

NATURKAPITAL UND KLIMAPOLITIK

SYNERGIEN UND KONFLIKTE



NATURKAPITAL
DEUTSCHLAND – TEEB DE

NATURKAPITAL UND KLIMAPOLITIK

SYNERGIEN UND KONFLIKTE

Herausgegeben von
Volkmar Hartje, Henry Wüstemann und Aletta Bonn

Berlin, Leipzig 2015

IMPRESSUM

Zitationsempfehlung
Naturkapital Deutschland – TEEB DE (2015): Naturkapital und Klimapolitik – Synergien und Konflikte. Hrsg. von Volkmar Hartje, Henry Wüstemann und Aletta Bonn. Technische Universität Berlin, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ. Berlin, Leipzig.

Naturkapital Deutschland – TEEB DE Koordinierungsgruppe
Bernd Hansjürgens, (Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ), Aletta Bonn (UFZ, bis April 2014), Miriam Brenck (UFZ), Katharina Dietrich (Bundesamt für Naturschutz – BfN), Urs Moesenfechtel (UFZ), Christa Ratte (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit – BMUB), Irene Ring (UFZ), Christoph Schröter-Schlaack (UFZ), Burkhard Schweppe-Kraft (BfN)

Förderung und Fachbetreuung
»Naturkapital Deutschland – TEEB DE« wird als Forschungs- und Entwicklungsvorhaben im Rahmen des Umweltforschungsplans durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) gefördert. Fachbetreuung: BfN, Fachgebiet | 2.1 Recht, Ökonomie, umweltverträgliche regionale Entwicklung.

Disclaimer
Die in diesem Bericht geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen der beteiligten Organisationen übereinstimmen.

Grafisches Konzept | Layout
Metronom | Agentur für Kommunikation und Design GmbH, Leipzig

Titelbild
Marco Barnebeck, Pixelio.de

Gesamtherstellung
Merkur Druck- und Kopierzentrum GmbH & Co. KG, Leipzig

Erschienen 2015

Auflage
1.000

Papier aus ökologischer Waldwirtschaft
ISBN: 978-3-944280-15-8

INHALTSVERZEICHNIS

Naturkapital Deutschland – TEEB DE:	
Gesamtprojekt und Einordnung des Berichts	6
Vorwort	8
Vorwort der Herausgeber und Studienleitung	10
1 Naturkapital und Klimapolitik: Einleitung	12
1.1 Zum Zusammenhang von Biodiversitätsverlust und Klimawandel	13
1.2 Die ökonomische Perspektive – Stern-Report und TEEB-Studie	15
1.3 Aufbau der Studie	18
2 Methodische Grundlagen zu Ökosystemleistungen und ökonomischer Bewertung	20
2.1 Das Konzept der Ökosystemleistungen, ihre Klassifikation und Erfassung	21
2.2 Ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen	29
2.3 Ansätze zur ökonomischen Bewertung von Klimaschäden	39
3 Ökosystemleistungen, Biodiversität und Klimawandel: Grundlagen	66
3.1 Einleitung	68
3.2 Auswirkungen des Klimawandels auf die biologische Vielfalt und Ökosystemleistungen	69
3.3 Auswirkungen der Klimapolitik auf Biodiversität und Ökosystemleistungen	78
3.4 Internationale Aspekte der deutschen Klimapolitik	84
3.5 Klimapolitik, Ökosystemleistungen und biologische Vielfalt – Konflikte und Synergien	87
4 Landwirtschaft: Emissionen reduzieren, Grünlandumbruch vermeiden und Bioenergie umweltfreundlich nutzen	100
4.1 Einleitung	101
4.2 Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft	104
4.3 Überlegungen zur ökonomischen Bewertung von Klimaschutzmaßnahmen	106
4.4 Wirkungen von Klimaschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft auf Ökosysteme	107
4.5 Anpassung an den Klimawandel	115

5 Klimaschutz durch Wiedervernässung von kohlenstoffreichen Böden	124
5.1 Klimarelevanz von kohlenstoffreichen Böden (Moorböden)	125
5.2 Verbreitung und Nutzung kohlenstoffreicher Böden	125
5.3 Bilanzierung der Treibhausgasemissionen von kohlenstoffreichen Böden in Deutschland	129
5.4 Teufelskreis der Moorbodennutzung	132
5.5 Anpassung an den Klimawandel durch Wiedervernässung kohlenstoffreicher Böden	134
5.6 Synergien und Konflikte: Klimaschutz, Biodiversität, Versorgungsleistungen und weitere Ökosystemleistungen	134
5.7 Paludikultur – ausgewogene Sicherung der Ökosystemleistungen von Mooren	136
5.8 Erneuerbare Energieträger auf kohlenstoffreichen Böden	138
5.9 Sozio-ökonomische Aspekte der Wiedervernässung landwirtschaftlich genutzter Moorböden	142
 6 Klimaschutz als Ökosystemleistung des Waldes in Deutschland: Wie tragen deutsche Wälder zum Schutz der Atmosphäre bei?	 148
6.1 Klimapolitik und Wälder	151
6.2 Wie beeinflussen Wälder und Waldnutzung in Deutschland die Treibhausgasbilanz der Atmosphäre?	156
6.3 Maßnahmen zum Erhalt und zur Erhöhung der Klimaschutzleistung im Forst- und Holzsektor	159
6.4 Ökonomische Werte von Klimaschutz und anderen Ökosystemleistungen des Waldes	163
6.5 Fazit	166
 7 Die Rolle von Auen und Fließgewässern für den Klimaschutz und die Klimaanpassung	 172
7.1 Einleitung	173
7.2 Ökosystemleistungen von Auen und Fließgewässern	175
7.3 Zustand von Auen und Fließgewässern	176
7.4 Die ökonomische Bedeutung von Auen und Gewässern für den Klimaschutz und die Klimaanpassung	177

8 Die Rolle der Küsten und Meere für Klimawandelmitigation und -anpassung	182
8.1 Einleitung	183
8.2 Ökosystemleistungen der Meere und Küsten	183
8.3 Auswirkungen des Klimawandels auf Ökosystemleistungen	185
8.4 Küstenschutzmaßnahmen zur Anpassung an den Klimawandel	185
8.5 Folgen der Klimapolitik für die Ökosystemleistungen der Küsten und Meere	188
8.6 Fazit	188
 9 Synergien und Konflikte von Klimapolitik und Naturschutz: Zusammenfassung und Handlungsoptionen	 190
9.1 Rahmenbedingungen und Anknüpfungspunkte in der Biodiversitäts- und Klimapolitik	192
9.2 Handlungsoptionen und Instrumente in den einzelnen Handlungsfeldern	193
9.3 Naturkapital und Klimaschutz – übergreifende Empfehlungen auf der Zielebene	204
9.4 Mittel und Wege zur Umsetzung – Empfehlungen auf der Instrumentenebene	207
 Glossar	212
Verzeichnis der Mitwirkenden	216

NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE:

GESAMTPROJEKT UND EINORDNUNG DES BERICHTS

»Naturkapital Deutschland – TEEB DE« ist die deutsche Nachfolgestudie der internationalen TEEB-Studie (The Economics of Ecosystems and Biodiversity), die den Zusammenhang zwischen den Leistungen der Natur, der Wertschöpfung der Wirtschaft und dem menschlichen Wohlergehen zum Thema hat. »Naturkapital Deutschland – TEEB DE« will durch eine ökonomische Perspektive die Potentiale und Leistungen der Natur konkreter erfassbar und sichtbarer machen. Mit der ökonomischen Abschätzung des Naturkapitals sollen die Leistungen der Natur besser in private und öffentliche Entscheidungsprozesse einbezogen werden können, damit langfristig die natürlichen Lebensgrundlagen und die biologische Vielfalt erhalten werden. Dabei wird auf internationale wie auch in Deutschland bestehende Ansätze und Instrumente zurückgegriffen. Letztlich dient das Projekt auch zur Flankierung der Umsetzung von Umwelt-, Nachhaltigkeits- und Naturschutzziele und -strategien, insbesondere der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt.

