., Uhl, R., Kiebel, J., Lüttmann, J., Lorentz, H., Düring, I., Schlutow, A., Förster, M., Becker, C., Herzog, W. (2012): *Untersuchung und Bewertung von straßenverkehrsbedingten Nährstoffeinträgen in empfindliche Biotope*. *Endbericht zu FE-Vorhaben 84.0102/2009*. Bergisch Gladbach: Bundesanstalt für Straßenwesen.

Balla, S., Uhl, R., Schlutow, A., Lorentz, H., Förster, M., Becker, C. (2013): *Untersuchung und Bewertung von straßenverkehrsbedingten Nährstoffeinträgen in empfindliche Biotope*. *Kurzbericht zum FE-Vorhaben 84.0102/2009 der Bundesanstalt für Straßenwesen*. Bergisch Gladbach: Bundesanstalt für Straßenwesen.

Barilla Center for Food and Nutrition (2012): *Food waste: causes, impacts and proposals*. Parma: Barilla Center for Food and Nutrition.

Baumgärtel, G., Breitschuh, G., Ebertseder, T., Eckert, H., Gutser, R., Hege, U., Herold, L., Wiesler, F., Zorn, W. (2007): *VDLUFA-Standpunkt Nährstoffbilanzierung im landwirtschaftlichen Betrieb*. Speyer: Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA).

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Fachverband Biogas (2011): *Einsatzstoffe nach Biomasseverordnung*. Freising: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Fachverband Biogas. [http://www.biogas.org/edcom/webfvb.nsf/id/DE_Einsatzstoffe-nach-Biomasseverordnung/\\$file/11-12-20_Einsatzstoffe%20nach%20BiomasseV.pdf](http://www.biogas.org/edcom/webfvb.nsf/id/DE_Einsatzstoffe-nach-Biomasseverordnung/$file/11-12-20_Einsatzstoffe%20nach%20BiomasseV.pdf) (15.09.2014).

BDEW (Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft) (2014): *Positionierung zur Novellierung der Düngeverordnung*. Berlin: BDEW.

Becker, R., Rebsch, S. (2013): *Bagatellschwellen, Abschneidekriterien, ... keine Lösung des Stickstoffproblems in Sicht! Rundschreiben des Landesbüros der Naturschutzverbände NRW 39*, S. 24–28. http://www.lb-naturschutz-nrw.de/fileadmin/redaktion/publikation/rs/2011-2015/rs39_oktober2013.pdf (08.09.2014).

Berntsen, J., Petersen, B. M., Jacobsen, B. H., Olesen, J. E., Hutchings, N. J. (2003): *Evaluating nitrogen taxation scenarios using the dynamic whole farm simulation model FASSET*. *Agricultural Systems* 76 (3), S. 817–839.

BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2014): *BfN Grünland-Report: Alles im Grünen Bereich?* Bonn: BfN.

Blättel-Mink, B., Brohmann, B., Defila, R., DiGiulio, A., Fischer, D., Fuchs, D., Gözl, S., Götz, K., Homburg, A., Kaufmann-Hayoz, R., Matthies, E., Michelsen, G., Schäfer, M., Tews, K., Wassermann, S., Zundel, S. (2013): Konsum-Botschaften. Was Forschende für die gesellschaftliche Gestaltung nachhaltigen Konsums empfehlen. Stuttgart: Hirzel.

BLAG (Bund-Länder-Arbeitsgruppe zur Evaluierung der Düngeverordnung) (2012): Evaluierung der Düngeverordnung – Ergebnisse und Optionen zur Weiterentwicklung. Abschlussbericht. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, Institut für Ländliche Räume.

Block, L. G., Morwitz, V. G. (1999): Shopping lists as an external memory aid for grocery shopping. *Journal of Consumer Psychology* 8 (4), S. 343–375.

BMEL (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft) (2014): Zu gut für die Tonne. Berlin: BMEL. <https://www.zugutfuerdietonne.de/> (10.11.2014).

BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2013): BMELV-Projektgruppe „Nachhaltige Tierhaltung“. Maßnahmen zur Verbesserung der nachhaltigen Tierhaltung. Abschlussbericht. Kurzfassung vom 14. Januar 2013. Berlin: BMELV.

BMELV (2012): AMK-Beschluss vom 8. Oktober 2010. Landwirtschaftliche Nutztierhaltung – Erarbeitung einer Zukunftsstrategie. Landwirtschaftliche Nutztierhaltung in Deutschland – Probleme und Lösungsansätze. Abschlussbericht für die Agrarministerkonferenz (AMK) vom 26. bis 28. September 2012, vorgelegt von den Abteilungsleitern „Landwirtschaftliche Erzeugung und Markt“. Berlin: BMELV.

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2013a): Flächenverbrauch – Worum geht es? Berlin: BMU. <http://www.bmub.bund.de/themen/strategien-bilanzen-gesetze/nachhaltige-entwicklung/strategie-und-umsetzung/reduzierung-des-flaechenverbrauchs/> (11.09.2014).

BMU (2010): Die Wasserrahmenrichtlinie. Auf dem Weg zu guten Gewässern – Ergebnisse der Bewirtschaftungsplanung 2009 in Deutschland. Berlin: BMU.

BMU (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt, vom Bundeskabinett am 7. November 2007 beschlossen. Berlin: BMU.

BMU (Hrsg.) (2013b): Die Wasserrahmenrichtlinie. Eine Zwischenbilanz zur Umsetzung der Maßnahmenprogramme 2012. Berlin: BMU.

BMU, BMELV (2012): Nitratbericht 2012. Gemeinsamer Bericht. Bonn: BMU, BMELV.

BMUB (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit) (2011): Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie und ihre Umsetzung in Deutschland. Stand: 01.03.2011. Berlin: BMUB. <http://www.bmub.bund.de/themen/wasser-abfall-boden/binnengewasser/wasser-binnengewasser-download/artikel/die-europaeische-wasserrahmenrichtlinie-und-ihre-umsetzung-in-deutschland/#2> (19.02.2014).

BMUB (2009): Europäisches Parlament verabschiedet EU-Hochwasserrisikomanagementrichtlinie (EU-HWRM-RL). Stand: 01.01.2009. Berlin: BMUB. <http://www.bmub.bund.de/detailansicht/artikel/europaeisches-parlament-verabschiedet-eu-hochwasserrisikomanagementrichtlinie-eu-hwrm-rl/> (11.09.2014).

BMVBS (Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung) (2012): Nationaler Radverkehrsplan 2020 – Den Radverkehr gemeinsam weiterentwickeln. Berlin: BMVBS.

BMVBS (2010): Globale und regionale Verteilung von Biomassepotenzialen. Status-quo und Möglichkeiten der Präzisierung. Berlin: BMVBS. BMVBS-Online-Publikation 27/2010. http://www.bbsr.bund.de/BBSR/DE/Veroeffentlichungen/BMVBS/Online/2010/DL_ON272010.pdf?__blob=publicationFile&v=2 (23.05.2014).

BMWi (Bundesministerium für Wirtschaft und Energie) (2014): Referentenentwurf. Entwurf eines Gesetzes zur grundlegenden Reform des Erneuerbare-Energien-Gesetzes und zur Änderung weiterer Vorschriften des Energiewirtschaftsrechts. Stand: 4. März 2014. Berlin. <https://www.bmwi.de/BMWi/Redaktion/PDF/Gesetz/entwurf-eines-gesetzes-grundlegenden-reform-eeg,property=pdf,bereich=bmwi2012,sprache=de,rwb=true.pdf> (15.09.2014).

Bobbink, R., Hettelingh, J.-P. (Hrsg.) (2011): Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23–25 June 2010. Bilthoven: National Institute for Public Health and the Environment, Coordination Centre for Effects.

Böhnke-Henrichs, A., Lipp, T. (2012): Management der FFH-Gebiete in Deutschland. Eine Evaluation bisheriger Planungen. *Natur und Landschaft* 87 (11), S. 477–482.

Buczko, U., Kuchenbuch, R. O., Lennartz, B. (2010): Assessment of the predictive quality of simple indicator approaches for nitrate leaching from agricultural fields. *Journal of Environmental Management* 91 (6), S. 1305–1315.

Bund/Länder-Messprogramm Meeresumwelt (2012a): Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (RICHTLINIE 2008/56/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie)). Festlegung von Umweltzielen für die deutsche Ostsee nach Artikel 10 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie. Bonn: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. http://www.meeresschutz.info/index.php/berichte.html?file=tl_files/meeresschutz/berichte/Umweltziele_Ostsee_120716.pdf (11.09.2014).

Bund/Länder-Messprogramm Meeresumwelt (2012b): Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (RICHTLINIE 2008/56/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie)). Festlegung von Umweltzielen für die deutsche Nordsee nach Artikel 10 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie. Bonn: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. http://www.meeresschutz.info/index.php/berichte.html?file=tl_files/meeresschutz/berichte/Umweltziele_Nordsee_120716.pdf (11.09.2014).

Bundesrechnungshof (2010): Unterrichtung durch den Bundesrechnungshof. Bericht des Bundesrechnungshofes nach § 99 der Bundeshaushaltsordnung über den ermäßigten Umsatzsteuersatz – Vorschläge für eine künftige Ausgestaltung der Steuerermäßigung. Bonn Bundesrat. Bundesratsdrucksache 390/10.

Bundesregierung (2014): Entwurf eines Gesetzes zur grundlegenden Reform des Erneuerbare-Energien-Gesetzes und zur Änderung weiterer Bestimmungen des Energiewirtschaftsrechts. Gesetzentwurf der Bundesregierung. Berlin: Bundesregierung. <https://www.bmwi.de/BMWi/Redaktion/PDF/Gesetz/entwurf-eines-gesetzes-zur-grundlegenden-reform-des-erneuerbare-energien-gesetzes-und-zur-aenderung-weiterer-bestimmungen-des-energiewirtschaftsrechts,property=pdf,bereich=bmwi2012,sprache=de,rwb=true.pdf> (30.09.2014).

Bundesregierung (2012): Nationale Nachhaltigkeitsstrategie. Fortschrittsbericht 2012. Berlin: Presse- und Informationsamt der Bundesregierung.

Bundesregierung (2002): Perspektiven für Deutschland. Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. Berlin: Presse- und Informationsamt der Bundesregierung.

Buschmann, S., Meyer, E., Schönbächler, M., Zuber, A. (2013): Ökonomische Instrumente für eine Senkung des Fleischkonsums in Deutschland. Beiträge zu einer klima- und umweltgerechteren Landwirtschaft. Hamburg: Greenpeace.

CDU (Christlich Demokratische Union Deutschlands), CSU (Christlich-Soziale Union in Bayern), SPD (Sozialdemokratische Partei Deutschlands) (2013): Deutschlands Zukunft gestalten. Koalitionsvertrag zwischen CDU, CSU und SPD, 18. Legislaturperiode. Berlin: CDU, CSU, SPD. http://www.bundesregierung.de/Content/DE/_Anlagen/2013/2013-12-17-koalitionsvertrag.pdf;jsessionid=C0E966A76B061A5F03E4553FC28C816C.s2t1?__blob=publicationFile&v=2 (17.06.2014).

Claus, S. (2013): Energieproduktion aus Biogas in Schleswig-Holstein. *Mais* 40 (4), S. 180–185.

Cordts, A., Duman, N., Grethe, H., Nitzko, S., Spiller, A. (2013a): Auswirkungen eines verminderten Konsums von tierischen Produkten in Industrieländern auf globale Marktbalancen und Preise für Nahrungsmittel. In: Edmund Rehwinkel-Stiftung der Landwirtschaftlichen Rentenbank (Hrsg.): *Sicherung der Welternährung bei knappen Ressourcen*. Frankfurt am Main: Edmund Rehwinkel-Stiftung der Landwirtschaftlichen Rentenbank. Schriftenreihe der Rentenbank 29, S. 103–119.

Cordts, A., Nitzko, S., Spiller, A. (2013b): Potentiale für eine Verminderung des Fleischkonsums am Beispiel Deutschland und Auswirkungen einer Konsumreduktion in OECD-Ländern auf globale Marktbalancen und Preise für Nahrungsmittel. *Agra-Europe* 54 (40), S. 23–31.

Cordts, A., Spiller, A., Nitzko, S., Grethe, H., Duman, N. (2013c): Imageprobleme beeinflussen den Konsum. Von unbekümmerten Fleischessern, Flexitariern und (Lebensabschnitts-)Vegetariern. *FleischWirtschaft* 93 (7), S. 59–63.

Czychowski, M., Reinhardt, M. (Hrsg.) (2010): *Wasserhaushaltsgesetz unter Berücksichtigung der Landeswassergesetze*. Kommentar. 10. Neubearb. Aufl. München: Beck.

Dagevos, H., Voordouw, J. (2013): Sustainability and meat consumption: is reduction realistic? *Sustainability: Science, Practice, & Policy* 9 (2), S. 60–69.

Danish Environmental Protection Agency, Ministry of the Environment (2009): *Status and trends of aquatic environment and agricultural practice. Danish monitoring and action programmes in accordance with the Nitrates Directive (1991/676/EEC)*. Summary Report to the European Commission. Copenhagen: Danish Environmental Protection Agency, Ministry of the Environment.

Deutscher Bundestag (2014a): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Dr. Valerie Wilms, Stephan Kühn (Dresden), Matthias Gastel, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN – Drucksache 18/1126 – Folgen aus dem aktuellen Wegekostengutachten für die Lkw-Maut. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 18/1247.

Deutscher Bundestag (2014b): *Gesetzentwurf der Bundesregierung. Entwurf eines Zweiten Gesetzes zur Änderung des Bundesfernstraßenmautgesetzes*. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 18/2444.

Deutscher Bundestag (2013): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Bärbel Höhn, Friedrich Ostendorff, Dorothea Steiner, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN. Drucksache 17/12642. Abluftreinigungssystem für Tierhaltungsanlagen. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 17/12918.

Deutscher Bundestag (2013): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Uwe Beckmeyer, Sören Bartol, Martin Burkert, weiterer Abgeordneter und der Fraktion der SPD – Drucksache 17/13294 – Fortschreibung des Nationalen Hafenkonzepes für die See- und Binnenhäfen. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 17/13432.

Deutscher Bundestag (2001): Entwurf eines Gesetzes zur Neuregelung des Rechts des Naturschutzes und der Landschaftspflege und zur Anpassung anderer Rechtsvorschriften (BNatSchGNeuregG). Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 14/6378.

Diegmann, V. (2013): Wie wirksam sind Maßnahmen zur Luftreinhaltung in Ballungsräumen? Vortrag, Reine Luft – Luftreinhaltung heute und morgen – Gute Luft braucht einen langen Atem, 16.09.2013, Dessau.

DLG (Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft) (2014): Prüfberichte. Alle DLG-Prüfberichte. Gebäude, Bauteile und Ventilatoren. Frankfurt am Main: DLG. <http://www.dlg.org/gebaeude.html#Abluft> (12.09.2014).

Döhler, H., Eurich-Menden, B., Rößler, R., Vandr , R., Wulf, S. (2011): UN ECE-Luftreinhaltkonvention – Task Force on Reactive Nitrogen. Systematische Kosten-Nutzen-Analyse von Minderungsmaßnahmen für Ammoniakemissionen in der Landwirtschaft für nationale Kostenabschätzungen. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 79/11.

Dragosits, U., Theobald, M. R., Place, C. J., ApSimon, H. M., Sutton, M. A. (2006): The potential for spatial planning at the landscape level to mitigate the effects of atmospheric ammonia deposition. *Environmental Science & Policy* 9 (7–8), S. 626–638.

Dunajtschik, S. (2014): Umsetzung und Perspektiven des landwirtschaftlichen Beratungskonzeptes. Vortrag, Symposium zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie, 09.–10.04.2014, Oberhausen.

Dünnebeil, F., Lambrecht, U., Schacht, A. (2010): Auswirkungen zukünftiger NO_x- und NO₂-Emissionen des Kfz-Verkehrs auf die Luftqualität in hoch belasteten Straßen in Baden-Württemberg. Heidelberg: Institut für Energie und Umweltforschung.

Durner, W. (2010): Zehn Jahre Wasserrahmen-Richtlinie – Bilanz und Perspektiven. *Natur und Recht* 32 (7), S. 452–464.

Durner, W. (2008): Paradigmenwechsel in der europäischen Umweltrechtssetzung? Überlegungen zu Bedeutung und Grundstrukturen des Instruments der Maßnahmenplanung in neueren Umweltrecht der Gemeinschaft. *Natur und Recht* 30 (7), S. 457–467.

Eating Better (2014): What is Eating Better? <http://www.eating-better.org/about.html> (16.09.2014).

Edel, M. (2014): Flexibilisierungspotenzial von Biogas- und Biomethan-BHKWs im Anlagenbestand. In: Edmund Rehwinkel-Stiftung der Landwirtschaftlichen Rentenbank (Hrsg.): Die Zukunft der Bioenergie. Frankfurt am Main: Edmund Rehwinkel-Stiftung der Landwirtschaftlichen Rentenbank. Schriftenreihe der Rentenbank 30, S. 103–125.

EEA (European Environment Agency) (2013): NEC Directive status report 2012. Reporting by the Member States under Directive 2001/81/EC of the European Parliament and of the

Council of 23 October 2001 on national emission ceilings for certain atmospheric pollutants. Luxembourg: Publications Office of the European Union. Technical Report 6/2013. <http://www.eea.europa.eu/publications/nec-directive-status-report-2012> (08.09.2014).

Effken, J. (2013): Kostenvergleich nur bedingt möglich. Vergleich der Wettbewerbsfähigkeit der europäischen Schlacht- und Zerlegebetriebe FleischWirtschaft 93 (12), S. 21–27.

EIPPCB (European IPPC Bureau) (2013): Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Intensive Rearing of Poultry and Pigs. Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control). Draft 2- August 2013. Sevilla: European Commission, Joint Research Centre. http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/IRPP_D2_082013online.pdf (12.09.2014).

Ekardt, F., Heym, A., Seidel, J. (2008): Die Privilegierung der Landwirtschaft im Umweltrecht. Zeitschrift für Umweltrecht 16 (4), S. 169–177.

Ekardt, F., Weyland, R. (2014): Neues vom wasserrechtlichen Verschlechterungsverbot und Verbesserungsgebot. Zeitschrift für Umweltrecht 36 (1), S. 12–20.

Enquete-Kommission Wachstum Wohlstand Lebensqualität (2013): Nachhaltiger Konsum: Kann die Politik ihn fördern? Bericht zur 25. Sitzung der Enquetekommission „Wachstum, Wohlstand, Lebensqualität“. Berlin: SPD-Bundestagsfraktion. <http://www.spdfraktion.de/themen/nachhaltiger-konsum-kann-die-politik-ihn-f%C3%B6rdern> (16.09.2014).

Europäische Kommission – Generaldirektion Umwelt (2003): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No 2: Identification of water bodies. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

Europäische Kommission – Generaldirektion Umwelt (Hrsg.) (2013): Nitrogen Pollution and the European Environment: Implications for Air Quality Policy. In-depth Report. Bristol: Science Communication Unit, University of the West of England.

Europäische Kommission (2014a): Gut leben innerhalb der Belastbarkeitsgrenzen unseres Planeten. Allgemeines Umweltaktionsprogramm der Union für die Zeit bis 2020. Luxembourg: Amt für Veröffentlichungen der Europäischen Union.

Europäische Kommission (2014b): Proposal for a regulation of the European Parliament and of the Council amending Regulations (EC) No 715/2007 und (EC) No 595/2009 as regards the reduction of pollutant emissions from road vehicles COM(2014) 28 final. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2014c): Vertragsverletzungsverfahren im Juli: wichtigste Beschlüsse – MEMO/14/470. Brüssel: Europäische Kommission. http://europa.eu/rapid/press-release_MEMO-14-470_de.htm (10.09.2014).

Europäische Kommission (2013a): Bericht der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament über die Umsetzung der Richtlinie 91/676/EWG des Rates zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen auf der Grundlage der Berichte der Mitgliedstaaten für den Zeitraum 2008–2011. COM(2013) 683 final. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2013b): Commission staff working document. Impact assessment. Accompanying the documents Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions – a Clean Air Programme for Europe, Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on the limitation of emissions of certain pollutants into the air

from medium combustion plants, Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants and amending Directive 2003/35/EC, Proposal for a Council Decision on the acceptance of the Amendment to the 1999 Protocol to the 1979 Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone. SWD(2013) 531. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2013c): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen über ein Programm „Saubere Luft für Europa“. COM(2013) 918 final. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2013d): Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über die Verringerung der nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe und zur Änderung der Richtlinie 2003/35/EG. COM(2013) 920 final. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2013e): Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Begrenzung der Emissionen bestimmter Schadstoffe aus mittelgroßen Feuerungsanlagen in die Luft. COM(2013) 919 final. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2013f): Vorschlag für einen Beschluss des Rates zur Festlegung des in der HELCOM und der IMO zur vertretenden Standpunkts hinsichtlich der Ausweisung der Ostsee als Emissionsüberwachungsgebiet für Stickstoffoxid (NECA). COM(2013) 300 final. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2012a): Commission Staff Working Document. Member State: Germany. Accompanying the document. Report from the Commission the European Parliament and the Council on the Implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC) River Basin Management. SWD(2012) 379 final, 8/30. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2012b): Corrigendum: Vorschlag für eine Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates mit Vorschriften über Direktzahlungen an Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe im Rahmen von Stützungsregelungen der Gemeinsamen Agrarpolitik. KOM(2011) 625 endg./2. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2012c): Corrigendum: Vorschlag für eine Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates über die Förderung der ländlichen Entwicklung durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER). KOM(2011) 627 endg./2. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2012d): Geänderter Vorschlag für eine Verordnung des Rates zur Festlegung des mehrjährigen Finanzrahmens für die Jahre 2014-2020. COM(2012) 388 final. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2011a): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat und den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss zur Zukunft der Mehrwertsteuer. Wege zu einem einfacheren, robusteren und effizienteren MwSt-System, das auf den Binnenmarkt zugeschnitten ist. KOM(2011) 851 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2011b): Vorschlag für eine Richtlinie des Rates zur Änderung der Richtlinie 2003/96/EG zur Restrukturierung der gemeinschaftlichen Rahmenvorschriften zur

Besteuerung von Energieerzeugnissen und elektrischem Strom. KOM(2011) 169/3. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2010): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Die GAP bis 2020: Nahrungsmittel, natürliche Ressourcen und ländliche Gebiete – die zukünftigen Herausforderungen. KOM(2010) 672/5. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäischer Rechnungshof (2014): Integration der Ziele der EU-Wasserpolitik in die GAP: ein Teilerfolg. Luxemburg: Amt für Veröffentlichungen der Europäischen Union. Sonderbericht 4/2014.

EUWID (Europäischer Wirtschaftsdienst) (2014): Niedersachsen will Nährstoffmanagement zum Schutz des Grundwassers verbessern. EUWID Wasser und Abwasser 2014 (21), S. 3.

Fachverband Biogas (2014): Branchenzahlen 2013 und Prognose 2014. Stand: 06/2014. Freising: Fachverband Biogas. [http://www.biogas.org/edcom/webfvb.nsf/id/DE_Branchenzahlen/\\$file/14-07-01_Biogas%20Branchenzahlen_2013-Prognose_2014.pdf](http://www.biogas.org/edcom/webfvb.nsf/id/DE_Branchenzahlen/$file/14-07-01_Biogas%20Branchenzahlen_2013-Prognose_2014.pdf) (15.09.2014).

FAL (Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft), KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft), ATB (Institut für Agrartechnik Bornim) (2001): Anpassung der deutschen Methodik zur rechnerischen Emissionsermittlung an internationale Richtlinien sowie Erfassung und Prognose der Ammoniak-Emissionen der deutschen Landwirtschaft und Szenarien zu deren Minderung bis zum Jahre 2010. Abschlussbericht. Braunschweig, Darmstadt, Potsdam-Bornim: FAL, KTBL, ATB.

FNR (Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe) (2012): Energiepflanzen für Biogasanlagen. Gülzow-Prüzen: FNR.

FNR, KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft) (2013): Faustzahlen Biogas. 3. Ausg. Gülzow-Prüzen, Darmstadt: FNR, KTBL.

Fohrmann, R., Liesenfeld, J. (2012): Evaluation der Gewässerschutzberatung zur Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie – Abschlussbericht im Auftrag des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Mülheim an der Ruhr, Duisburg: IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser Beratungs- und Entwicklungsgesellschaft mbH, RISP GmbH Rhein-Ruhr-Institut für Sozialforschung und Politikberatung.

Forstner, B., Deblitz, C., Kleinhans, W., Nieberg, H., Offermann, F., Röder, N., Salomon, P., Sanders, J., Weingarten, P. (2012): Analyse der Vorschläge der EU-Kommission vom 12. Oktober 2011 zur künftigen Gestaltung der Direktzahlungen im Rahmen der GAP nach 2013. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut. Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie 04/2012.

Fottner, S., Härdtle, W., Niemeyer, M., Niemeyer, T., Oheimb, G. von, Meyer, H., Mockenhaupt, M. (2007): Impact of sheep grazing on nutrient budgets of dry heathlands. *Applied Vegetation Science* 10 (3), S. 391–398.

Franco, V., Sánchez, F. P., German, J., Mock, P. (2014): Real-world exhaust emissions from modern diesel cars. A meta-analysis of PEMS emissions data from EU (EURO 6) and US (Tier 2 BIN 5/ULEV II) diesel passenger cars. Part 1: Aggregated Results. Beijing, Berlin, Brüssel, San Franzisko, Washington: International Council on Clean Transportation.

Frommer, J., May, R., Fuchs, D. (2012): Luftqualität und Ökosystemschutz. In: KRdL (Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN – Normenausschuss KRdL) (Hrsg.):

Stoffeinträge in terrestrische Ökosysteme und ihre Bewertung. KRdL-Expertenforum 12. September 2012, Bonn. Düsseldorf: KRdL. KRdL-Schriftenreihe 45, S. 23–29.

Garbert, J. (2013): Ökonomische Auswirkungen von Politiken zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie auf die Schweinehaltung im Münsterland. Bonn, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität, Landwirtschaftliche Fakultät, Dissertation.

Gawel, E., Köck, W., Kern, K., Möckel, S., Holländer, R., Fälsch, M., Völkner, T. (2011): Weiterentwicklung von Abwasserabgabe und Wasserentnahmeentgelten zu einer umfassenden Wassernutzungsabgabe. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 67/2011.

Gellermann, M. (2012): Stickstoffeinträge und Habitatschutz - Anmerkungen zum Urteil des Bundesverwaltungsgerichts vom 29.9.2011 – 7 C 21.09. Natur und Recht 34 (2), S. 112–114.

Gocke, K., Lenz, J., Westphal, H., Koppe, R., Rheinheimer, G., Hoppe, H.-G., Holsten, B., Bednarek, A., Fier, A., Fohrer, N., Heckrath, G., Höper, H., Hugenschmidt, C., Kjærgaard, C., Krause, B., Litz, N., Matzinger, A., Orlikowski, D., Périllon, C., Pfannerstill, M., Rouault, P., Schäfer, W., Trepel, M., Ubraniak, M., Zalewski, M. (2012): Potentiale für den Einsatz von Nährstoff-Filtersystemen in Deutschland zur Verringerung der Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 56 (1), S. 4–15.

Gömann, H., Kreins, P., Heidecke, C. (2013): Lösungsansätze für den landwirtschaftlichen Gewässerschutz: Nährstoffsituation des Flusseinzugsgebietes Weser. Archiv der DLG 107, S. 91–106.

Grünnewig, D., Balla, S., Hanusch, M., Küer, A., Rohr, A., Vollmer, M., Wulfert, K. (2008): Strategische Umweltprüfung für den Thüringer Beitrag zum Maßnahmenprogramm in der Flussgebietseinheit Rhein. Anhang 1: Standardisierter Maßnahmenkatalog der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) zu den WRRL-Maßnahmenprogrammen für Flussgebietseinheiten (Stand: 18.06.2008). Herne, München, Hannover: Bosch & Partner.

Gutser, R., Ebertseder, T., Schraml, M., Tucher, S. von, Schmidhalter, U. (2010): Stickstoffeffiziente und umweltschonende organische Düngung. In: KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft) (Hrsg.): Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden. KTBL-/VTI-Tagung vom 8. bis 10. Dezember 2010 im Bildungszentrum Kloster Banz in Bad Staffelstein. Darmstadt: KTBL. KTBL-Schrift 483, S. 31–50.

Hahne, J. (2012): Abluftreinigung – ein Weg zu einer emissionsarmen Tierhaltung. ForschungsReport 2012 (1), S. 16–19.

Hausberger, S. (2010): Fuel Consumption and Emissions of Modern Passenger Cars. Graz: Graz University of Technology, Institute for Internal Combustion Engines and Thermodynamics. Report Nr. I-25/10.

Head, M., Sevenster, M., Croezen, H. (2011): Life cycle impacts of protein-rich foods for Superwijzer. Delft: CE Delft.

Head, M., Sevenster, M., Odegard, I., Krutwagen, B., Croezen, H., Bergsma, G. (2013): Life cycle impacts of protein-rich foods: creating robust yet extensive life cycle models for use in a consumer app. Journal of Cleaner Production 73, S. 165–174.

Heidecke, C., Wagner, A., Kreins, P. (2012): Entwicklung eines Instrumentes für ein landesweites Nährstoffmanagement in Schleswig-Holstein. Braunschweig: Johann Heinrich

von Thünen-Institut, Institut für Ländliche Räume. Arbeitsberichte aus der TI-Agrarökonomie 08/2012.

Heiskanen, E., Brohmann, B., Schönherr, N., Aalto, K. (2009): Policies to Promote Sustainable Consumption: Framework for a Future-Oriented Evaluation. In: Koskela, M., Vinnari, M. (Hrsg.): Future of the Consumer Society. Proceedings of the Conference „Future of the Consumer Society“, 28–29 May 2009, Tampere, Finland. Turku: Finland Futures Research Centre, Turku School of Economics, S. 91–99. <http://orgprints.org/16404/1/consumer.pdf> (12.01.2012).

HELCOM (Helsinki-Kommission) (2013a): Approaches and methods for eutrophication target setting in the Baltic Sea region. Helsinki: HELCOM. Baltic Sea Environment Proceedings 133.

HELCOM (2013b): Summary notes for the 2013 HELCOM Ministerial Declaration. HELCOM Ministerial Meeting Copenhagen 3 October 2013. Helsinki: HELCOM. <http://www.helcom.fi/Documents/Ministerial2013/Press%20related/Summary%20notes%20for%20the%202013%20HELCOM%20Ministerial%20Declaration.pdf> (12.09.2014).

HELCOM (2013c): Summary report on the development of revised Maximum Allowable Inputs (MAI) and updated Country Allocated Reduction Targets (CART) of the Baltic Sea Action Plan. This document was prepared for the 2013 HELCOM Ministerial Meeting to give information on the progress in implementing the HELCOM Baltic Sea Action Plan. Helsinki: HELCOM. <http://www.helcom.fi/Documents/Ministerial2013/Associated%20documents/Supporting/Summary%20report%20on%20MAI-CART.pdf> (12.09.2014).

HELCOM (2012): The Fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-5). An Executive Summary. Helsinki: HELCOM. Baltic Sea Environment Proceedings 128A.

HELCOM (2007): The Baltic Sea Action Plan. A new environmental strategy for the Baltic Sea region. Helsinki: HELCOM.

HELCOM (1988): Declaration on the protection of the marine environment of the Baltic Sea area adopted on 15 february 1988 in Helsinki by the ministers responsible for the environmental protection in the Baltic Sea states. Helsinki: HELCOM.

Helmers, E. (2009): Partikelmessungen, Abgasgrenzwerte, Stickoxide, Toxikologie und Umweltzonen. Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung 21 (1), S. 118–123.

Helmig, J. (1998): Effects of nitrogen input and nitrogen surplus taxes in Dutch agriculture. Cahiers d'économie et sociologie rurales 49, S. 5–31.

Henkens, P. L. C. M., Keulen, H. van (2001): Mineral policy in the Netherlands and nitrate policy within the European Community. Netherlands Journal of Agricultural Science 49 (2–3), S. 117–134.

Hennies, H. (2005): Stand und Perspektiven der flächenbezogenen Umweltberatung in ausgewählten deutschen Bundesländern: Eine empirische Evaluierung in Niedersachsen, Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen. Göttingen: Cuvillier Verlag.

Hettelingh, J.-P., Posch, M., Velders, G. J. M., Ruysenaars, P., Adams, M., Leeuw, F. de, Lükewille, A., Maas, R., Sliggers, J., Slootweg, J. (2013): Assessing interim objectives for acidification, eutrophication and ground-level ozone of the EU National Emission Ceilings Directive with 2001 and 2012 knowledge. Atmospheric Environment 75, S. 129–140.

Hochloff, P., Gerhardt, N., Holzhammer, U., Hahn, H. (2013): Kosten und Nutzen der Flexibilisierung von kleinen Gülle-Biogasanlagen. Kurzfassung. Kassel: Fraunhofer-Institut

für Windenergie und Energiesystemtechnik – IWES. <http://www.biogastechnik.de/images/stories/processed/DE/pdf/Wirtschaftlichkeit-flexibler-Biogasanlagen.pdf> (15.09.2014).

Hoffmann, J., Berger, G., Wiegand, I., Wittchen, U., Pfeffer, H., Kiesel, J., Ehlert, F. (2012a): Bewertung und Verbesserung der Biodiversität leistungsfähiger Nutzungssysteme in Ackerbaugebieten unter Nutzung von Indikatorvogelarten. Kleinmachnow: Julius Kühn-Institut. Berichte aus dem Julius Kühn-Institut 163.

Hoffmann, J., Wiegand, I., Berger, G. (2012b): Rückgang des Graslands schränkt Lebensraum für Agrarvögel zunehmend ein. Graslandfunktionen für Indikatorvogelarten in ackerbaudominierten Gebieten. Naturschutz und Landschaftsplanung 44 (6), S. 179–185.

Homm-Belzer, A. (2009): WRRL und Agrarumweltmaßnahmen: Anmerkungen aus Sicht einer Wasserschutzgebietskooperation. Vortrag, Fortbildung im Umweltsektor – Wasserrahmenrichtlinie und Agrarumweltmaßnahmen, 24.09.2009, Friedberg.

Hünecke, K., Fritsche, U. R., Brohmann, B. (2010): Sustainability of consumption patterns: Historic and Future Trends for Europe. In: ERSCP (European Roundtable on Sustainable Consumption and Production), EMSU (Environmental Management for Sustainable Universities) (Hrsg.): Knowledge Collaboration & Learning for Sustainable Innovation: 14th European Roundtable on Sustainable Consumption and Production (ERSCP) conference and the 6th Environmental Management for Sustainable Universities (EMSU) conference, Delft, The Netherlands, October 25–29, 2010. Delft: University of Technology, S. 1–21.

IACCSEA (International Association for Catalytic Control of Ship Emissions to Air) (2013): NO_x. IACCSEA. <http://www.iaccsea.com/nox/> (17.09.2014).

IFEU (Institut für Energie und Umweltforschung) (2010): TREMOD-Szenarien zur Abschätzung der Wirksamkeit der neuen Kfz-Grenzwerte auf die NO₂-Luftqualität. Heidelberg: IFEU.

IfLS (Institut für Ländliche Strukturforchung), ART (Forschungsgruppe Agrar- und Regionalentwicklung Triesdorf), ECOZEPT, UNIQUE forestry and land use (2014): Jahresbericht 2013. Begleitung und laufende Bewertung des „Maßnahmen- und Entwicklungsplans Ländlicher Raum Baden-Württemberg 2007 – 2013 (MEPL II)“ nach der VO (EG) 1698/2005. Frankfurt am Main, Triesdorf, Freising, Freiburg: IfLS, ART, ECOZEPT, UNIQUE forestry and land use GmbH.

IMO (International Maritime Organization) (2014a): IMO Marine Environment Protection Committee completes 66th session - Marine Environment Protection Committee (MEPC), 66th session, 31 March to 4 April 2014 London: IMO. <http://www.imo.org/MediaCentre/PressBriefings/Pages/10-MEPC-66-ends.aspx> (17.09.2014).

IMO (2014b): Nitrogen Oxides (NO_x) – Regulation 13. London: IMO. [http://www.imo.org/OurWork/Environment/PollutionPrevention/AirPollution/Pages/Nitrogen-oxides-\(NOx\)---Regulation-13.aspx](http://www.imo.org/OurWork/Environment/PollutionPrevention/AirPollution/Pages/Nitrogen-oxides-(NOx)---Regulation-13.aspx) (17.09.2014).

IMO (2014c): Special Areas under MARPOL. London: IMO. <http://www.imo.org/OurWork/Environment/PollutionPrevention/SpecialAreasUnderMARPOL/Pages/Default.aspx> (17.09.2014).

IMO (2008): IMO environment meeting approves revised regulations on ship emissions. London: IMO. http://www5.imo.org/SharePoint/mainframe.asp?topic_id=1709&doc_id=10262 (26.05.2011).

INK (Internationale Nordseeschutzkonferenz) (1987): Ministerial Declaration. Second International Conference on the Protection of the North Sea, London, 24–25 November

1987. London: INK. http://www.ospar.org/html_documents/ospar/html/2nsc-1987_london_declaration.pdf (12.09.2014).

Isermeyer, F. (2014): Stellungnahme des Einzelsachverständigen Prof. Dr. Folkhard Isermeyer (Johann Heinrich von Thünen-Institut) für die 8. Sitzung des Ausschusses für Ernährung und Landwirtschaft zur öffentlichen Anhörung zum Gesetzentwurf der Bundesregierung „Entwurf eines Gesetzes zur Durchführung der Direktzahlungen an Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe im Rahmen von Stützungsregelungen der Gemeinsamen Agrarpolitik (Direktzahlungen-Durchführungsgesetz – DirektZahlDurchfG)“. BT-Drs. 18/908. Berlin: Deutscher Bundestag, Ausschuss für Ernährung und Landwirtschaft. Ausschussdrucksache 18(10)052-E.

Jacobi, H. F., Trommler, M., Mauky, E. (2013): Flexible Biogasproduktion in der Direktvermarktung. In: Thrän, D., Pfeiffer, D. (Hrsg.): Energetische Biomassenutzung. Neue Technologien und Konzepte für die Bioenergie der Zukunft, 05.–06. November 2012. Konferenzband. Leipzig: DBFZ Deutsches Biomasseforschungszentrum. Schriftenreihe des BMU-Förderprogramms „Energetische Biomassenutzung“ 9, S. 146–151. http://www.energetische-biomassenutzung.de/fileadmin/user_upload/Downloads/Ver%C3%B6ffentlichungen/09_Konferenzband_web.pdf (23.05.2014).