Das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit und das Bundesamt für Naturschutz finanzieren das Projekt. Die Studienleitung liegt am Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Studienleiter ist Prof. Dr. Bernd Hansjürgens.

Im Zentrum von »Naturkapital Deutschland – TEEB DE« stehen vier thematische Berichte, die von Expertenteams aus Wissenschaft und Praxis erstellt werden. Basis der vier Hauptberichte sind vorliegende Studien, Konzepte und Fallbeispiele, welche die Leistungen der Natur in Deutschland für den Menschen deutlich machen. Die Berichte behandeln folgende Themen:

- 1) Naturkapital und Klimapolitik – Synergien und Konflikte;
- 2) Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen – Erfassung und Inwertsetzung;
- 3) Ökosystemleistungen in der Stadt – Gesundheit schützen und Lebensqualität erhöhen;
- 4) Naturkapital Deutschland – Neue Handlungsmöglichkeiten ergreifen.

Es sind bereits eine Einführungsbroschüre und eine Broschüre für Unternehmen erschienen und als Download auf der Projektwebseite verfügbar (www.naturkapital-teeb.de):

- ▶ Der Wert der Natur für Wirtschaft und Gesellschaft – Eine Einführung
- ▶ Die Unternehmensperspektive – Auf neue Herausforderungen vorbereitet sein

»Naturkapital Deutschland – TEEB DE« wird von einem Projektbeirat begleitet, dessen Mitglieder das Vorhaben fachlich beraten. Diesem Gremium gehören Persönlichkeiten aus den Bereichen Wissenschaft, Wirtschaft und Medien an. Zudem gibt es eine Projektbegleitende Arbeitsgruppe, die der Information, Vernetzung und Einbindung von gesellschaftlichen Interessengruppen in das Projekt dient. Hierbei sind Umweltverbände, Wirtschaftsverbände, Bundesressorts, Bundesländer und Kommunen beteiligt.

Die Berichtsleitung des ersten Berichtes zu Naturkapital und Klimapolitik liegt beim Fachgebiet Landschaftsökonomie der Technischen Universität Berlin, Berichtsleiter ist Prof. Dr. Volkmar Hartje. Zielsetzung ist es, aus einer ökonomischen Perspektive Synergien zwischen dem Klimaschutz und der Anpassung an den Klimawandel einerseits sowie der Erhaltung des Naturkapitals, dessen Leistungsfähigkeit und der biologischen Vielfalt andererseits aufzuzeigen. Zudem werden Handlungspotentiale durch ökosystembasierte Lösungen beleuchtet, mit denen sich Konflikte zwischen diesen beiden Politikfeldern abschwächen bzw. vermeiden lassen. Neben der vorliegenden Langfassung des TEEB DE-Klimaberichtes wurde bereits ein Kurzbericht für Entscheidungsträger veröffentlicht, der auf der Webseite von TEEB DE verfügbar ist.



VORWORTE

Der fünfte Sachstandsbericht des Weltklimarats IPCC zeigt wissenschaftlich überzeugend, dass sich das Klimasystem der Erde erwärmt und dass dies hauptsächlich auf dem menschlichen Einfluss beruht. Diese Erkenntnis konnte noch besser abgesichert werden als noch im letzten Bericht von 2007. Viele der seit den 1950er Jahren beobachteten Veränderungen sind seit Jahrzehnten bis Jahrtausenden nicht aufgetreten. Klimamodelle zeigen, dass bei fortschreitender Erwärmung auch unumkehrbare Veränderungen eintreten können.

Die von mir geleitete Arbeitsgruppe 3 des IPCC hat aufgrund des rasant wachsenden Wissens zum Thema Klimaschutz die größten Fortschritte zu verzeichnen. So konnte geklärt werden, unter welchen Bedingungen ambitionierte Klimaziele wie das 2° C-Ziel noch erreicht werden können. Ich vergleiche unsere Aufgabe mit der von Kartographen, die in einer Landkarte alle gangbaren Wege zu verschiedenen Zielen einzeichnen, die aber kein Ziel und keine Route empfehlen. Welche Wege im Klimaschutz eingeschlagen werden, ist vor allem eine politische, keine wissenschaftliche Frage. Die Wissenschaft kann die Politik in dieser Entscheidung unterstützen, aber sie kann die politische Entscheidung nicht präjudizieren oder gar ersetzen.

Anhand unseres Berichts ist es Entscheidungsträgern aber möglich, abzusehen, welche Erfordernisse für das Einhalten der 2° C-Grenze der Erwärmung bestehen. Wir haben die Ursachen von Treibhausgasemissionen und Szenarien zur Verminderung von Emissionen analysiert.

Zu den größten Quellen der weltweiten Treibhausgasemissionen gehören der Energieversorgungssektor (global 35 % im Jahr 2010) und die Bereiche Land- und Forstwirtschaft und andere Landnutzungen (24 % im Jahr 2010). Weitere Beiträge kommen aus den Sektoren Industrie, Transport und Gebäude (jeweils 21 %, 14 % und 6 % im Jahr 2010).

Die größten Verminderungspotentiale in einem entwickelten Land wie Deutschland liegen im Energiesektor, aber auch die Hauptverursacher der Emissionen von Treibhausgasen. Die vollständige Dekarbonisierung der Stromversorgung ist zentraler Bestandteil kosteneffizienter Verminderungsstrategien. Für Deutschland stehen dabei der Ausbau der Erneuerbaren, aber auch die Verminderung der Stromnachfrage durch Effizienzsteigerungen im Vordergrund.

Weitere wichtige Minderungsoptionen bestehen in der Industrie, im Gebäude- und im Transportbereich. Aber auch die Art der Landnutzung bietet wichtige Anknüpfungspunkte für eine kostengünstige Reduktion von Treibhausgasemissionen.

Global kann Bioenergie dabei eine zentrale Rolle einnehmen, wenn eine effektive Landnutzungsplanung die Umwandlung von kohlenstoffreichen Ökosystemen verhindert und klimafreundliche, nachhaltige Land- und Forstwirtschaftsmethoden zur Anwendung kommen. Hinsichtlich der Nebenwirkungen und Risiken besteht hierbei jedoch ein relativ hohes Maß an Unsicherheit.

Treibhausgasemissionen aus dem Bereich Land- und Forstwirtschaft und andere Landnutzungen sind in den vergangenen Jahren zurückgegangen. Es bestehen jedoch weitere kosteneffiziente Emissionsminderungsoptionen, die diesen Sektor sogar zu einer Senke für CO₂-Emissionen werden lassen könnten. Dazu zählen unter anderem Waldschutz und Aufforstung sowie der konsequente Übergang zu nachhaltiger Landnutzung, die weniger Treibhausgase freisetzt. Darüber hinaus können veränderte Ernährungsgewohnheiten – etwa Reduzierung des Konsums von Fleisch- und Milchprodukten – einen signifikanten Einfluss auf die Entwicklung der Emissionen haben.

Der hier vorgelegte Bericht des Vorhabens Naturkapital Deutschland – TEEB DE stellt ein wichtiges Element einer umfassenden deutschen Strategie der Energie- und Klimapolitik dar. Mit den Betrachtungen der Leistungen der Natur für den Klimaschutz und der Anpassung an den Klimawandel werden wichtige Synergiepotentiale zwischen der Energie- und Klimapolitik auf der einen und Biodiversitäts- und Agrarpolitik auf der anderen Seite aufgezeigt.

Ich hoffe sehr, dass diese Überlegungen Eingang in die politische Diskussion finden und dieser Bericht als Landkarte genutzt wird. Karten ersetzen weder das Wagnis noch die Schönheit einer Reise. Auch können uns gute Karten nicht davor bewahren, dass neue Wege eingeschlagen werden müssen, wenn sich die alten als nicht zielführend erweisen. Aber ohne sie fehlte die Orientierung, die der Bericht »Naturkapital und Klimapolitik – Synergien und Konflikte« Entscheidungsträgern bietet.

Potsdam, im November 2014

OTTMAR EDENHOFER

Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung (PIK) und Leiter der Arbeitsgruppe 3 des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)



Wenn wir in Deutschland an die Klimapolitik denken, haben wir zumeist die Emissionen aus Kohlekraftwerken, Industrie, Verkehr und privaten Haushalten vor Augen. Das ist auch völlig richtig so, denn der Großteil der klimarelevanten Treibhausgasemissionen geht mit der Verbrennung fossiler Energieträger einher.

Doch wir sollten auch beachten, dass die Natur wichtige Beiträge zum Klimaschutz und zur Klimaanpassung leisten kann – nicht nur auf internationaler Ebene (z.B. beim Waldschutz), sondern auch in Deutschland. Es lohnt sich sogar, die Natur stärker in die Überlegungen zur Klimapolitik einzubeziehen. Drei Gründe sind hierfür besonders ausschlaggebend:

- ▶ Erstens zählt in Deutschland auch die Landwirtschaft mit ihren Emissionen zu den wichtigen Quellen von Treibhausgasen – rund 11 % der deutschen Treibhausgasemissionen haben mit landwirtschaftlicher Produktion zu tun, wenn man die Agrarflächen auf ehemaligen Moorstandorten mit einbezieht.
- ▶ Zweitens kann mit der Natur zu vergleichsweise geringen Kosten Klimaschutz betrieben werden. Die Vermeidungskosten einer Tonne CO₂ (oder anderer Treibhausgase wie Methan oder Lachgas) sind bei der Nutzung der Klimaleistungen der Natur oft deutlich geringer als bei vielen anderen Vermeidungsoptionen (vor allem Solarenergie).
- ▶ Drittens können wir durch die Einbeziehung der Natur in die Klimapolitik zeigen, wo Synergien zwischen Naturschutz einerseits sowie Klimaschutz und Klimaanpassung andererseits bestehen und wie gegebenenfalls Konflikte vermieden oder abgeschwächt werden können.

Mit der vorliegenden Studie »Naturkapital und Klimapolitik – Synergien und Konflikte« wird der erste Bericht des Vorhabens »Naturkapital Deutschland – TEEB DE«, dem deutschen Nachfolgevorhaben der internationalen TEEB-Initiative, vorgelegt. Mit dem Fokus auf die Klimapolitik wird insbesondere auf Klimaschutz durch die Vermeidung von Treibhausgasen sowie Anpassung an den Klimawandel durch die Nutzung der Leistungen der Natur geschaut.

Die bewusste Fokussierung dieses Berichts auf die Klimapolitik bedeutet nicht, dass andere Leistungen der Natur jenseits des Klimabereichs (z.B. Gewässerschutz, Luftreinhaltung) weniger bedeutend sind. Vielmehr wird mit der Klimapolitik ein wichtiger politischer Bereich herausgestellt und mit Blick auf Synergien und Konflikte versucht, gleichermaßen zum Klimaschutz und zum Schutz der biologischen Vielfalt beizutragen.



An der Erstellung dieses Berichts waren eine Vielzahl von Autorinnen und Autoren sowie zahlreiche Gutachterinnen und Gutachter beteiligt.

Die Arbeit an den Texten der meisten Kapitel wurde Anfang 2014 abgeschlossen. Später veröffentlichte Quellen konnten nicht mehr berücksichtigt werden.

Die Herausgeber dieses Klimaberichts und der Studienleiter des Gesamtprojekts bedanken sich in besonderer Weise bei den über 70 mitwirkenden Autorinnen und Autoren, den Gutachterinnen und Gutachtern sowie den Mitgliedern des Projektbeirates und der Projektbegleitenden Arbeitsgruppe, ohne die dieser Bericht so nicht zustande gekommen wäre.

Berlin und Leipzig, November 2014

BERND HANSJÜRGENS

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Studienleiter

VOLKMAR HARTJE

Technische Universität Berlin, Herausgeber

HENRY WÜSTEMANN

Technische Universität Berlin, Herausgeber

ALETTA BONN

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Deutsches Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung (iDiv) Halle-Jena-Leipzig, Herausgeberin

NATURKAPITAL UND KLIMAPOLITIK: EINLEITUNG

KOORDINIERENDE AUTORINNEN UND AUTOREN

IRENE RING, HENRY WÜSTEMANN

AUTORINNEN UND AUTOREN

LISA BIBER-FREUDENBERGER, ALETTA BONN, NILS DROSTE,
BERND HANSJÜRGENS

GUTACHTER

CHRISTIAN SCHLEYER, KARSTEN SCHWANKE

1.1	Zum Zusammenhang von Biodiversitätsverlust und Klimawandel	13
1.2	Die ökonomische Perspektive – Stern-Report und TEEB-Studie	15
1.3	Aufbau der Studie	18
	Literatur	19