Janning, F. (2004): Der Staat der Konsumenten. Plädoyer für eine politische Theorie des Verbraucherschutzes. In: Czada, R., Zintl, R. (Hrsg.): Politik und Markt. Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften. Politische Vierteljahresschrift, Sonderheft 34, S. 151–185.

Jekel, H., Arle, J., Bartel, H., Baumgarten, C., Blondzik, K., Claussen, U., Damian, H. P., Döscher, K., Dubbert, W., Eggers, H.-H., Fricke, K., Fuß, F., Galander, C., Gast, M., Ginzky, H., Grimm, S., Heidemeier, J., Hilliges, F., Hirsch, S., Hoffmann, A., Hülsmann, W., Jäger, S., Jaschinski, J., Jung, M., Kabbe, C., Kirschbaum, B., Koppe, K., Krakau, M., Lenz, K., Leujak, W., Mohaupt, V., Naumann, S., Pickl, C., Rechenberg, B., Rechenberg, J., Reichel, J., Richter, S., Ringeltaube, P., Schlosser, U., Schmoll, O., Schulz, D., Schwirn, K., Six, E., Stark, C., Suhr, M., Szewzyk, R., Ullrich, A., Völker, D., Walter, A., Werner, S., Wolter, R., Wunderlich, D. (2014): Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 1: Grundlagen. Bonn: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit. http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/wawi_teil01_web.pdf (10.09.2014).

Jörß, W., Emele, L., Scheffler, M., Cook, V., Theloke, J., Thiruchittampalam, B., Dünnebeil, F., Knörr, W., Heidt, C., Jozwicka, M., Kuenen, J. J. P., Denier van der Gon, H. A. C., Visschedijk, A. J. H., Gijlswijk, R. N. van, Osterburg, B., Laggner, B., Stern, R., Handke, V. (2014): Luftqualität 2020/2030: Weiterentwicklung von Prognosen für Luftschadstoffe unter Berücksichtigung von Klimastrategien. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 35/2014.

Kelm, M., Loges, R., Taube, F. (2007): N-Bilanzen ökologischer und konventioneller Praxisbetriebe in Norddeutschland - Ergebnisse aus dem Projekt COMPASS. In: Zikeli, S., Claupein, W., Dabbert, S., Kaufmann, B., Müller, T., Valle Zarate, A. (Hrsg.): Zwischen Tradition und Globalisierung. Beiträge zur 9. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau. Bd. 1. Berlin: Verlag Dr. Köster, S. 25–28.

Kern, M., Siepenkothen, J. (2014): Bioabfallerfassung 2.0 – Neue Chancen und Herausforderungen. In: Wiemer, K., Kern, M., Raussen, T. (Hrsg.): Bio- und Sekundärrohstoffverwertung IX. Stofflich, energetisch. Witzenhausen: Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie, S. 139–149.

Klinck, S. (2012): Agrarumweltrecht im Wandel. Vom Subventionsrecht zum Recht der Umweltdienstleistung. Berlin: Duncker & Humblot. Schriften zum Umweltrecht 174.

KLU (Kommission Landwirtschaft beim Umweltbundesamt) (2013a): Biogaserzeugung und -nutzung: Ökologische Leitplanken für die Zukunft. Vorschläge der Kommission Landwirtschaft beim Umweltbundesamt (KLU). Dessau-Roßlau: UBA. http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/biogaserzeugung_und_-nutzung_oekologische_leitplanken_fuer_die_zukunft.pdf (23.05.2014).

KLU (2013b): Mehr Grün in die Gemeinsame Agrarpolitik – Einstieg geschafft, aber noch zahlreiche Schwachpunkte. Stellungnahme der Kommission Landwirtschaft am Umweltbundesamt (KLU). Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

KLU (2013c): Die Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik braucht eine verbindliche und wirkungsvolle Ökologisierung der ersten Säule. Stellungnahme der Kommission Landwirtschaft am Umweltbundesamt (KLU). Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

KLU (2012): Die Legislativ-Vorschläge zur GAP-Reform. Gute Ansätze, aber für die Umwelt nicht gut genug. Stellungnahme der Kommission Landwirtschaft am Umweltbundesamt (KLU). Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

Knüppel, O. (2011): Sea Scrubber & Co. Vortrag, Gefahr Schiffsemissionen – Bestandsaufnahme und Reduzierungspotenziale von Abgasemissionen in der Hochseeschifffahrt, 24.01.2011, Hamburg.

Köck, W. (2010): Rechtlicher Handlungsrahmen und Instrumente für die Erhaltung der Biodiversität in Kulturlandschaften. *Natur und Recht* 32 (8), S. 530–538.

Kohls, M., Mierwald, U., Zirwick, A. (2014): Irrelevanzschwellen für Stickstoffeinträge in FFH-Gebiete. *Zeitschrift für Umweltrecht* 25 (3), S. 150–160.

Korn, M., Leupold, A., Niederau, A., Schneider, C., Hartwig, K.-H., Scheffler, R. (2014): Berechnung der Wegekosten für das Bundesfernstraßennetz sowie der externen Kosten nach Maßgabe der Richtlinie 1999/62/EG für die Jahre 2013 bis 2017. Endbericht. Weimar, Leipzig, Aachen, Münster: Alfen Consult, AVISO, Institut für Verkehrswissenschaft, Westfälische Wilhelms-Universität Münster. Z20/SEV/288.3/1220/UI23.

Korn, N., Jessel, B., Hasch, B., Mühlinghaus, R. (2005): Flussauen und Wasserrahmenrichtlinie. Bedeutung der Flussauen für die Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie – Handlungsempfehlungen für Naturschutz und Wasserwirtschaft. Bonn: Bundesamt für Naturschutz. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 27.

Kranert, M., Hafner, G., Barabosz, J., Schneider, F., Lebersorger, S., Scherhauser, S., Schuller, H., Leverenz, D. (2012): Ermittlung der weggeworfenen Lebensmittelmengen und Vorschläge zur Verminderung der Wegwerfrate bei Lebensmitteln in Deutschland. Kurzfassung. Stuttgart: Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft.

Kreins, P., Behrendt, H., Gömann, H., Heidecke, C., Hirt, U., Kunkel, R., Seidel, K., Tetzlaff, B., Wendland, F. (2010): Analyse von Agrar-Umweltmaßnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie in der Flussgebietseinheit Weser. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut. *Landbauforschung, Sonderheft* 336.

Kristof, K. (2011): Nachhaltige Lebensstile und gesellschaftlicher Wandel. Vortrag, Tagung von BfN und Universität Greifswald „Nachhaltige Lebensstile“, 15.11.2011, Insel Vilm.

Kros, H., Bal, D. (2013): Theme 2: Working Group 7: The effectiveness of on-site (intensified) habitat management measures and restoration measures to mitigate nitrogen deposition impacts and to promote recovery. Peterborough: Joint Nature Conservation Committee. http://jncc.defra.gov.uk/pdf/airpol_WG7Ecologicalrestorationmeasures.pdf (09.09.2014).

Krüger, A. (2013): Umsetzung der WRRL in Niedersachsen – Erfolge und Optimierungsansätze im Grundwasserschutz. Vortrag, Umsetzung im Fluss, 17.04.2014, Oberhausen.

Krzikalla, N., Achner, S., Brühl, S. (2013): Möglichkeiten zum Ausgleich fluktuierender Einspeisungen aus Erneuerbaren Energien. Aachen: Büro für Energiewirtschaft und technische Planung.

KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft) (2012): Dokumentation zur Datenaufbereitung der Aktivitätsdaten Biogas für den Nationalen Inventarbericht. Submission 2013 für 2011. Darmstadt: KTBL. Unveröffentlichtes Manuskript.

LAI (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz) (2012): Leitfaden zur Ermittlung und Bewertung von Stickstoffeinträgen der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz. Langfassung. München: LAI.

Land & Forst (2013): Minister Meyer möchte Düngekataster. Hannover: Land & Forst. <http://landundforst.agrarheute.com/naehrstoffbericht-vorgelegt> (11.09.2014).

Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (2011): Umsetzung des Beratungskonzeptes Wasserrahmenrichtlinie - Jahresbericht 2010. Bonn: Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen.

Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (2004): EU-Wasserrahmenrichtlinie. Stand: 29.11.2004. Bonn: Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen. <https://www.landwirtschaftskammer.de/landwirtschaft/wasserschutz/wrrl/index.htm> (10.09.2014).

Laskowski, S. R., Ziehm, C. (2014): Gewässerschutzrecht. In: Koch, H.-J. (Hrsg.): Umweltrecht. 4., vollst. überarb. Aufl. München: Vahlen, S. 296–358.

Lattemann, S., Koppe, K. (2011): Umweltrelevanz von schwefelarmen Treibstoffen im Seeverkehr. Vortrag, Gefahr Schiffsemissionen – Bestandsaufnahme und Reduzierungspotenziale von Abgasemissionen in der Hochseeschifffahrt, 24.01.2011, Hamburg.

LAWA (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser) (2014): Prognose der Auswirkungen einer nach Gewässerschutzaspekten novellierten Düngeverordnung auf die Qualität der Oberflächengewässer in Deutschland. LAWA. Unveröffentlichtes Manuskript.

LAWA (2013): Anlage – Fortschreibung LAWA-Maßnahmenkatalog (WRRL, HWRM-RL) beschlossen auf der 146. LAWA-VV am 26./ 27. September 2013 in Tangermünde. LAWA-Arbeitsprogramm Flussgebietsbewirtschaftung. Produktdatenblatt WRRL-2.3.3. Tangermünde: LAWA. http://www.nlwkn.niedersachsen.de/download/84668/Massnahmen_katalog_der_Bund_Laender-Arbeitsgemeinschaft_Wasser_LAWA_.pdf (10.09.2014).

LAWA (2003): Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Berlin: LAWA.

LAWA, LABO (Länderarbeitsgemeinschaft Boden) (2002): Gemeinsamer Bericht von LAWA und LABO zu Anforderungen an eine nachhaltige Landwirtschaft aus Sicht des Gewässer- und Bodenschutzes vor dem Hintergrund der Wasserrahmenrichtlinie. Hannover: LAWA.

Leach, A. M., Galloway, J. N., Bleeker, A., Erisman, J. W., Kohn, R., Kitzes, J. (2012): A nitrogen footprint model to help consumers understand their role in nitrogen losses to the environment. *Environmental Development* 1 (1), S. 40–66.

LEL (Landesanstalt für Entwicklung der Landwirtschaft und der ländlichen Räume Schwäbisch Gmünd) (2014): Beratung 2020: Geförderte Beratungsleistungen für

Landwirtschaft, Gartenbau und Weinbau in Baden-Württemberg. Entwurf. Schwäbisch Gmünd: LEL.

Linden, W. (1993): Gewässerschutz und landwirtschaftliche Bodennutzung. Dargestellt am Beispiel der Düngung unter besonderer Berücksichtigung der Nitratproblematik. Heidelberg: Decker. Umwelt- und Technikrecht 19.

Linnenweber, C. (2013): Synergien und Konflikte zwischen Gewässerschutz, Naturschutz und Hochwasserschutz. Vortrag, Weiterentwicklung von Instrumenten zum Auenschutz, 26.–29.06.2013, Insel Vilm.

LLUR SH (Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein) (2014): Nährstoffe in Gewässern Schleswig-Holsteins. Entwicklung und Bewirtschaftungsziele. Flintbek: LLUR SH. LLUR SH – Gewässer D 24.

Lopez-Ridaura, S., Werf, H. van der, Paillat, J. M., Le Bris, B. (2009): Environmental evaluation of transfer and treatment of excess pig slurry by life cycle assessment. *Journal of Environmental Management* 90 (2), S. 1296–1304.

Louis, H. W. (2010): Das neue Bundesnaturschutzgesetz. *Natur und Recht* 32 (2), S. 77–89.

LUBW (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg) (2013): Grundwasserüberwachungsprogramm. Ergebnisse der Beprobung 2012 – Kurzbericht. Karlsruhe: LUBW. Grundwasserschutz 48.

Ludewig, D. (2014): Ökonomische Instrumente zur Senkung des Fleischkonsums. In: Voget-Kleschin, L., Bossert, L., Ott, K. (Hrsg.): Nachhaltige Lebensstile. Welchen Beitrag kann ein bewusster Fleischkonsum zu mehr Naturschutz, Klimaschutz und Gesundheit leisten? Weimar (Lahn): Metropolis, S. 382–392.

Lütkes, S., Ewer, W. (Hrsg.) (2011): Bundesnaturschutzgesetz, BNatSchG. Kommentar. München: Beck.

MAN Diesel und Turbo (2013): Emissionsgesetzgebung Schifffahrt. Augsburg: MAN Diesel und Turbo. <http://de.mandieselturbo-greentechnology.com/0000540/Unsere-Motivation/Verbindliche-Vorgaben/Schifffahrt.html> (17.09.2014).

Marteau, T. M., Hollands, G. J., Fletcher, P. C. (2012): Changing Human Behavior to Prevent Disease: The Importance of Targeting Automatic Processes. *Science* 337 (6101), S. 1492–1495.

Marwitz, P. (2013): Überdross im Überfluss. Vom Ende der Konsumkultur. Münster: Unrast Verlag.

Matthes, F. C., Busche, J., Döring, U., Emele, L., Gores, S., Harthan, R. O., Hermann, H., Jörß, W., Loreck, C., Scheffler, M., Hansen, P., Diekmann, J., Horn, M., Eichhammer, W., Elsland, R., Fleiter, T., Schade, W., Schlomann, B., Sensfuß, F., Ziesing, H.-J. (Hrsg.) (2013): Politikszenerarien für den Klimaschutz VI. Treibhausgas-Emissionsszenarien bis zum Jahr 2013. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. Climate Change 04/2013.

Meier, T., Christen, O. (2013): Environmental impacts of dietary recommendations and dietary styles: Germany as an example. *Environmental Science & Technology* 47 (2), S. 877–888.

MERITEC, Ingenieurbüro HERSENER, Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz – Tänikon ART (2008): Abklärung zu den Eigenschaften von Düngerprodukten aus der Gülleaufbereitung. Guntershausen, Wiesendangen, Zürich.

Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg (2014): Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung (SchALVO) für Wasserschutzgebiete. Stuttgart: Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg. http://lw.landwirtschaft-bw.de/pb/MLR.Foerderung,Lde/Startseite/Foerderungswegweiser/Schutzgebiets_+und+Ausgleichsverordnung+_SchALVO_+fuer+Wasserschutzgebiete (11.09.2014).

Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg (2012a): Agrarumweltmaßnahmen in Baden-Württemberg 1992 bis heute. Stuttgart: Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg.

Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg (2012b): Agrarumweltprogramm des Landes Baden-Württemberg – MEKA III. Stuttgart: Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg.

Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg (2012): Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Baden-Württemberg. Zwischenbericht 2012. Stuttgart: Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg.

Möckel, S. (2014): Verbesserte Anforderungen an die gute fachliche Praxis der Landwirtschaft. Zeitschrift für Umweltrecht 36 (1), S. 14–23.

Möckel, S. (2013a): Erfordernis einer umfassenden außenverbindlichen Bodennutzungsplanung auch für nichtbauliche Bodennutzungen. Die Öffentliche Verwaltung 66 (11), S. 424–438.

Möckel, S. (2013b): Small Water Bodies and the Incomplete Implementation of the Water Framework Directive in Germany. Journal for European Environmental and Planning Law 10 (3), S. 262–275.

Möckel, S. (2007): Umweltabgaben auf Dünge- und Pflanzenschutzmittel. Zeitschrift für Umweltrecht 18 (4), S. 176–182.

Möckel, S. (2006): Umweltabgaben zur Ökologisierung der Landwirtschaft. Berlin: Duncker & Humboldt. Schriften zum Umweltrecht 146.

Möckel, S., Bathe, F. (2013): Kleingewässer und Wasserrahmenrichtlinie – Ist die deutsche Handhabung korrekt? Deutsches Verwaltungsblatt 128 (4), S. 220–225.

Möckel, S., Köck, W., Rutz, C., Schramek, J. (2014): Rechtliche und andere Instrumente für vermehrten Umweltschutz in der Landwirtschaft. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 42/2014.

Möller, K., Schulz, R., Müller, T. (2009): Mit Gärresten richtig Düngen: Aktuelle Informationen für Berater. Hohenheim: Universität Hohenheim, Institut für Pflanzenernährung.

Mondelaers, K., Aertsens, J., Huylenbroeck, G. van (2009): A meta-analysis of the differences in environmental impacts between organic and conventional farming. British Food Journal 111 (10), S. 1098–1119.

Muff, C., Weyers, S. (2010): Sozialer Status und Ernährungsqualität. Evidenz, Ursachen und Interventionen. Ernährungs Umschau 2010 (2), S. 84–89.

Mühlenhoff, J. (2013): Anbau von Energiepflanzen. Umweltauswirkungen, Nutzungskonkurrenzen und Potenziale. Berlin: Agentur für Erneuerbare Energien. Renew Spezial 65.

Münchhausen, S. von, Knickel, K., Rehbinder, E., Güthler, W., Rimpau, J., Metera, D. (2009): Gemeinsame Agrarpolitik (GAP): Cross-Compliance und Weiterentwicklung von Agrarumweltmaßnahmen. Ergebnisse aus dem gleichnamigen F+E-Vorhaben des Bundesamtes für Naturschutz (BfN). Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz. Naturschutz und Biologische Vielfalt 77.

N-Print.org (2014): Personal N Footprint Calculator. <http://n-print.org/N-Calculator> (21.01.2014).

Niedersächsischer Landtag (2014a): Änderungsantrag (zu Drs. 17/831 und 17/1465) von Fraktion der CDU Hannover, Fraktion der SPD, Fraktion Bündnis 90/Die Grünen und Fraktion der FDP. Grundwasser und Böden schützen – ein wirksames Düngemanagement in Niedersachsen einführen. Hannover: Niedersächsischer Landtag. Drucksache 17/1484.

Niedersächsischer Landtag (2014b): Niedersächsischer Landtag. Stenografischer Bericht. 34. Sitzung Hannover, den 14. Mai 2014. Hannover: Niedersächsischer Landtag.

Niedersächsischer Landtag (2012): Antrag Fraktion Bündnis 90/Die Grünen: Überdüngung durch Gülle und Kot wirksam verhindern – Umweltbelastung reduzieren – Güllekataster einführen. Hannover: Niedersächsischer Landtag. Drucksache 16/4726.

Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung (2014): Tierschutzplan Niedersachsen. Hannover: Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung. <http://www.ml.niedersachsen.de/download/57732> (16.09.2014).

Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz (2014): Nitrat. Hannover: Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz. http://www.umwelt.niedersachsen.de/umweltbericht/schutzgueter/wasserressourcen_und_wasserqualitaet/grundwasser/nitrat/88735.html (10.09.2014).

Nienhaus, B., Knickel, K. W. (2004): Ökologische Finanzreform in der Landwirtschaft – Situation, Bewertung und Handlungsspielräume. Bonn: Naturschutzbund Deutschland.

Nitsch, H., Osterburg, B. (2007): Umsetzung von Cross Compliance in verschiedenen EU-Mitgliedstaaten. Braunschweig: Institut für Ländliche Räume, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft. Arbeitsberichte des Bereichs Agrarökonomie 04/07.

Nitsch, J., Pregger, T., Naegler, T., Heide, D., Tena, D. L. de, Trieb, F., Scholz, Y., Nienhaus, K., Gerhardt, N., Sterner, M., Trost, T., Oehsen, A. von, Schwinn, R., Pape, C., Hahn, H., Wickert, M., Wenzel, B. (2012): Langfristszenarien und Strategien für den Ausbau der erneuerbaren Energien in Deutschland bei Berücksichtigung der Entwicklung in Europa und global. Schlussbericht. Stuttgart, Kassel, Teltow: Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt, Institut für Technische Thermodynamik, Abt. Systemanalyse und Technikbewertung, Fraunhofer Institut für Windenergie und Energiesystemtechnik, Ingenieurbüro für neue Energien.

NLWKN (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz) (2014): WRRL – Beratung 2014 auch an Bach und Fluss. Norden: NLWKN. http://www.nlwkn.niedersachsen.de/wasserwirtschaft/egwasserrahmenrichtlinie/grundwasser/ergaenzende_massnahmen/ergaenzende-manahmen-zum-grundwasserschutz-46145.html (04.07.2014).

NLWKN (2009): Niedersächsischer Beitrag für das Maßnahmenprogramm der Flussgebietsgemeinschaft Elbe nach Art. 11 der EG-Wasserrahmenrichtlinie bzw. nach § 181 des Niedersächsischen Wassergesetzes. Norden: NLWKN.

OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) (2007): Instrument Mixes for Environmental Policy. Paris: OECD.

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.

Oenema, O., Boers, P. C. M., Eerdt, M. M. van, Fraters, B., Meer, H. G. van der, Roest, C. W. J., Schröder, J. J., Willems, W. J. (1998): Leaching of nitrate from agriculture to groundwater: the effect of policies and measures in the Netherlands. *Environmental Pollution* 102 (1), S. 471–478.

Oenema, O., Liere, L. van, Schoumans, O. (2005): Effects of lowering nitrogen and phosphorus surpluses in agriculture on the quality of groundwater and surface water in the Netherlands. *Journal of Hydrology* 304 (1–4), S. 289–301.

Oenema, O., Velthof, G., Klimont, Z., Winiwarter, W. (2012): Emissions from agriculture and their control potentials. Version 2.1. Laxenburg: International Institute for Applied Systems Analysis. TSAP Report 3.

Oenema, O., Velthof, G. L. (2007): Analysis of international and European policy instruments: pollution swapping. Task 2. Wageningen: Alterra. Alterra-rapport 1663.2. <http://edepot.wur.nl/19080> (14.03.2014).

Oetjen-Dehne, R., Krause, P., Dehnen, D., Erchinger, H. (2014): Verpflichtende Umsetzung der getrennten Bioabfallerfassung. *Müll und Abfall* 46 (7), S. 309–316.

Oldiges, M. (2006): Zur Entwicklung des Gewässerqualitätsrechts – Wasserwirtschaftliche Planung als Instrument zur Erzielung von Gewässerqualität. In: Oldiges, M. (Hrsg.): Umweltqualität durch Planung. Dokumentation des 10. Leipziger Umweltrechts-Symposiums des Instituts für Umwelt- und Planungsrecht der Universität Leipzig am 21. und 21. April 2005. Baden-Baden: Nomos. Leipziger Schriften zum Umwelt- und Planungsrecht 9, S. 115–124.

Oppermann, R. (Hrsg.) (2009): Gemeinsame Agrarpolitik: Cross Compliance und Auswirkungen auf die Biodiversität. Ergebnisse eines Forschungsprojektes und Empfehlungen zur Weiterentwicklung der Agrarpolitik. Mannheim: Institut für Agrarökologie und Biodiversität.

Oppermann, R., Kasperczyk, N., Matzdorf, B., Reutter, M., Meyer, C., Luick, R., Stein, S., Ameskamp, K., Gelhausen, J., Bleil, R. (2013): Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) 2013 und Erreichung der Biodiversitäts- und Umweltziele. Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 135.

OSPAR Commission (2013a): „Distance to target” modelling assessment. London: OSPAR Commission.

OSPAR Commission (2013b): Revised JAMP Eutrophication Monitoring Guideline: Nutrients. London: OSPAR Commission. Agreement 2013-04.

OSPAR Commission (2012): MSFD Advice Manual and Background document on Good environmental status. Descriptor 5: Eutrophication. A living document. Version 5 January 2012. London: OSPAR Commission. Eutrophication Series.

OSPAR Commission (2010a): The North-East Atlantic Environment Strategy. Strategy of the OSPAR Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic 2010-2020. London: OSPAR Commission. OSPAR Agreement 2010-3.

OSPAR Commission (2010b): Quality Status Report 2010. London: OSPAR Commission.

Osterburg, B., Nitsch, H., Laggner, B., Roggendorf, W. (2009): Auswertung von Daten des Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems zur Abschätzung von Wirkungen der EU-Agrarreform auf Umwelt und Landschaft. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut. Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie 07/2009.

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. Bericht im Auftrag der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2006 (Projekt-Nummer AR 1.05 FAL). In: Osterburg, B., Runge, T. (Hrsg.): Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer – eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Braunschweig: Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft. Landbauforschung Völknerode, Sonderheft 307, S. 3–156.

Paech, N. (2012): Befreiung vom Überfluss. Auf dem Weg in die Postwachstumsökonomie. München: oekom.

Parfitt, J., Barthel, M., Macnaughton, S. (2010): Food waste within food supply chains: quantification and potential for change to 2050. *Philosophical Transactions of the Royal Society / B* 365 (1554), S. 3065–3081.

Payne, R. J., Dise, N. B., Stevens, C. J., Gowing, D. J., BEGIN Partners (2013): Impact of nitrogen deposition at the species level. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110 (3), S. 984–987.

Pech-Lopatta, D. (2013): LOHAS – Ein Leben für Nachhaltigkeit. Was bewegt die Anhänger des „Lifestyle of Health and Sustainability“? In: BVE (Bundesvereinigung der Deutschen Ernährungsindustrie), GfK Consumer Panels (Hrsg.): *Bewusster Genuss – Nachhaltige Gewinne für Ernährungsindustrie und Konsumenten. Eine Publikation anlässlich der Anuga 2013. Consumers's Choice 13.* Nürnberg: BVE, S. 36–51.

Peters, W., Schultze, C., Schümann, K., Stein, S. (2010): Bioenergie und Naturschutz. Synergien fördern, Risiken vermeiden. Bonn: Bundesamt für Naturschutz.

Popkin, B. M. (2006): Global nutrition dynamics: the world is shifting rapidly toward a diet linked with noncommunicable diseases. *American Journal of Clinical Nutrition* 84 (2), S. 289–298.

Popkin, B. M. (1993): Nutritional patterns and transitions. *Population and Development Review* 19 (1), S. 138–157.

Quirin, M. (2014): Anforderungen an Erfolgsparemeter in Schutzkonzepten und Definition der Zielerreichung (Stand: 02.06.2014). Norden: Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz. http://www.nlwkn.niedersachsen.de/download/87850//Anforderungen_an_Erfolgsparemeter_in_Schutzkonzepten_Stand_02.06.2014.pdf (10.09.2014).

Quirin, M. (2013): Trinkwasserschutzkooperationen in Niedersachsen – Grundlagen des Kooperationsmodells und Darstellung der Ergebnisse. Aktualisierung der Tabellen und Abbildung. Stand: Februar 2013. Norden: Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz. Grundwasser 13.

Quirin, M. (2011): Trinkwasserschutzkooperationen in Niedersachsen – Grundlagen des Kooperationsmodells und Darstellung der Ergebnisse. Norden: Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz. Grundwasser 13.

Rabitsch, W., Essl, F. (2013): Schwellenwerte und Kippunkte von Ökosystemen. In: Essl, F., Rabitsch, W. (Hrsg.): Biodiversität und Klimawandel. Auswirkungen und Handlungsoptionen für den Naturschutz in Mitteleuropa. Berlin, Heidelberg: Springer, S. 118–124.

Rat der Europäischen Union (2014): Note from General Secretariat of the Council to Delegations. Subject: Food loss and food waste – Information from the Netherlands and Swedish delegations, supported by the Austrian, Danish, German and Luxembourg delegations. Brüssel: Rat der Europäischen Union. 9755/14.

Rat der Europäischen Union (2012): Proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council establishing rules for direct payments to farmers under support schemes within the framework of the common agricultural policy (CAP Reform) – Working document from the Luxembourg delegation. Brüssel: Rat der Europäischen Union. 2011/0280 (COD), 9283/12.

Raths, U., Balzer, S., Ersfeld, M., Euler, U. (2006): Deutsche Natura-2000-Gebiete in Zahlen. Natur und Landschaft 81 (2), S. 68–80.

Rausen, T., Kern, M. (2014): Stand und Perspektiven der Bioabfallvergärung in Deutschland. In: Kern, M., Rausen, T. (Hrsg.): Biogasatlas 2014/2015. Anlagenhandbuch der Vergärung biogener Abfälle in Deutschland und Europa. Witzenhausen: Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie, S. 19–28.

Reese, M., Möckel, S., Bovet, J., Köck, W. (2010): Rechtlicher Handlungsbedarf für die Anpassung an die Folgen des Klimawandels. Analyse, Weiter- und Neuentwicklung rechtlicher Instrumente. Berlin: Erich Schmidt. Umweltbundesamt, Berichte 1/10.

Rehbinder, E. (2011): Biodiversitäts- und Klimaschutz in der Landwirtschaft: Reichen die gesetzlichen Rahmenbedingungen? Natur und Recht 33 (4), S. 241–250.

Reinhardt, M. (2013): Inventur der Wasserrahmenrichtlinie. Natur und Recht 35 (11), S. 765–773.

Reinhardt, M. (2012): Energiepflanzenanbau und Wasserrecht – Ein Beitrag zum Verhältnis von Gewässerschutz und Landwirtschaft. Deutsches Verwaltungsblatt 127 (19), S. 1195–1203.

Reisch, L. A., Kenning, P. (2013): Alternativen zum Informationsparadigma der Verbraucherpolitik. Journal für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit 8 (3), S. 141–142.

Reiter, K., Roggendorf, W., Horlitz, T., Leiner, C., Sander, A. (2008): Agraumweltmaßnahmen – Kapitel VI der VO (EG) Nr. 1257/1999. In: Grajewski, R. (Hrsg.): Ex-post-Bewertung des NRW-Programms Ländlicher Raum gem. Verordnung (EG) Nr. 1257/1999. Braunschweig, Hamburg, Hannover: Johann Heinrich von Thünen-Institut, Institut für Ländliche Räume, Kapitel 6. http://literatur.vti.bund.de/digbib_extern/bitv/zi044048.pdf (10.09.2014).

Resch, J. (2012): Noch viel zu tun! Nicht-Vollzug im Umweltschutz und die Rolle der Verbände. Vortrag, Naturschutztage am Bodensee, 05.–08.01.2012, Radolfzell.

Rösemann, C., Haenel, H.-D., Dämmgen, U., Poddey, E., Freibauer, A., Wulf, S., Eurich-Menden, B., Döhler, H., Schreiner, C., Bauer, B., Osterburg, B. (2013): Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2011. Report zu Methoden und Daten (RMD) Berichterstattung 2013. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut. Thünen-Report 1.

Roth, T., Kohli, L., Rihm, B., Achermann, B. (2013): Nitrogen deposition is negatively related to species richness and species composition of vascular plants and bryophytes in Swiss mountain grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 178, S. 121–126.

Rozin, P., Scott, S., Dingley, M., Urbanek, K., Jiang, H., Kaltenbach, M. (2011): Nudge to nobesity I: Minor changes in accessibility decrease food intake. *Judgment and Decision Making* 6 (4), S. 323–332.

Sala, O. E., Stuart Chapin, F., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M., Wall, D. H. (2000): Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science* 287 (5459), S. 1770–1774.

Salomon, M., Schmid, E. (2011): Überschreitungen der Stickstoffdioxid-Grenzwerte in den Ballungsgebieten: mehr als nur eine technische Herausforderung. *Immissionsschutz* 16 (1), S. 4–11.

Scheck, R., Haakh, F. (2008): Hoftorbilanzen als Instrument zur Beurteilung einer grundwasserschonenden Landwirtschaft. *Energie Wasser-Praxis* 59 (9), S. 42–46.

Schlacke, S. (Hrsg.) (2012): GK-BNatSchG. Gemeinschaftskommentar zum Bundesnaturschutzgesetz. Köln: Heymann.

Schmidt, T., Osterburg, B. (2010): Wirkung von Wasserschutzmaßnahmen auf den mineralischen Stickstoffgehalt von Böden. Ergebnisse der Arbeiten im vTI zum Projekt WAgriCo2. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, Institut für Ländliche Räume.

Schmidt, T. G., Röder, N., Dauber, J., Klimek, S., Laggner, A., Witte, T. de, Offermann, F., Osterburg, B. (2014): Biodiversitätsrelevante Regelungen zur nationalen Umsetzung des Greenings der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU nach 2013. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut. Thünen Working Paper 20.

Schneidewind, U., Zahrnt, A. (2013): Damit gutes Leben einfacher wird. Perspektiven einer Suffizienzpolitik. München: oekom.

Schönberger, H., Tebert, C., Lahl, U. (2012): Expertenanhörung im Umweltausschuss. Fachleute nehmen Stellung zum Regierungsentwurf zur Umsetzung der EU-Industrieemissionsrichtlinie in deutsches Recht. *ReSource* 2012 (4), S. 4–11.

Schou, J. S., Skop, E., Jensen, J. D. (2000): Integrated agri-environmental modelling: A cost-effectiveness analysis of two nitrogen tax instruments in the Vejle Fjord watershed, Denmark. *Journal of Environmental Management* 58 (3), S. 199–212.

Schumacher, J., Czybulka, D., Fischer-Hüftle, P. (Hrsg.) (2011): Bundesnaturschutzgesetz. Kommentar. 2. Aufl. Stuttgart Kohlhammer.

Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin (2011): Ein Jahr Umweltzone Stufe 2 in Berlin. Berlin: Senatsverwaltung für Gesundheit Umwelt und Verbraucherschutz.

Sieling, K., Kage, H. (2006): N balance as an indicator of N leaching in an oilseed rape – winter wheat – winter barley rotation. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 115 (1–4), S. 261–269.

Simons, J., Vierboom, C., Langen, C. (2014): Markt und Tierschutz: Ein schwieriges Paar. *FleischWirtschaft* 94 (3), S. 70–72.

Spiller, A. (2014): Stickstoff, Veredelungslandwirtschaft und Fleischkonsum. Telefonat, 22.04.2014.

Spranger, T. (2014): Die novellierten Protokolle zur UNECE Luftreinhaltekonvention: Trends und Herausforderungen internationaler Luftreinhaltepolitik. *Immissionsschutz* 14 (2), S. 52–58.

SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2013a): Den Strommarkt der Zukunft gestalten. Sondergutachten. Berlin: Erich Schmidt.

SRU (2013b): Die Reform der europäischen Agrarpolitik: Chancen für eine Neuausrichtung nutzen. Berlin: SRU. Kommentar zur Umweltpolitik 11.

SRU (2012): Umweltgutachten 2012. Verantwortung in einer begrenzten Welt. Berlin: Erich Schmidt.

SRU (2009): Für eine zeitgemäße Gemeinsame Agrarpolitik (GAP). Berlin: SRU. Stellungnahme 14.

SRU (2008): Umweltgutachten 2008. Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels. Berlin: Erich Schmidt.

SRU (2007a): Klimaschutz durch Biomasse. Sondergutachten. Berlin: Erich Schmidt.

SRU (2007b): Umweltverwaltungen unter Reformdruck. Herausforderungen, Strategien, Perspektiven. Sondergutachten. Berlin: Erich Schmidt.

SRU (2005a): Feinstaub durch Straßenverkehr – Bundespolitischer Handlungsbedarf. Berlin: SRU. Stellungnahme 6.

SRU (2005b): Umwelt und Straßenverkehr. Hohe Mobilität – Umweltverträglicher Verkehr. Sondergutachten. Baden-Baden: Nomos.

SRU (2004a): Für eine neue Vorreiterrolle – Zu den Grundsatzfragen des Umweltgutachtens 2002. *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung* 15/16 (1), S. 1–15.

SRU (2004b): Umweltgutachten 2004. Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern. Baden-Baden: Nomos.

SRU (2002): Für eine Stärkung und Neuorientierung des Naturschutzes. Sondergutachten. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

SRU, WBA (Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik beim Bundesministerium, für Ernährung Landwirtschaft und Verbraucherschutz), WBD (Wissenschaftlicher Beirat für Düngungsfragen beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2013): Novellierung der Düngeverordnung: Nährstoffüberschüsse wirksam begrenzen. Kurzstellungnahme der Wissenschaftlichen Beiräte für Agrarpolitik (WBA) und für Düngungsfragen (WBD) beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) und des Sachverständigenrates für Umweltfragen der Bundesregierung (SRU) zur Novellierung der „Düngeverordnung“ (DüV).

WBA, WBD, SRU. Berlin. http://www.umweltrat.de/SharedDocs/Downloads/DE/04_Stellungnahmen/2012_2016/2013_08_AS_Novellierung_Duengeverordnung.pdf?__blob=publicationFile (03.09.2013).

Statistisches Bundesamt (2014): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Indikatorenbericht 2014. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.

Statistisches Bundesamt (2013a): Kommunales Flächenmanagement. Neue Zahlen des Statistischen Bundesamtes zum Flächenverbrauch. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. <http://www.dstgb.de/dstgb/Home/Schwerpunkte/St%C3%A4dtebaurecht%20und%20Stadtentwicklung/Kommunales%20Fl%C3%A4chenmanagement/Neue%20Zahlen%20des%20Statistischen%20Bundesamtes%20zum%20Fl%C3%A4chenverbrauch/> (11.09.2014).

Statistisches Bundesamt (2013b): Umwelt. Öffentliche Wasserversorgung und öffentliche Abwasserentsorgung – Strukturdaten zur Wasserwirtschaft. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. Fachserie 19, Reihe 2.1.3. https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/UmweltstatistischeErhebungen/Wasserwirtschaft/Wasserwirtschaft2190213109005.xls?__blob=publicationFile (11.09.2014).

Statistisches Bundesamt (2010): Land- und Forstwirtschaft, Fischerei. Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft in landwirtschaftlichen Betrieben - Erhebung zur Wirtschaftsdüngerausbringung. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. Fachserie 3, Reihe 2.2.2.

Statistisches Landesamt Baden-Württemberg (2012): Zukunft Baden-Württemberg. Indikatoren im Vergleich. Stuttgart: Statistisches Landesamt Baden-Württemberg.

Stevens, C., Jones, L., Rowe, E., Dale, S., Payne, R., Hall, J., Evans, C., Caporn, S., Sheppard, L., N., M., Emmett, B. (2013): Review of the effectiveness of on-site habitat management to reduce atmospheric nitrogen deposition impacts on terrestrial habitats. Bangor: Countryside Council for Wales. CCW Science Series 1037 (A).

Stevens, C. J., Leach, A. M., Dale, S., Galloway, J. N. (2014): Personal nitrogen footprint tool for the United Kingdom. *Environmental Science: Processes & Impacts* 16 (7), S. 1563–1569.

Stevens, C. J., Quinton, J. N. (2009): Policy implications of pollution swapping. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 34 (8-9), S. 589–594.

Stock, M. (2011): MEPL II – eine Zwischenbilanz *Landinfo* 2011 (2), S. 23–25.