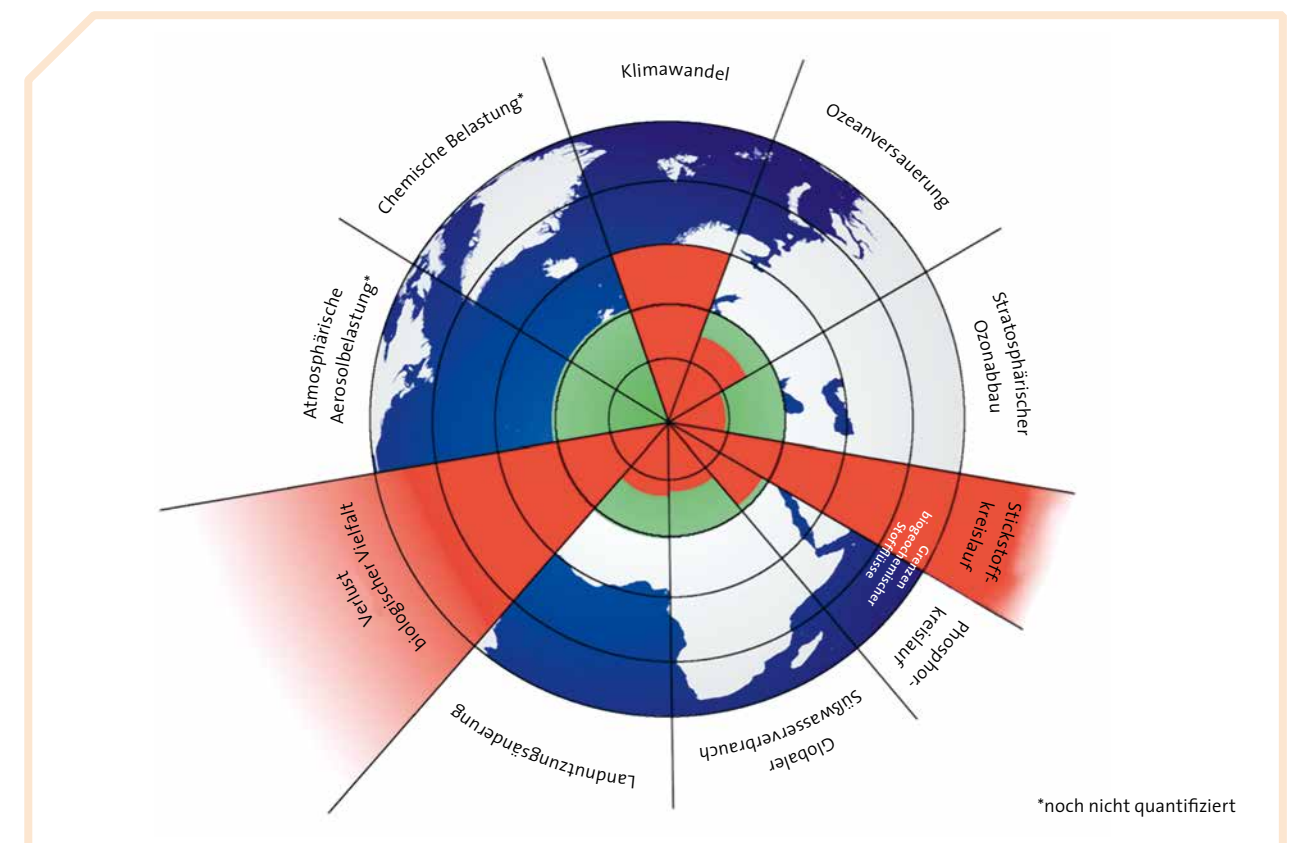
1.1 ZUM ZUSAMMENHANG VON BIODIVERSITÄTSVERLUST UND KLIMAWANDEL

Der Verlust der biologischen Vielfalt und der Klimawandel gehören zu den zentralen Problemen des globalen Wandels. Das Artensterben und der Verlust an Ökosystemen und genetischer Vielfalt schreitet mit 100–1.000fach höherer Geschwindigkeit voran als die »natürliche« Aussterberate, die ohne menschliche Einflussnahme nachzuweisen ist. Bei anhaltenden Trends werden bis zum Ende des 21. Jahrhunderts rund ein Drittel aller Arten der Erde ausgestorben sein (MA, 2005; Mace et al., 2005). In Deutschland ist beispielsweise die Aussterberate der Gefäßpflanzen nach 1850 um das 10fache gegenüber der natürlichen nacheiszeitlichen Aussterberate erhöht (Korneck et al., 1998). Zusätzlich wird die Qualität der Lebensräume von Arten durch menschliche Aktivitäten verschlechtert, was zu einem hohen Gefährdungsgrad von mehr als einem Drittel der bewerteten Arten führt (BfN, 2012).

Was das für unser Wohlbefinden und unsere wirtschaftliche Entwicklung – auch in Deutschland – bedeutet, wissen wir heute noch nicht genau. Man kann aber davon ausgehen, dass von dieser in der Menschheitsgeschichte einmaligen Entwicklung erhebliche negative Rückwirkungen auf den Menschen und seine Lebensbedingungen ausgehen dürften. Nach Berechnungen von Braat und ten Brink (2008) zu den wirtschaftlichen Folgen des Biodiversitätsverlustes müssen bereits im Jahre 2050 jährlich rund 7% des Inlandsprodukts aufgewendet werden, um diese Verluste der Biodiversität auszugleichen.

In der Abbildung 1.1, verändert nach Rockström et al. (2009), werden neun globale Umweltprobleme dargestellt, zusammen mit einer Einschätzung, ob sie die »planetaren Grenzen« überschreiten. Innerhalb dieser Grenzen kann der Mensch handeln, ohne dass die Erde oder ihre biophysikalischen Subsysteme und Prozesse substantiell beeinträchtigt werden, weil ein »sicherer Abstand« (»safe operating space«)

ABBILDUNG 1.1 ► Globale Umweltprobleme und »planetare Grenzen«.
(verändert nach Rockström et al., 2009).



zu bestimmten Schwellenwerten eingehalten wird. Es fällt auf, dass insbesondere in den drei Bereichen Verlust der biologischen Vielfalt, Stickstoffkreislauf und Klimawandel diese Grenzen bereits weit überschritten sind.

Ebenso droht der anthropogen beeinflusste Klimawandel zu dramatischen Veränderungen unserer Lebensumwelt zu führen. In Deutschland ist in den letzten 100 Jahren die mittlere Jahrestemperatur um 1°C gestiegen, und das Jahrzehnt 2000–2009 war die wärmste Dekade des Zeitraums (Becker et al., 2012). Der fünfte IPCC-Sachstandsbericht von 2013 beziffert den weltweiten Temperaturanstieg zum Ende dieses Jahrhunderts zum Referenzzeitraum 1986–2005 auf 0,3–4,8°C (IPCC, 2013). Im weltweiten Maßstab werden insbesondere das Abschmelzen der Gletscher sowie Eiskappen auf Grönland und in der Westantarktis und das Auftreten von Extremereignissen wie Starkregen, Überflutungen oder auch Dürren erhebliche Schäden nach sich ziehen. Auch wenn Zusammenhänge mit dem Klimawandel statistisch nur schwer nachzuweisen sind, so deuten doch die Fluten 1997 (Oder), 2002 und 2013 (Donau, Elbe) sowie die Hitzeextreme 2003 (Mitteleuropa) und 2010 (Russland) auf eine Zunahme von Extremereignissen hin. Auch hier sind die Folgen für den Menschen und seine Wohlfahrt erheblich: Gemäß der Abschätzungen des Stern-Reports (Stern, 2007) werden im Jahre 2100 3–20% des jährlichen Bruttoinlandsprodukts aufzuwenden sein, um die Schäden des Klimawandels aufzufangen.

Zwischen dem Klimawandel auf der einen und der biologischen Vielfalt und Ökosystemleistungen auf der anderen Seite bestehen vielfältige Verbindungen und gegenseitige Abhängigkeiten:

- Der Klimawandel ist eine der großen Triebkräfte für den Biodiversitätsverlust (MA, 2005). Er beeinflusst die biologische Vielfalt direkt durch Veränderung der Lebensbedingungen für Tiere und Pflanzen, aber auch indirekt durch die Ausgestaltung der Klimapolitik (Maßnahmen zum Klimaschutz oder zur Anpassung an den Klimawandel) (siehe Infobox 1.1).
- Die von der Klimapolitik getroffenen Maßnahmen zum Klimaschutz und zur Anpassung an den Klimawandel gehen oft mit Veränderungen der Landnutzung einher (z. B. Umwandlung naturnaher Flächen in Flächen für die Energieproduktion, Bau von Deichen), die sich ebenfalls auf die biologische Vielfalt und die Erbringung von Ökosystemleistungen auswirken. Es kann zu Zielkonflikten zwischen Klimapolitik und Biodiversitätsschutz kommen.

- Eine ökosystembasierte Klimapolitik dagegen zielt darauf ab, Synergien zwischen Naturschutz und Klimaschutz zu nutzen und Konflikte zu vermeiden. Die Erhaltung und Wiederherstellung von biologischer Vielfalt und Ökosystemen kann durch Vermeidung von Emissionen und Bindung von Kohlenstoff in Pflanzen und Böden sowohl zum Klimaschutz (Mitigation) als auch zur Anpassung an den Klimawandel (Adaptation) beitragen (siehe Infobox 1.2).

Eine effektive und kostengünstige Klimaschutzpolitik, die auf die Reduzierung von Treibhausgasen abzielt, sollte daher relevante Ökosystemleistungen wie die Kohlenstoffbindung von Wäldern und Böden ebenso einbeziehen wie die unterschiedlichen Emissionen von Treibhausgasen aus extensiver und intensiver Landnutzung. Bestimmte Landnutzungsveränderungen wie z. B. die Entwässerung

INFOBOX 1.1

Klimaschutzpolitik in Deutschland

Die Bundesregierung hat sich das Ziel gesetzt, die Treibhausgasemissionen in Deutschland bis zum Jahr 2050 um 80–95% gegenüber dem Basisjahr 1990 zu reduzieren. Die Umsetzung dieses Ziels geschieht über eine Vielzahl ordnungsrechtlicher und ökonomischer Instrumente sowie über Förderprogramme. Zentrale Maßnahmen sind dabei das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG), die Energieeinsparverordnung (EnEV), das Erneuerbare-Energien-Wärmegesetz (EE-WärmeG), der europäische CO₂-Emissionshandel und die Nationale Klimaschutzinitiative (NKI).

Der Ausbau erneuerbarer Energien trägt entscheidend zur Minderung der Treibhausgasemissionen bei (siehe Kapitel 3). Nach aktuellen Berechnungen für die Arbeitsgruppe Erneuerbare Energien-Statistik lag der CO₂-Minderungsbeitrag der erneuerbaren Energien 2012 bei insgesamt etwa 146 Mio. t, davon entfielen ca. 81 Mio. t allein auf die Wirkung des EEG. Das Ziel der Bundesregierung, den Anteil der erneuerbaren Energien an der Stromversorgung bis 2010 auf mindestens 12,5% zu erhöhen, wurde mit 14% bereits 2007 überschritten, 2012 lag der Anteil der erneuerbaren Energien bereits bei knapp 23%. Ihr Anteil am gesamten deutschen Endenergieverbrauch aus Strom, Wärme und Kraftstoffen betrug im gleichen Jahr 12,6%. Im Wärmemarkt lag der Anteil der erneuerbaren Energien im Jahr 2012 bei gut 10%; ihr Anteil am gesamten Kraftstoffverbrauch betrug knapp 6%.

von kohlenstoffreichen Böden für die landwirtschaftliche Nutzung führen mitunter zur Freisetzung großer Mengen von CO₂, die negativ auf die Klimabilanz wirken. Auch bei der

INFOBOX 1.2

Ökosystembasierte Ansätze zum Klimaschutz und zur Anpassung an den Klimawandel – Mitigation und Adaptation

Maßnahmen der Klimapolitik können zwei Formen annehmen: Maßnahmen, die zur Vermeidung von klimaschädlichen Emissionen z. B. durch den Erhalt von Kohlenstoffspeichern und Senken beitragen, dienen dem Klimaschutz, also der Bekämpfung des Klimawandels (Mitigation). Sie stehen im Vordergrund der gegenwärtigen Klimapolitik. Doch selbst wenn das politisch gesetzte Ziel, die globale Erwärmung auf maximal 2°C einzudämmen, erreicht werden sollte, wird es in vielen Regionen zu deutlichen Veränderungen des Klimas kommen. Deshalb rücken Maßnahmen, die zur Anpassung (Adaptation) an den Klimawandel dienen, immer mehr in den Fokus von Forschung und Politik. Adaptationsmaßnahmen zielen darauf ab, Gesellschaft und Wirtschaft an die zukünftigen Veränderungen anzupassen. Hierzu gehört auch, die Funktionsfähigkeit von Gesellschaft und Wirtschaft durch den Schutz von Ökosystemen (einschließlich ihrer Leistungen) zu erhalten.

Die Konzepte von ökosystembasiertem Klimaschutz und Klimaanpassung sind eine Weiterentwicklung des Ökosystemansatzes der Biodiversitätskonvention der Vereinten Nationen (CBD), in der Richtlinien für ein langfristig angelegtes nachhaltiges Ökosystemmanagement aufgestellt wurden. Ökosystembasierter Klimaschutz bezieht sich auf die Vermeidung von Treibhausgasemissionen. Dies kann durch die Bindung von Kohlenstoff in Biomasse und Böden (z. B. durch natürliche Wälder oder nachwachsende Rohstoffe) oder durch die Vermeidung der Freisetzung von Emissionen durch die Sicherung natürlicher Kohlenstoffspeicher (z. B. in Mooren) geschehen. Ökosystembasierte Anpassung zielt darauf ab, die Verwundbarkeit der Ökosysteme und der Gesellschaft gegenüber dem Klimawandel zu verringern und die Widerstandskraft (Resilienz) von Ökosystemen zu stärken. Ökosystembasierte Klimaanpassung kann häufig technologische Lösungen (z. B. den Bau von Deichen oder Flutwänden) durch natürliche Lösungen, wie beispielsweise die Erhaltung oder Renaturierung von natürlichen Überflutungsflächen, ergänzen oder ersetzen.

Klimaanpassung können Ökosysteme wie z. B. Auenlandschaften wichtige Dienstleistungen erbringen.

In der vorliegenden Studie »Naturkapital und Klimapolitik – Synergien und Konflikte« geht es darum, aus einer ökonomischen Perspektive heraus aufzuzeigen, wie Konflikte zwischen dem Anliegen des Klimaschutzes und dem Biodiversitätsschutz vermieden und Synergien besser genutzt werden können. Dazu wird auf das Konzept der Ökosystemleistungen und ihrer ökonomischen Bewertung zurückgegriffen. In den verbleibenden Abschnitten dieser Einleitung wollen wir fragen, warum gerade eine ökonomische Perspektive hierzu beitragen kann – und wir wollen darlegen, welchen Einfluss solche ökonomischen Ansätze heute schon haben.

1.2 DIE ÖKONOMISCHE PERSPEKTIVE – STERN-REPORT UND TEEB-STUDIE

Es sind vor allem zwei Gründe, die für den Zusammenhang von Biodiversitätsschutz und Klimawandel eine ökonomische Sichtweise nahelegen:

Zum einen kann mittels ökonomischer Ansätze gezeigt werden, in welchem Ausmaß durch ökosystembasierte Klimapolitik ein kostengünstiger Beitrag zum Klimaschutz und zur Klimaanpassung geleistet werden kann. Dies ist deshalb besonders wichtig, weil Klimapolitik den Einsatz von Ressourcen erfordert. Wie bei allen Politikfeldern ist daher eine sparsame Verwendung knapper Mittel dringend gefordert.