Sutton, M. A., Bleeker, A., Howard, C. M., Bekunda, M., Grizzetti, B., Vries, W. de, Grinsven, H. van, Abrol, Y. P., Adhya, T. K., Billen, G., Davidson, E. A., Datta, A., Diaz, R., Erisman, J. W., Liu, X. J., Oenema, O., Palm, C., Raghuram, N., Reis, S., Scholz, R. W., Sims, T., Westhoek, H., Zhang, F. S. (2013): Our Nutrient World. The challenge to produce more food and energy with less pollution. Edinburgh: Centre for Ecology and Hydrology.

Task Force on Reactive Nitrogen (2009): The Barsac Declaration: Environmental Sustainability and the Demitarian Diet. <http://www.nine-esf.org/sites/nine-esf.org/files/Barsac%20Declaration%20V5.pdf> (16.09.2014).

Thaler, R. H., Sunstein, C. R. (2013): *Nudge: Wie man kluge Entscheidungen anstößt*. 3. Aufl. Berlin: Ullstein.

Thiele, S. (2008): Elastizitäten der Nachfrage privater Haushalte nach Nahrungsmitteln – Schätzung eines AIDS auf Basis der Einkommens- und Verbrauchsstichprobe 2003. *Agrarwirtschaft* 57 (5), S. 258–268.

Thiering, J., Bahrs, E. (2011): Biogasproduktion in Deutschland – Sollte die energetische Nutzung von Wirtschaftsdünger explizit gefördert werden? *German Journal of Agricultural Economics* 60 (4), S. 259–275.

Thomas, A. (2007): Landwirtschaftliche Beratung in der Bundesrepublik Deutschland – eine Übersicht. *B&B Agrar* 2007 (2), S. I–V.

Thomas, A. (2003): Landwirtschaftliche Bildung und Beratung zum Gewässerschutz in Deutschland – Eine Analyse der Erfahrungen in den Bundesländern. Weikersheim: Markgraf Verlag. *Kommunikation und Beratung – Sozialwissenschaftliche Schriften zur Landnutzung und ländlichen Entwicklung* 51.

Thrän, D., Krautz, A., Scheffelowitz, M., Lenz, V., Liebetrau, J., Daniel-Gromke, J., Nelles, M. (2014): Auswirkungen der gegenwärtig diskutierten Novellierungsvorschläge für das EEG-2014. Hintergrundpapier. Leipzig: DBFZ Deutsches Biomasseforschungszentrum. https://www.dbfz.de/web/fileadmin/user_upload/Presseinformationen/2014/Hintergrundpapier_Bioenergie_EEG.pdf (23.05.2014).

Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz (2013): Beseitigung von kommunalem Abwasser im Freistaat Thüringen. Lagebericht 2013 nach Artikel 16 der EG-Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser (91/271/EWG). Berichtszeitraum 2011/2012. Erfurt: Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz.

Trautmann, G. (2009): EPLR & HIAP – Ein Beitrag zur Erreichung der Ziele nach WRRL. Vortrag, Fortbildung im Umweltsektor – Wasserrahmenrichtlinie und Agrarumweltmaßnahmen, 24.09.2009, Friedberg.

Tuomisto, H. L., Hodge, I. D., Riordan, P., Macdonald, D. W. (2012): Does organic farming reduce environmental impacts? A meta-analysis of European research. *Journal of Environmental Management* 112, S. 309–320.

UBA (Umweltbundesamt) (2014a): Daten. Flächennutzung. Siedlungs- und Verkehrsfläche. Stand: 03.04.2014. Dessau-Roßlau: UBA. <http://www.umweltbundesamt.de/daten/flaechennutzung/siedlungs-verkehrsflaeche> (11.09.2014).

UBA (2014b): Luftschadstoffe. NFR-Tabellen 2014. Dessau-Roßlau: UBA. http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/dokumente/de_2014_nfr-tabellen.zip (05.08.2014).

UBA (2014c): Themen. Luft. Wirkungen von Luftschadstoffen. Wirkungen auf Ökosysteme. Dessau-Roßlau: UBA. <http://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/wirkungen-von-luftschadstoffen/wirkungen-auf-oekosysteme> (12.09.2014).

UBA (2014d): Umweltzonen in Deutschland. Dessau-Roßlau: UBA. <http://gis.uba.de/website/umweltzonen/umweltzonen.php> (17.09.2014).

UBA (2014e): Welche Position hat das UBA zur Nutzerfinanzierung des Verkehrswegenetzes? Dessau-Roßlau: UBA. <http://www.umweltbundesamt.de/service/uba-fragen/welche-position-hat-das-uba-zur-nutzerfinanzierung> (28.10.2014).

UBA (Hrsg.) (2014f): Genug getan für Mensch und Umwelt? Wirkungsforschung unter der Genfer Luftreinhaltkonvention. Dessau-Roßlau: UBA.

UBA (Umweltbundesamt) (2013a): Daten. Gewässerbelastung. Nordsee. Eutrophierung der Nordsee. Stand: 17.07.2013. Dessau-Roßlau: UBA. <http://www.umweltbundesamt.de/daten/gewaesserbelastung/nordsee/eutrophierung-der-nordsee> (12.09.2014).

UBA (Umweltbundesamt) (2013b): Daten. Gewässerbelastung. Ostsee. Eutrophierung der Ostsee. Stand: 19.07.2013. Dessau-Roßlau: UBA. <http://www.umweltbundesamt.de/daten/belastung-von-grundwasser-oberflaechengewaessern/ostsee/eutrophierung-ostsee> (12.09.2014).

UBA (2013c): Datenbank „Kraftwerke in Deutschland“. Stand: 19.09.2013. Dessau-Roßlau: UBA. <http://www.umweltbundesamt.de/dokument/datenbank-kraftwerke-in-deutschland> (28.10.2014).

UBA (Umweltbundesamt) (2013d): Themen. Verkehr/Lärm. Emissionsstandards. Seeschiffe. Dessau-Roßlau: UBA. <http://www.umweltbundesamt.de/themen/verkehr-laerm/emissionsstandards/seeschiffe> (26.06.2014).

UBA (2013e): Beurteilung der Luftqualität 2012 in Deutschland – Bericht an die EU-Kommission in Brüssel. Dessau-Roßlau: UBA.

UBA (2009): Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoff-Emissionsminderungsstrategie. Stand: April 2009. Dessau-Roßlau: UBA.

UBA (2007): Luftreinhaltung 2010. Nationales Programm zur Einhaltung von Emissionshöchstwerten für bestimmte Luftschadstoffe nach der Richtlinie 2001/81/EG (NEC-RL). Berlin: Umweltbundesamt. UBA-Texte 37/07.

UBA, BfN (Bundesamt für Naturschutz), KLU (Kommission Landwirtschaft beim Umweltbundesamt) (2014): Ökologische Vorrangflächen – unverzichtbar für die biologische Vielfalt in der Agrarlandschaft! Position des Bundesamtes für Naturschutz, des Umweltbundesamtes und der Kommission Landwirtschaft am Umweltbundesamt zur nationalen Umsetzung von Ökologischen Vorrangflächen. Dessau-Roßlau, Bonn: UBA, BfN, KLU.

Ullrich, W. (2012): Habenwollen: Wie funktioniert die Konsumkultur? 3. Aufl. Frankfurt am Main: Fischer Taschenbuch. Fischer 16328.

UNECE (United Nations Economic Commission for Europe) (2014): Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone. Geneva: UNECE. http://www.unece.org/env/lrtap/multi_h1.html (27.10.2014).

UNECE (2012): Guidance document on preventing and abating ammonia emissions from agricultural sources. Geneva: UNECE. ECE/EB.AIR/120.

Vaak, F., Gäth, S. (2014): Lebensmittel im Restabfall – Untersuchung des biogenen Anteils in Restmüllcontainern von Privathaushalten. Alzenau: Fraunhofer-Projektgruppe für Wertstoffkreisläufe und Ressourcenstrategie IWKS.

VDLUFA (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten) (2012): Vorschlag zur Novellierung der Düngeverordnung: Vorschlag des AK Nachhaltige Nährstoffhaushalte im VDLUFA zur Novellierung der Düngeverordnung. Speyer: VDLUFA. www.vdlufa.de/download/AK_Nachhaltige_Naehrstoffhaushalte.pdf (19.03.2014).

Verbraucherzentrale Bundesverband (2014): Lebensmittel und ihre Umweltauswirkungen. Ergebnisse einer repräsentativen Befragung. Berlin: Verbraucherzentrale Bundesverband. <http://www.vzbv.de/cps/rde/xbcr/vzbv/Lebensmittel-Umwelt-Umfrage-langfassung-vzbv-forsa-2014.pdf> (16.09.2014).

- Völker, J. (2014): Analyse und Bewertung der Instrumente zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie sowie Verknüpfung zu den institutionellen Rahmenbedingungen. Wasserfachlicher Teil. Projekt-Nr. 36589. Magdeburg: Völker. Unveröffentlichtes Manuskript.
- Voget-Kleschin, L., Bossert, L., Ott, K. (2014): Nachhaltige Lebensstile. Welchen Beitrag kann ein bewusster Fleischkonsum zu mehr Naturschutz, Klimaschutz und Gesundheit leisten? Weimar (Lahn): Metropolis.
- Vohland, K., Schoenberg, W., Jensen, K., Doyle, U., Ellwanger, G., Lüttger, A., Rottgardt, E., Runge, K., Schröder, E., Strasdas, W., Zeppenfeld, R. (2012): Anpassung und Mitigation – Zielkonflikte und Synergien mit Biodiversität und Naturschutzzielen. In: Mosbrugger, V., Brasseur, G., Schaller, M., Stribny, B. (Hrsg.): Klimawandel und Biodiversität – Folgen für Deutschland. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft, S. 343–371.
- Vollprecht, J., Reichelt, S., Rühr, C., Holzhammer, U., Stelzer, M., Hahn, H. (2014): Fördervorschläge für Biogas-Bestandsanlagen im EEG. Schlussbericht. Status-quo-Analyse, Reformmodellanalyse und Fördervorschlag. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. Im Erscheinen.
- Vries, J. W. de, Corré, W. J., Dooren, H. J. C. van (2010): Environmental assessment of untreated manure use, manure digestion and co-digestion with silage maize. Lelystad: Wageningen UR Livestock Research. Report 372.
- Vries, J. W. de, Groenestein, C. M., Boer, I. J. M. de (2012): Environmental consequences of processing manure to produce mineral fertilizer and bio-energy. *Journal of Environmental Management* 102, S. 173–183.
- WasserBLlck (Bund-, Länder-, Informations- und Kommunikationsplattform) (o. J.): WasserBLlck. Koblenz: Bundesanstalt für Gewässerkunde. <http://www.wasserblick.net/servlet/is/1/> (17.10.2014).
- Webb, J., Pain, B., Bittman, S., Morgan, J. (2010): The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response – A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 137 (1–2), S. 39–46.
- Wegener, J., Theuvsen, L. (2010): Handlungsempfehlungen zur Minderung von stickstoffbedingten Treibhausgasemissionen in der Landwirtschaft. Berlin: WWF Deutschland.
- Weiss, M., Bonnel, P., Hummel, R., Manfredi, U., Colombo, R., Lanappe, G., Le Lijour, P., Sculati, M. (2011): Analyzing on-road emissions of light-duty vehicles with Portable Emission Measurement Systems (PEMS). Luxembourg: Publications Office of the European Union. JRC 62639.
- Weiss, M., Weiss, K., Krebs, S. (2013): Ackerwildkräuter am württembergischen Riesrand. *Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg* 76, S. 111–151.
- Welzer, H. (2013): *Selbst denken. Eine Anleitung zum Widerstand*. Frankfurt am Main: Fischer.
- Westhoek, H., Lesschen, J. P., Rood, T., Wagner, S., De Marco, A., Murphy-Bokern, D., Leip, A., Grinsven, H. van, Sutton, M. A., Oenema, O. (2014): Food choices, health and environment: Effects of cutting Europe's meat and dairy intake. *Global Environmental Change* 26, S. 196–205.
- Wildner, S., Cramon-Taubadel, S. von (2000): Die Bedeutung von Veränderungen der Nachfrage für die Wettbewerbsfähigkeit des Agrarsektors: Erste Ergebnisse einer neuen

Nachfrageschätzung. In: Alvensleben, R. von, Koester, U., Langbehn, C. (Hrsg.): Wettbewerbsfähigkeit und Unternehmertum in der Land- und Ernährungswirtschaft. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag. Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues 36, S. 63–74.

Wilts, H., Rademacher, B. (2014): Potentials and Evaluation of Preventive Measures – A Case Study for Germany. *International Journal of Waste Resources* 4 (1), S. 137.

Wissenschaftlicher Beirat Verbraucher- und Ernährungspolitik beim BMELV (Wissenschaftlicher Beirat Verbraucher- und Ernährungspolitik beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2013): Verbraucherpolitik für nachhaltigen Konsum – Verbraucherpolitische Perspektiven für eine nachhaltige Transformation von Wirtschaft und Gesellschaft. Berlin: Wissenschaftlicher Beirat Verbraucher- und Ernährungspolitik beim BMELV.

Witzenhausen-Institut (2014): Geplante Regelungen des EEG 2014 für Bioabfallvergärungsanlagen. Diskussionspapier. Witzenhausen: Witzenhausen-Institut.

Wolf, O., Pérez-Domínguez, I., Rueda-Cantucho, J. M., Tukker, A., Kleijn, R., Koning, A. de, Bausch-Goldbohm, S., Verheijden, M. (2011): Do healthy diets in Europe matter to the environment? A quantitative analysis. *Journal of Policy Modeling* 33 (1), S. 8–28.

WRAP (Working together for a world without waste) (2010): Evaluation of Courtauld Food Waste Target – Phase 1. Technical Memo. Easton on the Hill: WRAP. <http://www.wrap.org.uk/sites/files/wrap/Evaluation%20of%20Courtauld%201%20Food%20Waste%20Target%20final.pdf> (16.09.2014).

Wüstholtz, R., Bahrs, E. (2013): Effiziente Nährstoffbilanzierungsmethoden in der Landwirtschaft zur Erreichung des guten Wasserzustands gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie : Erkenntnisse eines Hoftor-Bilanzierungsprojekts in Baden-Württemberg *Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht* 36 (2), S. 197–226.

Xue, X., Landis, A. E. (2010): Eutrophication Potential of Food Consumption Patterns. *Environmental Science & Technology* 44 (16), S. 6450–6456.

Zeijts, H. van (1999): Administration and Control Features. In: Zeijts, H. van (Hrsg.): *Economic Instruments for Nitrogen Control in European Agriculture*. Utrecht: Centre for Agriculture and Environment, S. 179–187.

Kapitel 7

Ahtiainen, H., Artell, J., Elmgren, R., Hasselström, L., Håkansson, C. (2014): Baltic Sea nutrient reductions – What should we aim for? *Journal of Environmental Management* 145, S. 9–23.

Amann, M., Borken-Kleefeld, J., Cofala, J., Hettelingh, J.-P., Heyes, C., Hoglund, L., Holland, M., Kiesewetter, G., Klimont, Z., Rafaj, P., Posch, M., Sander, R., Schöpp, W., Wagner, F., Winiwarter, W. (2014): The Final Policy Scenarios of the Thematic Strategy on Air Pollution. Version 1.1a. Laxenburg: International Institute for Applied Systems Analysis. TSAP Report 11.

ARGE BLMP Nord- und Ostsee (Arbeitsgemeinschaft Bund/Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee) (2011): Konzept zur Ableitung von Nährstoffreduzierungszielen in den Flussgebieten Ems, Weser, Elbe und Eider aufgrund von Anforderungen an den ökologischen Zustand der Küstengewässer gemäß Wasserrahmenrichtlinie. Hamburg: BLMP.

BDEW (Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft) (2014): Zunehmende Nitratbelastungen im Grundwasser bedrohen Trinkwasserqualität. Berlin. BDEW. Hintergrundinformationen. [http://www.bdew.de/internet.nsf/id/36F70F215AF58945C1257D62003343AF/\\$file/Hintergrund%20Nitratbelastungen.pdf](http://www.bdew.de/internet.nsf/id/36F70F215AF58945C1257D62003343AF/$file/Hintergrund%20Nitratbelastungen.pdf) (12.11.2014).

Becker, P., Rudloff, B. (2011): Hohe Ausgaben bedürfen neuer Legitimation: Die gemeinsame Agrarpolitik und die Kohäsionspolitik. In: Bendiek, A., Lippert, B., Schwarzer, D. (Hrsg.): Entwicklungsperspektiven der EU. Herausforderungen für die deutsche Europapolitik. Berlin: Stiftung Wissenschaft und Politik, Deutsches Institut für Internationale Politik und Sicherheit. SWP-Studie S 18/2011, S. 49–59.

BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2010): Strategischer Plan 2011 – 2020 für den Erhalt der Biodiversität. Bonn: BfN. http://www.bfn.de/0304_2010ziel.html (19.09.2014).

Bissels, S., Oppermann, R. (2011): Analyse und Bewertung von Reformvorschlägen zur Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) im Hinblick auf Ressourcenschutz und Nachhaltigkeit. In: Reinhardt, H. (Hrsg.): Die Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) der Europäischen Union nach 2013. Frankfurt: Edmund Rehwinkel-Stiftung der Landwirtschaftlichen Rentenbank. Schriftenreihe der Rentenbank 27, S. 141–177.

BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2010): Position der Bundesregierung. Weiterentwicklung der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) nach 2013. Berlin: BMELV.

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2013): Gemeinsam für die biologische Vielfalt. Rechenschaftsbericht 2013 zur Umsetzung der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt, vom Bundeskabinett am 24. April 2013 beschlossen. Berlin: BMU.

BMU (2010): Indikatorenbericht 2010 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Berlin: BMU.

BMU (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt, vom Bundeskabinett am 7. November 2007 beschlossen. Berlin: BMU.

BMU (1998): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Entwurf eines umweltpolitischen Schwerpunktprogramms. Bonn: BMU.

Böcher, M., Töller, A. E. (2012): Umweltpolitik in Deutschland. Eine politikfeldanalytische Einführung. Wiesbaden: Springer VS. Grundwissen Politik 50.

Bodirsky, B. L., Popp, A., Lotze-Campen, H., Dietrich, J. P., Rolinski, S., Weindl, I., Schmitz, C., Müller, C., Bonsch, M., Humpenöder, F., Biewald, A., Stevanovic, M. (2014): Reactive nitrogen requirements to feed the world in 2050 and potential to mitigate nitrogen pollution. *Nature Communications* 5 (May), Article number: 3858. <http://www.nature.com/ncomms/2014/140513/ncomms4858/full/ncomms4858.html> (15.05.2014).

Bomberg, E. (2004): Adapting form to function?: from economic to sustainable development governance in the European Union. In: Lafferty, W. M. (Hrsg.): *Governance for Sustainable Development. The Challenge of Adapting Form to Function*. Cheltenham, Northampton, Mass.: Elgar, S. 61–94.

Bomberg, E., Peterson, J., Stubb, A. (2008): *The European Union. How does it work?* 2nd ed. Oxford: Oxford University Press.

Borbonus, S., Geibler, J. von, Luhmann, J., Scheck, H., Schostok, D., Winterfeld, U. von (2013): Nachhaltigkeitsstrategien erfolgreich entwickeln. Untersuchung von

Nachhaltigkeitsstrategien in Deutschland und auf EU-Ebene. Gütersloh: Bertelsmann Stiftung.

Bornemann, B. (2014): Policy-Integration und Nachhaltigkeit. Integrative Politik in der Nachhaltigkeitsstrategie der deutschen Bundesregierung. 2. Aufl. Wiesbaden: Springer VS.

Bundesregierung (2012): Nationale Nachhaltigkeitsstrategie. Fortschrittsbericht 2012. Berlin: Presse- und Informationsamt der Bundesregierung.

Bundesregierung (2008): Für ein nachhaltiges Deutschland. Fortschrittsbericht 2008 zur nationalen Nachhaltigkeitsstrategie. 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.

Calliess, C. (2001): Rechtsstaat und Umweltstaat: Zugleich ein Beitrag zur Grundrechtsdogmatik im Rahmen mehrpoliger Verfassungsrechtsverhältnisse. Tübingen: Mohr Siebeck. Jus Publicum 71.

Calliess, C., Ruffert, M. (Hrsg.) (2011): EUV/AEUV. Das Verfassungsrecht der Europäischen Union mit Europäischer Grundrechtecharta. Kommentar. 4. Aufl. München: Beck.

CDU (Christlich Demokratische Union Deutschlands), CSU (Christlich-Soziale Union in Bayern), SPD (Sozialdemokratische Partei Deutschlands) (2013): Deutschlands Zukunft gestalten. Koalitionsvertrag zwischen CDU, CSU und SPD, 18. Legislaturperiode. Berlin: CDU, CSU, SPD. http://www.bundesregierung.de/Content/DE/_Anlagen/2013/2013-12-17-koalitionsvertrag.pdf;jsessionid=C0E966A76B061A5F03E4553FC28C816C.s2t1?__blob=publicationFile&v=2 (17.06.2014).

DBV (Deutscher Bauernverband) (2010): Bürger und Bauern brauchen auch nach 2013 eine starke EU-Agrarpolitik. Position des Präsidiums des Deutschen Bauernverbandes vom 20. April 2010. Berlin: DBV.

Deutscher Bundestag (2014): Antrag der Fraktionen CDU/CSU, SPD, DIE LINKE. und BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN: Einsetzung des Parlamentarischen Beirats für nachhaltige Entwicklung. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 18/559.

Deutscher Bundestag (2011): Unterrichtung durch den Parlamentarischen Beirat für nachhaltige Entwicklung. Bericht des Parlamentarischen Beirats über die Nachhaltigkeitsprüfung in der Gesetzesfolgenabschätzung und die Optimierung des Verfahrens. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 17/6680.

Deutscher Bundestag (2009): Antrag der Fraktionen CDU/CSU, SPD, FDP und BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN: Einrichtung eines Parlamentarischen Beirats für nachhaltige Entwicklung. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 17/245.

Deutscher Bundestag (2006): Antrag der Fraktionen CDU/CSU, SPD, FDP und BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN: Einrichtung eines Parlamentarischen Beirats für nachhaltige Entwicklung. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 16/1131.

Deutscher Bundestag (2004): Antrag der Abgeordneten Michael Müller (Düsseldorf), Astrid Klug, Ulrike Mehl, Petra Bierwirth, Gerd Friedrich Bollmann, Marco Bülow, Ulla Burchardt,

Anke Hartnagel, Renate Jäger, Ulrich Kelber, Horst Kubatschka, Gabriele Lösekrug-Möller, René Röspel, Wilhelm Schmidt (Salzgitter), Heinz Schmitt (Landau), Dr. Ernst-Ulrich von Weizsäcker, Franz Müntefering und der Fraktion der SPD, der Abgeordneten Winfried Hermann, Dr. Reinhard Loske, Volker Beck (Köln), Hans-Josef Fell, Michael Hustedt, Undine Kurth (Quedlinburg), Dr. Antje Vogel-Sperl, Katrin Göring-Eckardt, Krista Sager und der Fraktion BÜNDNIS 90/ DIE GRÜNEN sowie der Abgeordneten Michael Kauch, Birgit Homburger, Rainer Brüderle, Angelika Brunkhorst, Ernst Burgbacher, Jörg van Essen, Ulrike Flach, Horst Friedrich (Bayreuth), Hans-Michael Goldmann, Dr. Christel Happach-Kasan, Ulrich Heinrich, Jürgen Koppelin, Dirk Niebel, Eberhard Otto (Godern), Jürgen Türk, Dr. Wolfgang Gerhardt und der Fraktion der FDP: Einrichtung eines parlamentarischen Beirates für nachhaltige Entwicklung. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 15/2441.

Entman, R. M. (1993): Framing: Towards Clarification of a Fractured Paradigm. *Journal of Communication* 43 (4), S. 51–58.

Erisman, J. W., Vries, W. de, Kros, H., Oenema, O., Eerden, L. van der, Zeijts, H. van, Smeulders, S. (2001): An outlook for a national integrated nitrogen policy. *Environmental Science & Policy* 4 (2–3), S. 87–95.

Europäische Kommission (2014): Gut leben innerhalb der Belastbarkeitsgrenzen unseres Planeten. Allgemeines Umweltaktionsprogramm der Union für die Zeit bis 2020. Luxemburg: Amt für Veröffentlichungen der Europäischen Union.

Europäische Kommission (2013): Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über die Verringerung der nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe und zur Änderung der Richtlinie 2003/35/EG. COM(2013) 920 final. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2011): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Lebensversicherung und Naturkapital: Eine Biodiversitätsstrategie der EU für das Jahr 2020. KOM(2011) 244 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2009): Impact Assessment Guidelines. SEC(2009) 92. Brüssel: Europäische Kommission.

Feindt, P. H. (2012): Reflexive Governance and Multilevel Decision Making in Agricultural Policy: Conceptual Reflections and Empirical Evidence. In: Brousseau, É., Dedeurwaerdere, T., Siebenhüner, B. (Hrsg.): *Reflexive Governance for Global Public Goods*. Cambridge, Mass., London: MIT Press, S. 159–178.

Feindt, P. H. (2007): 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.

Geppert, T. (2012): EU-Agrar- und Regionalpolitik. Wie vergangene Entscheidungen zukünftige Entwicklungen beeinflussen – Pfadabhängigkeit und die Reformfähigkeit von Politikfeldern. Bamberg: University of Bamberg Press. Schriften der Fakultät Sozial- und Wirtschaftswissenschaften der Otto-Friedrich-Universität Bamberg 6.

Grothmann, T. (2013): Wahrnehmung des Klimawandels – Erkenntnisse psychologischer Forschung. Geesthacht: Helmholtz-Zentrum Geesthacht, Zentrum für Material- und Küstenforschung. <http://www.klimanavigator.de/dossier/artikel/038715/index.php> (19.09.2014).

Heinrichs, H., Laws, N. (2012): Mehr Macht für eine nachhaltige Zukunft. Politikbarometer zur Nachhaltigkeit in Deutschland. Berlin: WWF Deutschland.

HELCOM (Helsinki-Kommission) (2013): Summary report on the development of revised Maximum Allowable Inputs (MAI) and updated Country Allocated Reduction Targets (CART) of the Baltic Sea Action Plan. This document was prepared for the 2013 HELCOM Ministerial Meeting to give information on the progress in implementing the HELCOM Baltic Sea Action Plan. Helsinki: HELCOM. <http://www.helcom.fi/Documents/Ministerial2013/Associated%20documents/Supporting/Summary%20report%20on%20MAI-CART.pdf> (12.09.2014).

Henning, C. H. C. A., Struve, C., Brockmeier, M. (2008): Die Logik der europäischen Agrarpolitik: Politische Macht oder ökonomische Gesetzmäßigkeiten? *Agrarwirtschaft* 57 (3–4), S. 179–193.

Hey, C. (2009a): The German Paradox: Climate Leader and Green Car Laggard. In: Oberthür, S., Pallemarts, M. (Hrsg.): *The New Climate Policies of the European Union: Internal Legislation and Climate Diplomacy*. Brussels: VUBPRESS. Institute for European Studies publication series 15, S. 211–230.

Hey, C. (2009b): Vom Paradigma zur Politik: der lange Marsch durch die Institutionen. In: Egan-Krieger, T. von, Schultz, J., Thapa, P. P., Voget, L. (Hrsg.): *Die Greifswalder Theorie starker Nachhaltigkeit: Ausbau, Anwendung und Kritik*. Marburg: Metropolis. Beiträge zur Theorie und Politik starker Nachhaltigkeit 2, S. 263–280.

Hustedt, T., Veit, S. (2014): Forschungsperspektiven auf Regierungs- und Verwaltungskoordination: Koordinationsprobleme und Erklärungsfaktoren. *Der moderne Staat – dms* 7 (1), S. 17–37.

Jacob, K., Kannen, H., Niestroy, I. (2013): Nachhaltigkeitsstrategien erfolgreich entwickeln. Untersuchung von Nachhaltigkeitsstrategien auf internationaler Ebene. Gütersloh: Bertelsmann Stiftung.

Jacob, K., Volkery, A., Lenschow, A. (2008): Instruments for Environmental Policy Integration in 30 OECD-Countries. In: Jordan, A., Lenschow, A. (Hrsg.): *Innovation in Environmental Policy? Integrating environment for sustainability*. Cheltenham: Edward Elgar, S. 24–48.

Jänicke, M. (2013): Accelerators of Global Energy Transition: Horizontal and Vertical Reinforcement in Multi-Level Governance. Potsdam: Institute for Advanced Sustainability Studies. IASS Working Paper.

Jänicke, M. (2012a): Dynamic governance of clean-energy markets: how technical innovation could accelerate climate policies. *Journal of Cleaner Production* 22 (1), S. 50–59.

Jänicke, M. (2012b): Megatrend Umweltinnovation. Zur ökologischen Modernisierung von Wirtschaft und Staat. 2., aktualisierte Aufl. München: oekom.

Jänicke, M. (2010): Die Akzeleration von technischem Fortschritt in der Klimapolitik - Lehren aus Erfolgsfällen. *Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht* 33 (4), S. 367–389.

Jänicke, M., Joergens, H. (Hrsg.) (2000): *Umweltplanung im internationalen Vergleich. Strategien der Nachhaltigkeit*. Berlin: Springer.

Jedicke, E. (2014): Greening oder Greenwashing der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU? *Naturschutz und Landschaftsplanung* 46 (4), S. 129–132.

- Jordan, A. J., Schout, A., Unfried, M. (2008): The European Union. In: Jordan, A. J., Lenschow, A. (Hrsg.): *Innovation in Environmental Policy? Integrating the Environment for Sustainability*. Cheltenham, Northampton, Mass.: Elgar, S. 159–179.
- Kaiser, R. (2013): Auf dem Weg zu einem Energiewende-Ministerium. *Zeitschrift für Neues Energierecht* 17 (2), S. 107–113.
- Klinck, S. (2012): *Agrarumweltrecht im Wandel. Vom Subventionsrecht zum Recht der Umweltdienstleistung*. Berlin: Duncker & Humblot. Schriften zum Umweltrecht 174.
- Knill, C. (2003): *Europäische Umweltpolitik. Steuerungsprobleme und Regulierungsmuster im Mehrebenensystem*. Opladen: Leske + Budrich. Governance 4.
- Knopf, J., Relotius, R. (2009): *Deutschland. Kurzfallstudie im Rahmen des Projektes „Meta-Analyse: Nachhaltigkeitsstrategien in Politik und Wirtschaft“*. Berlin: Forschungsstelle für Umweltpolitik. http://www.innovative-nachhaltigkeit.de/htdocs_de/pdf/Deutschland.pdf (01.07.2014).
- 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.
- Kruse, L. (2005): Nachhaltigkeitskommunikation und mehr: die Perspektive der Psychologie. In: Michelsen, G., Godemann, J. (Hrsg.): *Handbuch Nachhaltigkeitskommunikation. Grundlagen und Praxis*. München: oekom, S. 111–122.
- Laws, N. (2014): *Politische Vorfahrt für biologische Vielfalt. Politikbarometer zur Biodiversität in Deutschland*. Berlin: WWF Deutschland.
- Lehmbruch, G. (1991): The Organization of Society, Administrative Strategies and Policy Networks. In: Czada, R. M., Windhoff-Héritier, A. (Hrsg.): *Political Choice. Institutions, Rules and the Limits of Rationality*. Frankfurt am Main, Boulder, Colo.: Campus, Westview Press, S. 121–160.
- Lyll, C., Tait, J. (Hrsg.) (2005): *New Modes of Governance. Developing an Integrated Policy Approach to Science, Technology, Risk and the Environment*. Aldershot: Ashgate.
- Mahoney, J. (2000): Path Dependence in Historical Sociology. *Theory and Society* 29 (4), S. 507–548.
- Marschall, S. (2011): *Das politische System Deutschlands. 2., aktualisierte Aufl.* Konstanz: UVK Verlagsgesellschaft.
- Meadowcroft, J. (2000): Nationale Pläne und Strategien zur nachhaltigen Entwicklung in Industrienationen. In: Jänicke, M., Jörgens, H. (Hrsg.): *Umweltplanung im internationalen Vergleich. Strategien der Nachhaltigkeit*. Berlin: Springer, S. 113–129.
- Möckel, S. (2013): Erfordernis einer umfassenden außenverbindlichen Bodennutzungsplanung auch für nichtbauliche Bodennutzungen. *Die Öffentliche Verwaltung* 66 (11), S. 424–438.
- Müller, E. (1995): *Innenwelt der Umweltpolitik. Sozial-liberale Umweltpolitik – (Ohn)macht durch Organisation?* 2. Aufl. Opladen: Westdeutscher Verlag.
- Neverla, I., Schäfer, M. S. (2013): *Kommunikation über den Klimawandel*. Geesthacht: Helmholtz-Zentrum Geesthacht, Zentrum für Material- und Küstenforschung. *Klimanavigator*. <http://www.klimanavigator.de/dossier/artikel/035945/index.php> (19.09.2014).

Neverla, I., Schäfer, M. S. (Hrsg.) (2012): Das Medien-Klima. Fragen und Befunde der kommunikationswissenschaftlichen Klimaforschung. Wiesbaden: Springer VS.

Niestroy, I. (2005): Sustaining Sustainability. A benchmark study on national strategies towards sustainable development and the impact of councils in nine EU member states. Utrecht: Lemma. EEAC series, Background Study 2.

Olson, M. (1968): Die Logik des kollektiven Handelns. Kollektivgüter und die Theorie der Gruppen. Tübingen: Mohr.

Pierson, P. (2000): Increasing Returns, Path Dependence, and the Study of Politics. *The American Political Science Review* 94 (2), S. 251–267.

Pisano, U., Lepuschitz, K., Berger, G. (2013): National Sustainable Development Strategies in Europe 2013. Taking stock and exploring new developments. Vienna: European Sustainable Development Network. ESDN Quarterly Report 29.

Quitow, R. (2010): Nachhaltigkeitspolitik als „strategic public management“ – Die schwedische Nachhaltigkeitsstrategie und die nationalen Umweltqualitätsziele. Berlin: adelphi, Forschungszentrum für Umweltpolitik der Freien Universität Berlin, Institut für ökologische Wirtschaftsforschung. http://www.innovative-nachhaltigkeit.de/htdocs_de/pdf/Quitow_2010_Schweden.pdf (19.09.2014).

Raschke, J., Tils, R. (2007): Politische Strategie: Eine Grundlegung. Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften.

Rat der Europäischen Gemeinschaften (1993): Beschluß des Rates vom 25. Oktober 1993 über den Abschluß des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (93/626/EWG) Brüssel: Rat der Europäischen Gemeinschaften.

Reay, D. S., Howard, C. M., Bleeker, A., Higgins, P., Smith, K., Westhoek, H., Rood, T., Theobald, M. R., Sanz Cobeña, A., Rees, R. M., Moran, D., Reis, S. (2011): Societal choice and communicating the European nitrogen challenge. In: Sutton, M. A., Howard, C. M., Erismann, J. W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., Grinsven, H. van, Grizzetti, B. (Hrsg.): *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, Singapore, São Paulo, Delhi, Tokyo, Mexico City: Cambridge University Press, S. 585–601.

Reinhardt, M. (2012): Energiepflanzenanbau und Wasserrecht – Ein Beitrag zum Verhältnis von Gewässerschutz und Landwirtschaft. *Deutsches Verwaltungsblatt* 127 (19), S. 1195–1203.

Ridder, W. de, Wesselink, L. G. (2006): EU SDS: ingredients for the 2006 revision. Bilthoven: Netherlands Environmental Assessment Agency. MNP report 500096001.

Rückert-John, J., Bormann, I., John, R. (2013): Repräsentativumfrage zu Umweltbewusstsein und Umwelverhalten im Jahr 2012. Berlin, Dessau-Roßlau: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Umweltbundesamt.

Rudzio, W. (2011): Das politische System der Bundesrepublik Deutschland. 8., aktualisierte und erw. Auflage. Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften.

Sahrbacher, C., Balmann, A., Sahrbacher, A. (2011): Wirkungen alternativer Reformszenarien der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU nach 2013. Simulationsanalysen für ausgewählte Regionen in Deutschland, Frankreich und Tschechien. In: Reinhardt, H. (Hrsg.): *Die Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) der Europäischen Union nach 2013*. Frankfurt: Edmund

Rehwinkel-Stiftung der Landwirtschaftlichen Rentenbank. Schriftenreihe der Rentenbank 27, S. 73–101.

SCBD (Secretariat of the Convention on Biological Diversity) (2010): COP 10 Decision X/2. Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020. Montreal: SCBD. <http://www.cbd.int/decision/cop/?id=12268> (19.06.2014).

Scharpf, F. (1993): Positive und negative Koordination in Verhandlungssystemen. In: Héritier, A. (Hrsg.): Policy-Analyse – Kritik und Neuorientierung. Opladen: Westdeutscher Verlag. Politische Vierteljahresschrift, Sonderheft 24, S. 57–83.

Schreiner, J. (2005): Naturschutz in Deutschland – Ziele, Herausforderungen, Lösungen. In: Michelsen, G., Godemann, J. (Hrsg.): Handbuch Nachhaltigkeitskommunikation. Grundlagen und Praxis. München: oekom, S. 387–396.

SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2012): Umweltgutachten 2012. Verantwortung in einer begrenzten Welt. Berlin: Erich Schmidt.

SRU (2011): Ökologische Leitplanken setzen, natürliche Lebensgrundlagen schützen – Empfehlungen zum Fortschrittsbericht 2012 zur nationalen Nachhaltigkeitsstrategie. Berlin: SRU. Kommentar zur Umweltpolitik 9.

SRU (2008): Umweltgutachten 2008. Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels. Berlin: Erich Schmidt.

SRU (2007): Umweltverwaltungen unter Reformdruck. Herausforderungen, Strategien, Perspektiven. Sondergutachten. Berlin: Erich Schmidt.

SRU (2002): Für eine Stärkung und Neuorientierung des Naturschutzes. Sondergutachten. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

SRU (2000): Umweltgutachten 2000. Schritte ins nächste Jahrtausend. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

Statistisches Bundesamt (2014): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Indikatorenbericht 2014. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.

Statistisches Bundesamt (2013): Umweltökonomische Gesamtrechnungen. Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Indikatoren zu Umwelt und Ökonomie 2013. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.

Statistisches Bundesamt (2010): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Indikatorenbericht 2010. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.

Statistisches Bundesamt (2008): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Indikatorenbericht 2008. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.

Statistisches Bundesamt (2007): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Indikatorenbericht 2006. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.

Statz, A. (2008): Die deutsche Nachhaltigkeitsstrategie – Bilanz und Perspektiven In: Amelung, N. A., Mayer-Scholl, B., Schäfer, M., Weber, J. (Hrsg.): Einstieg in nachhaltige Entwicklung. Frankfurt am Main: Lang, S. 203–219.