Zum anderen kann eine ökonomische Betrachtung besonders gut dazu beitragen, Synergien und Konflikte zwischen der Klimapolitik und dem Biodiversitätsschutz offenzulegen. Synergien ergeben sich insbesondere dann, wenn Maßnahmen zum Klimaschutz oder zur Anpassung an den Klimawandel zugleich positive Wirkungen auf die Natur und weitere Ökosystemleistungen haben. Mit »weiteren« Ökosystemleistungen sind hier jene Leistungen der Natur für den Menschen gemeint, die über den Klimaschutz oder die Klimaanpassung hinausgehen, wie die Reinigung des Wassers, die »Bereitstellung« von Erholungsgebieten oder die Lebensraumfunktion zur Erhaltung der biologischen Vielfalt. Konflikte können sich beispielsweise ergeben, wenn Maßnahmen des Klimaschutzes zwar zu CO₂-Einsparungen führen, dies aber zugleich mit Verlusten bei anderen Ökosystemleistungen einhergeht oder wenn Anpassungsmaßnahmen allein der Sicherung von Produktionsleistungen nützen, aber die biologische Vielfalt außer Acht lassen.

Biologische Vielfalt (kurz: Biodiversität) und die Leistungen von Ökosystemen bilden in vielfältiger Weise die Grundlage für die Existenz unserer Gesellschaft (Infobox 1.3). Das Konzept der Ökosystemleistungen wurde entwickelt, um diese Vielzahl an Leistungen von Ökosystemen systematisch zu erfassen. Große Bekanntheit erlangte es durch das Millennium Ecosystem Assessment (MA, 2005). Von über 1.300 Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern aus 95 Ländern innerhalb von vier Jahren erarbeitet, war das MA der bislang umfassendste Sachstandsbericht zum Zustand und zu den Entwicklungstrends der Ökosysteme der Erde. Durch die Konzentration auf die Beziehungen zwischen Ökosystemleistungen und menschlichem Wohlergehen stellten das MA und sein konzeptioneller Rahmen den Natur- und Um-

weltschutz in einen neuen Zusammenhang (MA, 2005). Im Kern handelt es sich hierbei um ein anthropozentrisches Konzept: Es werden Leistungen der Natur erfasst, die dem Menschen in irgendeiner Form von Nutzen sind. Dieses Konzept hat in den vergangenen Jahren im Rahmen zahlreicher Handlungsvorschläge und Lösungsansätze Einzug in die Naturschutzpraxis gehalten. So ist es in den Beschlüssen der Internationalen Konvention über die Biologische Vielfalt (CBD) und darauf aufbauend in der Biodiversitätsstrategie der Europäischen Union verankert worden (Europäische Kommission, 2011). In der deutschen Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt (BMU, 2007) ist das Konzept der Sicherung der Ökosystemleistungen noch nicht als Ziel aufgenommen, allerdings inzwischen zentraler Bestandteil des

INFOBOX 1.3

Biologische Vielfalt, Ökosystemleistungen und Naturkapital

Biologische Vielfalt (oder kurz: Biodiversität) bezeichnet die Vielfalt des Lebens auf unserer Erde. Sie ist die Variabilität lebender Organismen und der von ihnen gebildeten ökologischen Komplexe. Biologische Vielfalt umfasst die folgenden drei Ebenen:

- ▶ die Vielfalt an Ökosystemen beziehungsweise Lebensgemeinschaften, Lebensräumen und Landschaften
- ▶ die Artenvielfalt und
- ▶ die genetische Vielfalt innerhalb der verschiedenen Arten

Ökosystemleistungen bezeichnen demgegenüber 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.

Aufbauend auf den Basisleistungen als Grundlage für alle folgenden Leistungen werden entsprechend dem Millennium Ecosystem Assessment (2005) in der globalen TEEB-Studie (de Groot et al., 2010) sowie einer aktuell entwickelten internationalen Klassifizierung von Ökosystemleistungen (CICES) (Haines-Young und Potschin, 2013) drei verschiedene Typen von Ökosystemleistungen unterschieden, die den Menschen direkt oder indirekt Nutzen stiften:

- ▶ Versorgungsleistungen: Diese Leistungen umfassen die Bereitstellung von Gütern wie Holz, Nahrungsmitteln, Wasser, Fasern oder biomassebasierten Energierohstoffen.

- ▶ Regulierungsleistungen: Ökosysteme können das Klima und den Niederschlag regulieren, uns vor Überschwemmungen und Bodenerosion schützen, sie können Schadstoffe binden oder sie abbauen.
- ▶ Kulturelle Leistungen: Naturlandschaften gehören mit ihrem Artenreichtum und ihrer Schönheit zum kulturellen Erbe eines Landes und stiften Identität. Sie haben einen Freizeit- und Erholungswert und sind Orte der sozialen Interaktion.

Während für Versorgungsleistungen oft Märkte existieren, gilt dies für Regulierungsleistungen und kulturelle Leistungen zumeist nicht. Sie stellen öffentliche Güter dar, die ohne staatliche Regulierung und ohne ökonomische Anreize meist nicht angemessen in Entscheidungen berücksichtigt und deshalb übernutzt oder beeinträchtigt werden.

Der Begriff Naturkapital ist eine ökonomische Metapher für den begrenzten Vorrat an physischen und biologischen Ressourcen der Erde, dem sog. natürlichen Kapitalbestand, und die begrenzte Bereitstellung von Gütern und Leistungen durch Ökosysteme. Das Naturkapital stellt zusammen mit Sachkapital (Maschinen, Produktionsanlagen etc.), Geldkapital und Humankapital (Arbeit und Wissen) die Grundlage für Wertschöpfung und Wohlergehen dar. Naturschutz und nachhaltiger Umgang mit unseren natürlichen Lebensgrundlagen sind daher ein Gebot ökonomischer Weitsicht und Verantwortung (Naturkapital Deutschland – TEEB DE, 2012).

Bundesprogramms zur Biologischen Vielfalt zur Umsetzung der Strategie.

Mit dem Stern-Report zur Ökonomie des Klimawandels (Stern, 2007) wurde erstmals eine systematische, ökonomische Perspektive auf ein globales Umweltproblem geworfen. Der Stern-Report hatte die Aufgabe, die gesellschaftlichen Kosten der Auswirkungen des fortschreitenden Klimawandels den gesellschaftlichen Nutzen frühzeitiger Klimaschutz- und Klimaanpassungsmaßnahmen gegenüberzustellen. Die Ergebnisse belegten eindrucksvoll, dass rechtzeitige Klimapolitik deutlich günstiger ist, als mit den teils dramatischen Kosten des Klimawandels in ökologischer, ökonomischer und sozialer Hinsicht zukünftig zu leben.

Kurz nach Erscheinen des Stern-Reports wurde im März 2007 unter der deutschen G8-Präsidentschaft gemeinsam mit der EU-Kommission die internationale TEEB-Initiative zur Ökonomie von Ökosystemen und der Biodiversität (TEEB: The Economics of Ecosystems and Biodiversity) initiiert (TEEB, 2008), um eine ökonomische Perspektive auf ein weiteres globales Umweltproblem zu werfen: die wirtschaftliche Bedeutung des globalen Verlusts der biologischen Vielfalt (Infobox 1.4). Die ökonomische Analyse von Biodiversität und Ökosystemleistungen soll helfen, deren Wert für Mensch und Gesellschaft sichtbar zu machen und Handlungsoptionen aufzuzeigen, durch die dieser Wert besser in Entscheidungen integriert werden kann, um insgesamt zu naturverträglicheren Produktions- und Konsummustern zu gelangen.

In Deutschland fördert das Bundesamt für Naturschutz mit Forschungsmitteln des BMUB seit 2012 das Vorhaben »Naturkapital Deutschland – TEEB DE« als nationalen Beitrag zum internationalen TEEB-Prozess (Naturkapital Deutschland – TEEB DE, 2012, www.naturkapital-teeb.de). Die Ziele von Naturkapital Deutschland – TEEB DE bestehen darin,

- ▶ den Zusammenhang zwischen den vielfältigen Leistungen der Natur, der Wertschöpfung der Wirtschaft und dem menschlichen Wohlergehen bewusst zu machen,
- ▶ einen Anstoß zu liefern, um die Leistungen und Werte der Natur genauer zu erfassen und in Deutschland sichtbarer zu machen,
- ▶ Möglichkeiten zu untersuchen und Vorschläge zu entwickeln, um Naturkapital besser in private und öffentliche Entscheidungsprozesse einzubeziehen, damit langfristig

INFOBOX 1.4

Die TEEB-Initiative

Die internationale TEEB-Initiative wurde mithilfe zahlreicher weiterer Institutionen unter der Schirmherrschaft des Umweltprogramms der Vereinten Nationen (UNEP) und unter Leitung des Ökonomen Pavan Sukhdev durchgeführt. Als Leitbild des TEEB-Prozesses wurde formuliert: »Die Biodiversität in all ihren Dimensionen – Qualität, Quantität und Vielfalt der Ökosysteme, Arten und Gene – muss nicht nur aus gesellschaftlichen, ethischen oder religiösen Gründen erhalten werden, sondern auch im Sinne des wirtschaftlichen Nutzens für heutige und künftige Generationen. Erstrebenswert ist daher eine Gesellschaft, die ökonomisch verantwortlich mit ihrem natürlichen Kapital umgeht« (TEEB, 2010). Die Ergebnisse der TEEB-Studie sind zwischen 2008 und 2012 veröffentlicht worden (www.teebweb.org).

Die internationale TEEB-Studie hat seitdem zu zahlreichen Nachfolgeaktivitäten geführt. Hierzu gehören u.a. Studien auf nationaler Ebene, die eine solche ökonomische Perspektive auf die Natur und ihre Ökosystemleistungen haben, und ein Handbuch, das für die Durchführung solcher Vorhaben die bestehenden Erfahrungen der verschiedenen Länder zusammenfasst und auswertet sowie Handlungsempfehlungen für Entscheidungsträger gibt.

die natürlichen Lebensgrundlagen und die biologische Vielfalt erhalten werden.

Hauptaufgabe des Vorhabens »Naturkapital Deutschland – TEEB DE« ist die Erarbeitung von vier thematischen Berichten, die ökonomische Argumente für die Erhaltung des Naturkapitals liefern und damit ethische und ökologische Begründungen sinnvoll ergänzen.

Der erste hier vorliegende Bericht stellt die Beziehungen zwischen Klimapolitik und Naturkapital in den Mittelpunkt der Betrachtungen. Aufgabe dieses ersten Berichtes ist es, die Synergien und Konflikte zwischen Klimapolitik, Naturschutzpolitik und weiteren relevanten Sektoren wie z. B. der Land- und Forstwirtschaft auszuloten sowie auf der Basis ökonomischer Argumente Empfehlungen für die Klimapolitik und die Naturschutzpolitik abzuleiten. Die inhaltlichen Schwerpunkte liegen auf folgenden Fragen:

1. Welche Veränderungen ergeben sich für Biodiversität und Ökosysteme im Zuge des Klimawandels und der angestrebten Energiewende?
2. Welchen Beitrag können biodiversitätsfördernde Landnutzungsformen und die damit verbundenen Ökosystemleistungen zur Abschwächung des Klimawandels (Mitigation) und zur Anpassung an den Klimawandel (Adaptation) leisten?

Das Besondere an diesem Bericht ist, dass hier der Fokus bewusst auf eine ausgewählte Ökosystemleistung der Natur – wir nennen sie »Klimaleistung« – gerichtet ist; andere Ökosystemleistungen treten demgegenüber in den Hintergrund der Betrachtung. Das soll nicht bedeuten, dass sie unwichtiger sind; die vorliegende Studie konzentriert sich lediglich darauf zu zeigen, wie zwei zentrale Politikfelder miteinander verknüpft sind.

1.3 AUFBAU DER STUDIE

Im sich anschließenden Kapitel 2 dieses Berichtes werden zunächst wichtige Grundlagen und Möglichkeiten einer ökonomischen Perspektive auf Natur und Ökosystemleistungen dargelegt. Neben der Definition und Kategorisierung von Ökosystemleistungen werden die Logik einer ökonomischen Bewertung und ihre Methoden erläutert. Darauf aufbauend werden ausgewählte klimarelevante Problematiken einer ökonomischen Bewertung, wie die Diskontierung zukünftiger Schäden sowie die Bewertung von Klimaschäden mittels Schadens- und Vermeidungskosten, genauer beleuchtet.

Der Frage, wie sich Klimawandel und Klimapolitik auf die biologische Vielfalt und Ökosystemleistungen auswirken, wird in Kapitel 3 nachgegangen. Dabei werden neben den Auswirkungen des Klimawandels auf einzelne Arten und Lebensgemeinschaften auch der Stellenwert erneuerbarer Energieträger und mögliche Konflikte bzw. Synergien zwischen Klimapolitik, Ökosystemleistungen und biologischer Vielfalt thematisiert.

In den folgenden fünf Kapiteln wird die Rolle der Natur in Klimaschutz und Klimaanpassung untersucht. Dabei wird anhand von Fallbeispielen aufgezeigt, wie der ökonomische Wert der Natur und ihrer Ökosystemleistungen berücksichtigt werden kann und welche Nutzen und Kosten mit verstärkten Schutzstrategien verbunden sind. In Kapitel 4 wird die Rolle der Landwirtschaft in Klimaschutz und Klimaanpassung erläutert. Darauf aufbauend werden in Kapitel 5 die Wiedervernässung kohlenstoffreicher Böden und deren Klimawirkung gesondert betrachtet. In Kapitel 6 stehen die Klimaschutzleistungen des Waldes im Vordergrund. Auen und Fließgewässer und deren Rolle in Klimaschutz und Klimaanpassung sind Gegenstand des Kapitels 7. Als letztes Kapitel zur Rolle der Natur in Klimaschutz und Klimaanpassung werden in Kapitel 8 die Küsten und Meere thematisiert.

Zum Schluss werden in Kapitel 9 Möglichkeiten der Integration des Ökosystemleistungsansatzes und der ökonomischen Inwertsetzung von Naturkapital in die politische und planerische Praxis aufgezeigt. Hier werden beispielhaft Handlungsalternativen aufgezeigt, um Klimapolitik und den Schutz der biologischen Vielfalt und von Ökosystemleistungen zukünftig wirkungsvoll zu vereinen.