Stigson, B., Babu, S. P., Bordewijk, J., Haavisto, P., Moosa, V., Morgan, J., Osborn, D., Yun, S.-J. (2013): Sustainability – Made in Germany. The Second Review by a Group of

International Peers, commissioned by the German Federal Chancellery. Berlin: Rat für Nachhaltige Entwicklung. texte 44.

Stigson, B., Babu, S. P., Bordewijk, J., O'Donnell, P., Haavisto, P., Morgan, J., Osborn, D. (2009): Sustainability „Made in Germany“. We know you can do it. Peer Review der deutschen Nachhaltigkeitspolitik. Berlin: Rat für Nachhaltige Entwicklung.

Tiessen, J., Ley, S., Ernst, T., Joßberger, L., Riedel, H., Thode, E. (2011): Leitfaden für Nachhaltigkeitsprüfungen im Rahmen von Gesetzesfolgenabschätzungen. Gütersloh: Bertelsmann Stiftung. http://www.bertelsmann-stiftung.de/cps/rde/xbcr/SID-17FEA79B-5AB258DB/bst/xcms_bst_dms_35092__2.pdf (01.07.2014).

Tils, R. (2005): Politische Strategieanalyse. Konzeptionelle Grundlagen und Anwendung in der Umwelt- und Nachhaltigkeitspolitik. Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften.

Töller, A. E., Böcher, M. (2010): Wirtschaftsverbände in der Umweltpolitik. In: Schröder, W., Weßels, B. (Hrsg.): Handbuch Arbeitgeber- und Wirtschaftsverbände in Deutschland. Ein Handbuch. Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften, S. 363–394.

UBA (Umweltbundesamt) (2013): Das Luftmessnetz des Umweltbundesamtes. Langzeitmessungen, Prozessverständnis und Wirkungen ferntransportierter Luftverunreinigungen. Dessau-Roßlau: UBA. http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/das_luftmessnetz_des_umweltbundesamtes_bf_0.pdf (08.10.2014).

UBA (2009): Integrierte Strategie zur Minderung von Stickstoffemissionen. Dessau-Roßlau: UBA.

UNCED (United Nations Conference on Environment and Development) (1992): Agenda 21. Rio de Janeiro: UNCED.

Vries, W. de, Kros, H., Oenema, O., Erisman, J. W. (2001): Assessment of nitrogen ceilings for Dutch agricultural soils to avoid adverse environmental impacts. *TheScientificWorldJournal* 1 (Suppl. 2), S. 898–907.

Vries, W. de, Kros, J., Kroeze, C., Seitzinger, S. P. (2013): Assessing planetary and regional nitrogen boundaries related to food security and adverse environmental impacts. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5 (3–4), S. 392–402.

Weingart, P., Engels, A., Pansegrau, P. (2000): Risks of communication: discourses on climate change in science, politics, and the mass media. *Public Understanding of Science* 9 (3), S. 261–283.

Weingarten, P. (2010): Agrarpolitik in Deutschland. *Aus Politik und Zeitgeschichte* 60 (5–6), S. 6–17.

Wendt, R., Elicker, M. (2004): Die Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik und ihre Umsetzung in der Bundesrepublik Deutschland. *Deutsches Verwaltungsblatt* 119 (11), S. 665–677.

Glossar und Abkürzungsverzeichnis

°C	=	Grad Celsius
µg	=	Mikrogramm
AEUV	=	Vertrag über die Arbeitsweise der Europäischen Union
AGRUM Weser	=	Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie in der FGE Weser
APS	=	Aktuelle-Politik-Szenario
AUM	=	Agrarumweltmaßnahmen
BASt	=	Bundesanstalt für Straßenwesen
BauGB	=	Baugesetzbuch
BayNatSchG	=	Bayerisches Naturschutzgesetz
BBodSchG	=	Bundes-Bodenschutzgesetz
BDF	=	Boden-Dauerbeobachtungsflächen (Basis-BDF = Boden-Dauerbeobachtungsflächen für die Merkmalsdokumentation Intensiv-BDF = Boden-Dauerbeobachtungsflächen für die Prozessdokumentation)
BDM	=	Biodiversitäts-Monitoring
BERN	=	Bioindikative Ermittlung von Regenerationspotenzialen Natürlicher Ökosysteme
BfN	=	Bundesamt für Naturschutz
BGR	=	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
BImSchG	=	Bundes-Immissionsschutzgesetz
BImSchV	=	Bundes-Immissionsschutzverordnung
BioKraftQuG	=	Biokraftstoffquotengesetz
BLAG	=	Bund-Länder-Arbeitsgruppe
BLMP	=	Bund/Länder-Messprogramm
BMEL	=	Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft
BMELV	=	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
BMUB	=	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit
BMVI	=	Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur
BNatSchG	=	Bundesnaturschutzgesetz
BNF	=	Biologische Stickstofffixierung
BÜK	=	Bodenübersichtskarte
BVerfG	=	Bundesverfassungsgericht
BVerfGE	=	Entscheidungen des Bundesverfassungsgerichts
BVerwG	=	Bundesverwaltungsgericht
BVT	=	beste verfügbare Techniken
BVWP	=	Bundesverkehrswegeplan
BW-NatSchG	=	Naturschutzgesetz Baden-Württemberg

BZE	=	Bodenzustandserhebung
C	=	Kohlenstoff (als Element)
CBD	=	Convention on Biological Diversity – Übereinkommen über die biologische Vielfalt
CH ₄	=	Methan
CL	=	Critical Loads – kritische Belastungsgrenzen
CLC	=	Das europaweite Projekt CORINE Land Cover (CLC) hat die Bereitstellung von einheitlichen und damit vergleichbaren Daten der Bodenbedeckung für Europa zum Ziel. Es ist Teil des Programms CORINE der Europäischen Union.
CLE	=	Current legislation
CLRTAP	=	Convention on Long-range Transboundary Air Pollution – Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigungen
CO ₂	=	Kohlendioxid
CORINE	=	Coordination of Information on the Environment (s. a. CLC)
D-A-CH	=	Deutschland-Österreich-Schweiz
DirektZahlDurchfG	=	Direktzahlungen-Durchführungsgesetz
DirektZahlVerpflG	=	Direktzahlungen-Verpflichtungengesetz
DirektZahlVerpflV	=	Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung
DON	=	Dissolved Organic Nitrogen – gelöster organischer Stickstoff
DPSIR	=	Driving forces, Pressures, State, Impact and Responses (Konzept zur Darstellung von Umweltbelastungen und Umweltschutzmaßnahmen)
dt	=	Dezitonne(n)
DüngeG	=	Düngegesetz
DüV	=	Düngeverordnung
DZ-VO	=	Direktzahlungsverordnung
EAGFL	=	Europäischer Ausrichtungs- und Garantiefonds für Landwirtschaft
ECAs	=	emission control areas – Emissionsüberwachungsgebiete
EEA	=	European Environment Agency – Europäische Umweltagentur
EEG	=	Erneuerbare-Energien-Gesetz
EEWärmeG	=	Erneuerbare-Energien-Wärme-Gesetz
ELER	=	Europäischer Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums
EMEP-Messprogramm	=	European Monitoring and Evaluation Programme
ENA	=	European Nitrogen Assessment
EU	=	Europäische Union
EUA-Messnetz	=	Messnetz der Europäischen Umweltagentur dient der repräsentativen Erfassung der Belastungen
EuGH	=	Europäischer Gerichtshof
EUNIS	=	European Nature Information System
EWS	=	Energiewende-Szenario

FAKT	=	Förderprogramm für Agrarumwelt, Klimaschutz und Tierwohl
FAO	=	Food and Agriculture Organization of the United Nations – Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen
FFH	=	Fauna-Flora-Habitat
FFH-Richtlinie	=	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie
FGG-Rhein	=	Flussgebietsgemeinschaft Rhein
FNR	=	Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe
FuE	=	Forschung und Entwicklung
GAK	=	Bund-Länder-Gemeinschaftsaufgabe zur Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes
GAP	=	Gemeinsame Agrarpolitik
GAW	=	Global Atmosphere Watch – Globale Überwachung der Atmosphäre
GfK ConsumerScan	=	Verbraucherpanel der GfK
GG	=	Grundgesetz
Gg	=	Gigagramm
GHD	=	Gewerbe, Handel und Dienstleistungen
GLÖZ	=	guter landwirtschaftlicher und ökologischer Zustand
GWh	=	Gigawattstunde(n)
GWK	=	Grundwasserkörper
GWRL	=	Grundwasserrichtlinie
H	=	Wasserstoff (als Element)
HELCOM	=	Helsinki-Kommission
HNO ₃	=	Salpetersäure
HNV	=	High Nature Value
HWRM-Richtlinie	=	Hochwasserrisikomanagementrichtlinie 2007/60/EG
ICP Forests	=	International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests
ICP Integrated Monitoring	=	International Cooperative Programme on Integrated Monitoring of Air Pollution Effects on Ecosystems
IMO	=	International Maritime Organization – Internationale Seeschiffahrtsorganisation
INK	=	Internationale Nordseeschutzkonferenz
IPCC	=	Intergovernmental Panel on Climate Change
IUCN	=	International Union for Conservation of Nature
KBK 25	=	Konzeptbodenkarte im Maßstab 1 : 25.000
KrWG	=	Kreislaufwirtschaftsgesetz
KS	=	Klimaschutz
kt	=	Kilotonne(n)
kWh	=	Kilowattstunde(n)
KWK	=	Kraft-Wärme-Kopplung
LAI	=	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz

LAWA	=	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LaWi	=	Landwirtschaft
LNG	=	Liquefied Natural Gas – Flüssigerdgas
LOHAS	=	Lifestyle of Health and Sustainability
LRT	=	Lebensraumtypen
LRTAP	=	Long-range Transboundary Air Pollution – Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung
MAPESI	=	Modelling of Air Pollutants and EcoSystem Impact
MARPOL-Übereinkommen	=	International Convention for the Prevention of Marine Pollution from Ships – Internationales Übereinkommen zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch Schiffe
MEKA	=	Marktentlastungs- und Kulturlandschaftsausgleich
MEPC	=	Marine Environment Protection Committee – Ausschuss für den Schutz der Meeresumwelt
MetHb	=	Methämoglobin
MINAS	=	Mineral Accounting System
MoRE	=	Modelling Regionalized Emissions
MSRL	=	Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie
Mt	=	Megatonne(n)
MTFR	=	Maximum Technically Feasible Reduction
MW	=	Megawatt
N	=	Stickstoff (als Element)
N ₂	=	Luftstickstoff
N ₂ O	=	Distickstoffoxid, Lachgas
NaWaRo	=	nachwachsende Rohstoffe
NdsNatSchG	=	Niedersächsisches Naturschutzgesetz
NECA	=	Nitrogen Oxide Emissions Control Area – Sondergebiet für Stickstoffoxidemissionen
NEC-Richtlinie	=	National Emission Ceilings Directive – Richtlinie über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe
NEFZ	=	Neuer Europäischer Fahrzyklus
NERC-Richtlinie (Entwurf)	=	Entwurf für eine Richtlinie über die Verringerung der nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe (Directive on the reduction of national emissions of certain pollutants)
NH ₃	=	Ammoniak
NH ₄ ⁺	=	Ammonium
N _{min}	=	Gehalt an pflanzenverfügbarem, mineralisiertem Stickstoff im Boden
NMVOG	=	non methane volatile organic compounds – flüchtige organische Verbindungen ohne Methan
NO	=	Stickstoffmonoxid
NO ₂	=	Stickstoffdioxid
NO ₂ ⁻	=	Nitrit

NO ₃ ⁻	=	Nitrat
NOC	=	N-nitroso compounds – N-Nitrosoverbindungen
NO _x	=	Stickstoffoxid
N _r	=	reaktive Stickstoffverbindungen
NRW	=	Nordrhein-Westfalen
NVS II	=	Nationale Verzehrsstudie II
O	=	Sauerstoff (als Element)
O ₂	=	Luftsauerstoff
O ₃	=	Ozon
OECD	=	Organisation for Economic Co-operation and Development – Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung
ÖFS	=	ökologische Flächenstichprobe
ÖPNV	=	öffentlicher Personennahverkehr
OSPAR (-Übereinkommen)	=	Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks (Oslo-Paris-Übereinkommen)
OWK	=	Oberflächenwasserkörper
P	=	Phosphor (als Element)
PAK	=	polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PARCOM	=	Paris-Konvention
PflSchG	=	Pflanzenschutzgesetz
pH (CaCl ₂)	=	Verfahren der pH-Wert-Messung in verdünnter Elektrolytsuspension, bei der die Bodenprobe mit einer 0,01 n Calciumchlorid(CaCl ₂)-Lösung aufgeschlämmt wird.
PIK	=	Potsdam-Institut für für Klimafolgenforschung
PJ	=	Petajoule
PM ₁₀	=	Particulate Matter – Partikel mit einem Durchmesser von 10 µm – Feinstaub
PM _{2,5}	=	Particulate Matter – Partikel mit einem Durchmesser von 2,5 µm – Feinstaub
PON	=	Particulate Organic Nitrogen – partikulärer Stickstoff
ppb	=	parts per billion
PSSAs	=	Particularly Sensitive Sea Areas – besonders empfindliche Meeresgebiete
RCP 2.6	=	Representative Concentration Pathway 2.6 – Repräsentativer Konzentrationspfad 2.6 – Szenario mit einem Strahlungsantrieb von 2,6 W/m ² im Jahre 2100 gegenüber 1850.
R-NH ₂	=	Amine, Proteine, Aminosäuren, Harnstoff
ROG	=	Raumordnungsgesetz
S	=	Schwefel (als Element)
SchALVO	=	Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung
SCR	=	Selective Catalytic Reduction – selektive katalytische Reduktion
SDG	=	Sustainable Development Goals – Nachhaltige Entwicklungsziele

SEBI 2010	=	Streamlining European 2010 Biodiversity Indicators
SECA	=	Sulphur Emission Control Area – Schwefel-Emissionsüberwachungsgebiete
SEK	=	Schwedische Kronen
SEPA	=	Schwedische Umweltbehörde – Swedish Environmental Protection Agency
SF ₆	=	Schwefelhexafluorid
Shared space	=	Gemeinsam genutzter Raum
SMB	=	Simple Mass Balance
SNCR	=	selektive nicht-katalytische Reduktion
SO ₂	=	Schwefeldioxid
SRU	=	Sachverständigenrat für Umweltfragen
SRÜ	=	Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen
StromEinspG	=	Stromeinspeisungsgesetz
Szenario LaWi-APS+NH ₃ +KS	=	Szenario: beschlossene Maßnahmen in der Landwirtschaft und zusätzliche Ammoniakminderung und landwirtschaftlicher Klimaschutz
Szenario: LaWi-APS+NH ₃	=	Szenario: beschlossene Maßnahmen in der Landwirtschaft und zusätzliche Ammoniakminderung
t	=	Tonne(n)
TA Luft	=	Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft
TEN	=	Trans-European Networks
Tg	=	Teragramm
UAP	=	Umweltaktionsprogramm
UBA	=	Umweltbundesamt
UNECE	=	<i>United Nations Economic Commission for Europe</i>
UN-WMO	=	UN-Weltmeteorologieorganisation
UVP	=	Umweltverträglichkeitsprüfung
VDLUFA	=	Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten
VNF	=	virtual N factor – virtueller Stickstofffaktor
VOC	=	volatile organic compound(s) – Flüchtige organische Verbindungen
WAgriCo	=	Water Resources Management in Co-operation with Agriculture
WBA	=	Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik
WBD	=	Wissenschaftlicher Beirat für Düngungsfragen
WDüngMeldPflV ND	=	Niedersächsische Verordnung über Meldepflichten in Bezug auf Wirtschaftsdünger
WDüngNachwV	=	Wirtschaftsdüngernachweisverordnung
WHG	=	Wasserhaushaltsgesetz
WHO	=	World Health Organization – Weltgesundheitsorganisation
WRRL	=	Wasserrahmenrichtlinie

Rechtsquellenverzeichnis

1. BImSchV	Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen
4. BImSchV	Vierte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen
13. BImSchV	Dreizehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes Verordnung über Großfeuerungs-, Gasturbinen- und Verbrennungsmotoranlagen
17. BImSchV	Siebzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes Verordnung über die Verbrennung und die Mitverbrennung von Abfällen
35. BImSchV – Kfz-Kennzeichnungsverordnung	Fünfunddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes Verordnung zur Kennzeichnung der Kraftfahrzeuge mit geringem Beitrag zur Schadstoffbelastung
39. BImSchV	Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen
Badegewässerrichtlinie	Richtlinie 2006/7/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG

Baugesetzbuch – BauGB	Baugesetzbuch
Biokraftstoffquotengesetz – BioKraftQuG	Gesetz zur Einführung einer Biokraftstoffquote
Biomasseverordnung – BiomasseV	Verordnung über die Erzeugung von Strom aus Biomasse vom 21. Juni 2001 in ihrer durch die 1. Verordnung zur Änderung der Biomasseverordnung vom 9. August 2005 geänderten Fassung
Bundes-Bodenschutzgesetz – BBodSchG	Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten
Bundesfernstraßenmautgesetz – BFStrMG	Gesetz über die Erhebung von streckenbezogenen Gebühren für die Benutzung von Bundesautobahnen und Bundesstraßen
Bundes-Immissionsschutzgesetzes – BImSchG	Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge
Bundesnaturschutzgesetz – BNatSchG	Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege
Direktzahlungen-Durchführungsgesetz – DirektZahlDurchfG	Gesetz zur Durchführung der Direktzahlungen an Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe im Rahmen von Stützungsregelungen der Gemeinsamen Agrarpolitik
Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung – DirektZahlVerpfIV	Verordnung über die Grundsätze der Erhaltung landwirtschaftlicher Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand
Düngegesetz – DünG	Düngegesetz

Düngeverordnung – DüV	Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen
ELER-Verordnung (EU) Nr. 1305/2013	Verordnung (EU) Nr. 1305/2013 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Dezember 2013 über die Förderung der ländlichen Entwicklung durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER) und zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 1698/2005
Emissionshandelsrichtlinie	Richtlinie 2009/29/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. April 2009 zur Änderung der Richtlinie 2003/87/EG zwecks Verbesserung und Ausweitung des Gemeinschaftssystems für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten
Energiesteuerrichtlinie	Richtlinie 2003/96/EG des Rates vom 27. Oktober 2003 zur Restrukturierung der gemeinschaftlichen Rahmenvorschriften zur Besteuerung von Energieerzeugnissen und elektrischem Strom
Erlass des Ministeriums für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume vom 26. Juni 2014 – V 64/V62-570.220.200, Schleswig-Holstein	Erlass des Ministeriums für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume vom 26. Juni 2014 – V 64/V62-570.220.200, Schleswig-Holstein
Erlass des Umweltministeriums NRW „Immissionsschutzrechtliche Anforderungen an Tierhaltungsanlagen“ vom 19. Februar 2013	Erlass des Umweltministeriums NRW „Immissionsschutzrechtliche Anforderungen an Tierhaltungsanlagen“ vom 19. Februar 2013

Erneuerbare-Energien-Gesetz – EEG	Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien
Erneuerbare-Energien-Wärme-Gesetz – EEWärmeG	Gesetz zur Förderung Erneuerbarer Energien im Wärmebereich
EU-Direktzahlungsverordnung – DZ-VO	Verordnung (EU) Nr. 1307/2013 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Dezember 2013 mit Vorschriften über Direktzahlungen an Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe im Rahmen von Stützungsregelungen der Gemeinsamen Agrarpolitik
Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie – FFH-Richtlinie	Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen
Gaststättengesetz – GastG	Gaststättengesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 20. November 1998
Gemeinsame Geschäftsordnung der Bundesministerien – GGO	Gemeinsame Geschäftsordnung der Bundesministerien
Gemeinsamer Runderlass Durchführung immissionsschutzrechtlicher Genehmigungsverfahren; Abluftreinigungsanlagen in Schweinehaltungsanlagen und Anlagen für Mastgeflügel sowie Bioaerosolproblematik in Schweine- und Geflügelhaltungsanlagen, Niedersachsen	Gemeinsamer Runderlass Durchführung immissionsschutzrechtlicher Genehmigungsverfahren; Abluftreinigungsanlagen in Schweinehaltungsanlagen und Anlagen für Mastgeflügel sowie Bioaerosolproblematik in Schweine- und Geflügelhaltungsanlagen, Niedersachsen (Gem. RdErl. d. MU, d. MS u. d. ML v. 22.03.2013)
Genfer Luftreinhaltekonvention	Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, CLRTAP) der UN Weltwirtschaftskommission (UNECE)

Geschäftsordnung der Bundesregierung – GOBReg	Geschäftsordnung der Bundesregierung
Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung – UVPG	Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung
Grundgesetz – GG	Grundgesetz für die Bundesrepublik Deutschland
Grundwasserrichtlinie	Richtlinie 2006/118/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Dezember 2006 zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung
Helsinki-Konvention	Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebiets (Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area, Helsinki Convention)
Hochwasserrisikomanagementrichtlinie – HWRM-Richtlinie	Richtlinie 2007/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2007 über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken
Klärschlammrichtlinie	Richtlinie des Rates vom 12. Juni 1986 über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft (86/278/EWG)
Kommunale Abwasserrichtlinie	Richtlinie des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser (91/271/EWG)
Luftqualitätsrichtlinie	Richtlinie 2008/50/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa

MARPOL-Abkommen	Internationales Übereinkommen zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch Schiffe (International Convention for the Prevention of Marine Pollution from Ships)
MARPOL-Gesetz	Gesetz zu dem internationalen Übereinkommen von 1973 zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch Schiffe und zu dem Protokoll von 1978 zu diesem Übereinkommen
Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie – MSRL	Richtlinie 2008/56/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Juni 2008 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt
NEC-Richtlinie	Richtlinie 2001/81/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2001 über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe
Nitratrichtlinie	Richtlinie des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (91/676/EWG)
OSPAR-Übereinkommen	Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks (Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic)
PARCOM	Übereinkommen von Paris von 1974 zur Verhütung der Meeresverschmutzung vom Lande (PARCOM)
Raumordnungsgesetz – ROG	Raumordnungsgesetz

Schutzgebiets- und Ausgleich-Verordnung – SchALVO	Verordnung des Umweltministeriums über Schutzbestimmungen und die Gewährung von Ausgleichsleistungen in Wasser- und Quellenschutzgebieten vom 20. Februar 2001, Baden-Württemberg
Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen – SRÜ	Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen (United Nations Convention on the Law of the Sea, UNCLOS)
Stromeinspeisungsgesetz – StromEinspG	Gesetz über die Einspeisung von Strom aus erneuerbaren Energien in das öffentliche Netz (nicht mehr in Kraft)
TA Luft	Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft vom 24. Juli 2002
Trinkwasserrichtlinie	Richtlinie 98/83/EG des Rates vom 3. November 1998 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch
Übereinkommen über die biologische Vielfalt	Übereinkommen über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity – CBD)
Verordnung (EG) Nr. 595/2009	Verordnung (EG) Nr. 595/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. Juni 2009 über die Typgenehmigung von Kraftfahrzeugen und Motoren hinsichtlich der Emissionen von schweren Nutzfahrzeugen (Euro VI) und über den Zugang zu Fahrzeugreparatur- und -wartungsinformationen, zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 715/2007 und der Richtlinie 2007/46/EG sowie zur Aufhebung der Richtlinien 80/1269/EWG, 2005/55/EG und 2005/78/EG

Verordnung (EG) Nr. 715/2007	Verordnung (EG) Nr. 715/2007 des Europäischen Parlaments und des Rates 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
Verordnung (EU) Nr. 1307/2013 mit Vorschriften über Direktzahlungen an Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe, nachfolgend EU-Direktzahlungsverordnung (DZ-VO)	Verordnung (EU) Nr. 1307/2013 mit Vorschriften über Direktzahlungen an Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe, nachfolgend EU-Direktzahlungsverordnung (DZ-VO)
Verordnung (EU) Nr. 582/2011	Verordnung (EU) Nr. 582/2011 der Kommission vom 25. Mai 2011 zur Durchführung und Änderung der Verordnung (EG) Nr. 595/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates hinsichtlich der Emissionen von schweren Nutzfahrzeugen (Euro VI) und zur Änderung der Anhänge I und III der Richtlinie 2007/46/EG des Europäischen Parlaments und des Rates
Verordnung über die Finanzierung, die Verwaltung und das Kontrollsystem der Gemeinsamen Agrarpolitik	Verordnung (EU) Nr. 1306/2013 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Dezember 2013 über die Finanzierung, die Verwaltung und das Kontrollsystem der Gemeinsamen Agrarpolitik
Verordnung über Meldepflichten in Bezug auf Wirtschaftsdünger (WDüngMeldPfIV), Niedersachsen	Verordnung über Meldepflichten in Bezug auf Wirtschaftsdünger (WDüngMeldPfIV), Niedersachsen
Vertrag über die Arbeitsweise der Europäischen Union – AEUV	Vertrag über die Arbeitsweise der Europäischen Union

Vogelschutzrichtlinie	Richtlinie 2009/147/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. November 2009 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten (kodifizierte Fassung)
Wasserhaushaltsgesetz – WHG	Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts
Wasserrahmenrichtlinie – WWRL	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
Wegekostenrichtlinie	Richtlinie 1999/62/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Juni 1999 über die Erhebung von Gebühren für die Benutzung bestimmter Verkehrswege durch schwere Nutzfahrzeuge
Wirtschaftsdüngernachweisverordnung – WdüngNachwV	Verordnung über den Nachweis des Verbleibs von Wirtschaftsdünger, Nordrhein-Westfalen

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 Berufenperioden 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 (GMBI. 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, Kommentare zur Umweltpolitik und Thesenpapiere

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.

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 2012

Verantwortung in einer begrenzten Welt

Berlin: Erich Schmidt Verlag, 2012, 422 S.,
ISBN 978-3-503-13898-2

(Bundestagsdrucksache 17/10285)

Umweltgutachten 2008

Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels

Berlin: Erich Schmidt Verlag, 2008, 597 S.,
ISBN 978-3-503-11091-9

(Bundestagsdrucksache 16/9990)

Umweltgutachten 2004

Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern

Baden-Baden: Nomos, 2004, 669 S.,
ISBN: 3-8329-0942-7

(Bundestagsdrucksache 15/3600)

Umweltgutachten 2002

Für eine neue Vorreiterrolle

Stuttgart: Metzler-Poeschel, 2002, 550 S.,
ISBN: 3-8246-0666-6

(Bundestagsdrucksache 14/8792)

Umweltgutachten 2000

Schritte ins nächste Jahrtausend

Stuttgart: Metzler-Poeschel, 2000, 688 S.,
ISBN: 3-8246-0620-8

(Bundestagsdrucksache 14/3363)

SONDERGUTACHTEN

Fluglärm reduzieren:

Reformbedarf bei der Planung von Flughäfen und Flugrouten

Berlin: Erich Schmidt Verlag, 2014, 114 S.,
ISBN 978-3-503-156832-2

(Bundestagsdrucksache 18/1375)

Den Strommarkt der Zukunft gestalten

Berlin: Erich Schmidt Verlag, 2013, 108 S.,
ISBN 978-3-503-15625-2

(Bundestagsdrucksache 18/281)

Vorsorgestrategien für Nanomaterialien

Berlin: Erich Schmidt Verlag, 2011, 354 S.,
ISBN 978-3-503-13833-3

(Bundestagsdrucksache 17/7332)

**Wege zur 100 % erneuerbaren
Stromversorgung**

Berlin: Erich Schmidt Verlag, 2011, 396 S.,
ISBN 978-3-503-13606-3
(Bundestagsdrucksache 17/4890)

Klimaschutz durch Biomasse

Berlin: Erich Schmidt Verlag, 2007, 124 S.,
ISBN 978-3-503-10602-8
(Bundestagsdrucksache 16/6340)

**Umweltverwaltungen unter
Reformdruck**

**Herausforderungen, Strategien,
Perspektiven**

Berlin: Erich Schmidt Verlag, 2007, 250 S.,
ISBN 978-3-503-10309-6
(Bundestagsdrucksache 16/4690)

**Umwelt und Straßenverkehr
Hohe Mobilität – Umweltverträglicher
Verkehr**

Baden-Baden: Nomos, 2005, 347 S., ISBN
3-8329-1447-1
(Bundestagsdrucksache 15/5900)

**Meeresumweltschutz für Nord- und
Ostsee**

Baden-Baden: Nomos, 2004, 265 S., ISBN
3-8329-0630-4
(Bundestagsdrucksache 15/2626)

**Für eine Stärkung und Neuorientierung
des Naturschutzes**

Stuttgart: Metzler-Poeschel, 2002, 211 S.,
ISBN 3-8246-0668-2
(Bundestagsdrucksache 14/9852)

STELLUNGNAHMEN

**Novellierung der Düngeverordnung:
Nährstoffüberschüsse wirksam
begrenzen**

August 2013, 22 S.
(in Zusammenarbeit mit den
Wissenschaftlichen Beiräten für
Agrarpolitik und für Düngungsfragen beim
Bundesministerium für Ernährung,
Landwirtschaft und Verbraucherschutz)

**Nr. 18
Fracking zur Schiefergasgewinnung
Ein Beitrag zur energie- und
umweltpolitischen Bewertung**

Mai 2013, 56 S.

**Nr. 17
Für einen wirksamen
Meeresnaturschutz
Fischereimanagement in
Natura 2000-Gebieten in der deutschen
AWZ**

November 2012, 23 S.

**Nr. 16
Fischbestände nachhaltig
bewirtschaften
Zur Reform der Gemeinsamen
Fischereipolitik**

November 2011, 50 S.

**Nr. 15
100% erneuerbare Stromversorgung
bis 2050: klimaverträglich, sicher,
bezahlbar**

Mai 2010, 92 S.

Nr. 14**Für eine zeitgemäße Gemeinsame Agrarpolitik (GAP)**

November 2009, 28 S.

Nr. 13**Abscheidung, Transport und Speicherung von Kohlendioxid
Der Gesetzentwurf der Bundesregierung im Kontext der Energiedebatte**

April 2009, 23 S.

Nr. 12**Arzneimittel in der Umwelt**

April 2007, 51 S.

Nr. 11**Die nationale Umsetzung des europäischen Emissionshandels: Marktwirtschaftlicher Klimaschutz oder Fortsetzung der energiepolitischen Subventionspolitik mit anderen Mitteln?**

April 2006, 15 S.

Nr. 10**Der Umweltschutz in der Föderalismusreform**

Februar 2006, 23 S.

Nr. 9**Auf dem Weg zur Europäischen Ressourcenstrategie: Orientierung durch ein Konzept für eine stoffbezogene Umweltpolitik**

November 2005, 15 S.

Nr. 8**Die Registrierung von Chemikalien unter dem REACH-Regime – Prioritätensetzung und Untersuchungstiefe**

Oktober 2005, 53 S.

Nr. 7**Kontinuität in der Klimapolitik – Kyoto-Protokoll als Chance**

September 2005, 19 S.

Nr. 6**Feinstaub durch Straßenverkehr – Bundespolitischer Handlungsbedarf**

Juni 2005, 22 S.

Nr. 5**Rechtsschutz für die Umwelt – die altruistische Verbandsklage ist unverzichtbar**

Februar 2005, 33 S.

Nr. 4**Zur Wirtschaftsverträglichkeit der Reform der Europäischen Chemikalienpolitik**

Juli 2003, 36 S.

Nr. 3**Zur Einführung der Strategischen Umweltprüfung in das Bauplanungsrecht**

Mai 2003, 17 S.

Nr. 2**Windenergienutzung auf See**

April 2003, 20 S.

Nr. 1**Zum Konzept der Europäischen Kommission für eine gemeinsame Meeresumweltschutzstrategie**

Februar 2003, 13 S.

KOMMENTARE ZUR UMWELTPOLITIK**Nr. 13**

**Energy Efficiency as a Key Driver for Decarbonization and Prosperity
Contribution to the European Commission's public consultation
"Progress towards the 2020 energy efficiency objective and a 2030 energy efficiency policy framework"**

Mai 2014, 8 S.

(nur in englischer Sprache)

Nr. 12

**An Ambitious Triple Target for 2030
Comment to the Commission's Green Paper "A 2030 Framework for Climate and Energy Policies" (COM(2013) 169 final)**

Juni 2013, 12 S.

(nur in englischer Sprache)

Nr. 11

Die Reform der europäischen Agrarpolitik: Chancen für eine Neuausrichtung nutzen

Januar 2013, 30 S.

Nr. 10

**Respecting environmental limits – A challenge for the 7th Environmental Action Programme
Recommendations by the German Advisory Council on the Environment**

Mai 2012, 22 S.

(nur in englischer Sprache)

Nr. 9

Ökologische Leitplanken setzen, natürliche Lebensgrundlagen schützen – Empfehlungen zum Fortschrittsbericht 2012 zur nationalen

Nachhaltigkeitsstrategie

September 2011, 22 S.

Nr. 8

Laufzeitverlängerung gefährdet Erfolg der erneuerbaren Energien

September 2010, 12 S.

Nr. 7

**Towards Sustainable Fisheries
Comment to the Commission's Green Paper "Reform of the Common Fisheries Policy" (COM(2009)163 final)**

Oktober 2009, 10 S.

(nur in englischer Sprache)

Nr. 6

Klimaschutz in der Finanzkrise

Dezember 2008, 23 S.

Nr. 5

Der Vorschlag der Europäischen Kommission für eine Meeresschutzstrategie – Rückzug aus der europäischen Verantwortung?

April 2006, 15 S.

Nr. 4

Koexistenz sichern: Zur Novellierung des Gentechnikgesetzes

März 2004, 14 S.

Nr. 3

Nationale Umsetzung der Reform der europäischen Agrarpolitik

März 2004, 7 S.

Nr. 2

Emissionshandel und Nationaler Allokationsplan

März 2004, 15 S.

Nr. 1

Das Dosenpfand im Rechtsstreit

November 2002, 5 S.

THESENPAPIERE**Weichenstellungen für eine nachhaltige Stromversorgung**

Mai 2009, 25 S.

MATERIALIEN ZUR UMWELTFORSCHUNG**Nr. 45****Schienengüterverkehr 2050 – Szenarien für einen nachhaltigen Güterverkehr**

Michael Holzhey, René Naumann, Felix Berschin, Ingo Kühl, Thomas Petersen
Berlin: SRU, 2012, 38 S.

Nr. 44**Systemkonflikt in der Transformation der Stromversorgung**

Fraunhofer IWES
Berlin: SRU, 2011, 24 S.

Nr. 43**Planungs-, genehmigungs- und naturschutzrechtliche Fragen des Netzausbaus und der untertägigen Speichererrichtung zur Integration erneuerbarer Energien in die deutsche Stromversorgung**

Prof. Dr. Jens-Peter Schneider
Berlin: SRU, 2011, 99 S.

Nr. 42**Möglichkeiten und Grenzen der Integration verschiedener regenerativer Energiequellen zu einer 100% regenerativen Stromversorgung der Bundesrepublik Deutschland bis zum Jahr 2050**

Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt
Berlin: SRU, 2010, 80 S.

Nr. 41**Optionen der elektrischen Energieübertragung und des Netzausbaus – Technische Möglichkeiten und Kosten transeuropäischer Elektrizitätsnetze als Basis einer 100% erneuerbaren Stromversorgung in Deutschland mit dem Zeithorizont 2050**

Prof. Dr. Heinrich Brakelmann, Prof. Dr. Istvan Erlich
Berlin: SRU, 2010, 87 S.

Nr. 40**Möglichkeiten des großräumigen (transeuropäischen) Ausgleichs von Schwankungen großer Teile intermittierender Elektrizitätseinspeisungen aus regenerativen Energiequellen in Deutschland im Rahmen einer 100% regenerativen Stromversorgung mit dem Zeithorizont 2050**

Dr. Gregor Czisch
Berlin: SRU, 2010, 135 S.

Nr. 39**Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland – Bestandsaufnahme, Monitoring, Öffentlichkeitsbeteiligung und wichtige Bewirtschaftungsfragen**

Tanja Leinweber
Berlin: SRU, 2009, 51 S.

Nr. 38**Zwischen Wissenschaft und Politik 35 Jahre Gutachten des Sachverständigenrates für Umweltfragen**

Hans-Joachim Koch, Christian Hey

Berlin: Erich Schmidt Verlag, 2009, 304 S.,
ISBN: 978-3-503-11642-3

Nr. 37

**Szenarien der Agrarpolitik –
Untersuchung möglicher
agrарstruktureller und ökonomischer
Effekte unter Berücksichtigung
umweltpolitischer Zielsetzungen**

Stephan Hubertus Gay, Bernhard
Osterburg, Thomas Schmidt
Berlin: SRU, 2004, 208 S.

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**

Bernhard Osterburg
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**

Harald Plachter, Jutta Kill, Karl-Reinhard
Volz, Frank Hofmann, Roland Meder
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 2000, 298 S.,
ISBN: 3-8246-0622-4

Nr. 34

**Die umweltpolitische Dimension der
Osterweiterung der Europäischen
Union: Herausforderungen und
Chancen**

Alexander Carius, Ingmar von Homeyer,
Stefani Bär
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 2000, 138 S.,
ISBN: 3-8246-0621-6

Mitglieder

Sachverständigenrat für Umweltfragen
Stand: Januar 2015

Prof. Dr. Martin Faulstich

(Vorsitzender)

Professor für Umwelt- und Energietechnik
an der Technischen Universität Clausthal und
Geschäftsführer des CUTEC Instituts

Prof. Dr. Karin Holm-Müller

(stellvertretende Vorsitzende)

Professorin für Ressourcen- und Umweltökonomik
an der landwirtschaftlichen Fakultät
der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

Prof. Dr. Harald Bradke

Leiter des Competence Centers Energietechnologien und
Energiesysteme im Fraunhofer-Institut für System- und
Innovationsforschung ISI in Karlsruhe und
Honorarprofessor an der Universität Kassel

Prof. Dr. Christian Calliess

Professor für öffentliches Recht, insbesondere Umweltrecht,
und Europarecht am Fachbereich Rechtswissenschaft
der Freien Universität Berlin

Prof. Dr. Heidi Foth

Professorin für Umwelttoxikologie und
Direktorin des Instituts für Umwelttoxikologie
der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

Prof. Dr. Manfred Niekisch

Professor für Internationalen Naturschutz
an der Goethe-Universität Frankfurt und
Direktor des Frankfurter Zoos

Prof. Dr. Miranda Schreurs

Professorin für Vergleichende Politikwissenschaft und
Leiterin des Forschungszentrums für Umweltpolitik
an der Freien Universität Berlin

Sachverständigenrat für Umweltfragen

Geschäftsstelle
Luisenstraße 46
10117 Berlin

Telefon: (030) 26 36 96-0
E-Mail: info@umweltrat.de
Internet: www.umweltrat.de