LITERATUR

- BECKER, P., JACOB, D., DEUTSCHLÄNDER, T., IMBERY, F., NAMYSLO, J., MÜLLER-WESTERMEIER, G., ROOS, M., 2012. Klimawandel in Deutschland. Folgen für Deutschland. In: Mosbrugger, V., Brasseur, G., Schaller, M., Stribny, B. (Hrsg.), Klimawandel und Biodiversität. WBG: Darmstadt, 23–37.
- BFN – BUNDESMINISTERIUM FÜR NATURSCHUTZ, 2012. Daten zur Natur 2012. Bundesamt für Naturschutz. Landwirtschaftsverlag: Münster.
- BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 2007. Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn.
- BRAAT, L., TEN BRINK, P. (HRSG.), 2008. The cost of policy inaction (COPI): The case of not meeting the 2010 biodiversity target. Wageningen / Brussels.
- DE GROOT, R., FISHER, B., CHRISTIE, M., ARONSON, J., BRAAT, L., GOWDY, J., HAINES-YOUNG, R., MALTBY, E., NEUVILLE, A., POLASKY, S., PORTELA, R., RING, I., 2010. Integrating the Ecological and Economic Dimensions in Biodiversity and Ecosystem Service Valuation. In: TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations. Edited by P. Kumar. Earthscan, London and Washington, D.C., 9–40.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2011. Lebensversicherung und Naturkapital: Eine Biodiversitätsstrategie der EU für das Jahr 2020. Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. KOM (2011) 244 endgültig, Brüssel. Download 14.10.2014 (http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/comm2006/pdf/2020/comm_2011_244/1_DE_ACT_part1_v2.pdf)
- HAINES-YOUNG, R., POTSCHIN, M., 2013. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003. Download 14.10.2014 (http://cices.eu/wp-content/uploads/2012/07/CICES-V43_Revised-Final_Report_29012013.pdf)
- IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 2013. Summary for Policymakers. In: Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (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 University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 3–33.
- KORNECK, D., SCHNITTNER, M., KLINGENSTEIN, F., LUDWIG, G., TAKLA, M., BOHN, U., MAY, R., 1998. Warum verarmt unsere Flora? Auswertung der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde 29: 299–444.
- MA – MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, D.C.
- MACE, G., MASUNDIRE, H., BAILLIE, J., 2005. Biodiversity. In: Millennium Ecosystem Assessment, Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends. Island Press, Washington, D.C., 77–122.
- NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE, 2012. Der Wert der Natur für Wirtschaft und Gesellschaft – Eine Einführung. ifuplan, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Bundesamt für Naturschutz, München, Leipzig, Bonn. Download 14.10.2014 (<http://www.naturkapital-teeb.de/publikationen/projekteigene-publikationen.html>)
- ROCKSTRÖM, J., STEFFEN, W., NOONE, K., PERSSON, A., CHAPIN, F.S., LAMBIN, E.F., LENTON, T.M., SCHEFFER, M., FOLKE, C., SCHELLNHUBER, H.J., NYKVIST, B., DE WIT, C.A., HUGHES, T., VAN DER LEEUW, S., 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: 472–475.
- STERN, N., 2007. The economics of climate change: the Stern review. Cambridge University Press, Cambridge.
- TEEB – THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY, 2008. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: An interim report. Download 14.10.2014 (http://www.teebweb.org/media/2008/05/TEEB-Interim-Report_English.pdf)
- TEEB – THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY, 2010. Die Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität: Die ökonomische Bedeutung der Natur in Entscheidungsprozesse integrieren. Ansatz, Schlussfolgerungen und Empfehlungen von TEEB – eine Synthese. Download 14.10.2014 (http://www.teebweb.org/wp-content/uploads/Study%20and%20Reports/Reports/Synthesis%20report/Synthesis_German.pdf)

KOORDINIERENDE AUTORINNEN UND AUTOREN

IRENE RING, HENRY WÜSTEMANN

AUTORINNEN UND AUTOREN

ALETTA BONN, KARSTEN GRUNEWALD, ULRICH HAMPICKE,
VOLKMAR HARTJE, KURT JAX, STEFAN MARZELLI, JÜRGEN MEYERHOFF,
BURKHARD SCHWEPPE-KRAFT

GUTACHTER

KLAUS GLENK, KLAUS MÜLLER, CHRISTIAN SCHLEYER, REIMUND SCHWARZE

2.1	Das Konzept der Ökosystemleistungen, ihre Klassifikation und Erfassung	21
2.2	Ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen	29
2.2.1	Ansatz und Methoden einer ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen	30
2.2.2	Diskontierung zukünftiger Schäden und Nutzen	35
2.3	Ansätze zur ökonomischen Bewertung von Klimaschäden	39
2.3.1	Vermeidungskosten	40
2.3.2	Marktpreise im Emissionshandel	43
2.3.3	Schadenskosten	44
2.3.4	Politikimplikationen von Schadenskosten des Klimawandels	50
2.3.5	Zusammenfassung des Standes der Forschung, der staatlichen Praxis und Konsequenzen für diese Studie	55
	Literatur	57

Kernaussagen

- Das Konzept der Ökosystemleistungen bietet eine geeignete analytische Grundlage, um die Wechselwirkungen zwischen Klimapolitik und Klimawandel und unseren natürlichen Lebensgrundlagen systematisch zu betrachten.
- Eine ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen ist hilfreich, um die hohe Bedeutung natürlicher und genutzter Ökosysteme für Klimaschutzpolitik und Klimaanpassung zu erkennen und die gegebenen Optionen zu bewerten und zu nutzen.
- Für die Bewertung von unterschiedlichen Ökosystemleistungen kann eine Bandbreite von verschiedenen ökonomischen Bewertungsmethoden eingesetzt werden. Für klimarelevante Leistungen erfolgt dies in der Praxis bisher vorrangig über kostenbasierte Ansätze mittels Schadens- und Vermeidungskosten. Bei den Kosten des Klimawandels ist die Nutzung von Schadenskosten das angemessene Verfahren, das aber mit erheblichen Unsicherheiten und methodischen Problemen behaftet ist. Bei einer Einigung auf Minderungsziele im Klimaschutz sind Vermeidungskosten eine plausible Ersatzlösung.
- Für die Schätzung der Schadenskosten des Klimawandels gibt es international bereits eine umfangreiche Forschung. Angesichts der Unsicherheiten innerhalb der Wirkungskette von den Emissionen zu den Konsequenzen und Schäden des Klimawandels sowie des langen Zeithorizontes weisen die Schätzungen eine hohe Bandbreite der Werte je Tonne heute emittierter Treibhausgase auf.
- Weiterhin besteht noch ein großer Dissens innerhalb der Wissenschaft und der Politik, wie die Schäden der nächsten hundert Jahre und in den Ländern der Welt mit niedrigem Einkommen gewichtet und zu einer Gesamtzahl zusammengefasst werden sollen. Die Regierungen einiger Industrieländer haben für ihre Politik in diesem Zusammenhang bereits Zahlen beschlossen, aber auch sie weisen eine große Bandbreite auf.
- Die Vorstellung aus den Wirtschaftswissenschaften, mithilfe der Schätzung der Schadenskosten der Klimaänderung eine zuverlässige, strategische Orientierung für die globale Klimapolitik zu gewinnen, hat sich nicht realisieren lassen. Trotz der Unsicherheiten bei der Modellierung und des Dissenses bei der Diskontierung und Verteilungsgewichtung (Equity Weighting) bieten aber die vorhandenen Schätzungen der Schadenskosten eine Orientierung bei der ökonomischen Bewertung von Projekten und Programmen mit Klimawirkungen.
- In diesem Bericht wird vorgeschlagen, die Interessen der zukünftigen Generationen und der Länder mit niedrigem Einkommen sehr stark zu berücksichtigen und entsprechend hoch zu gewichten. Aufbauend auf einer Studie für das Umweltbundesamt werden für diesen Bericht Schadenskosten mit einer Bandbreite von 80–120 €/t CO₂ für die laufende Dekade vorgeschlagen. Angesichts der Unsicherheiten bei der Modellierung der Schäden des Klimawandels ist hier noch mit Revisionen in Richtung Erhöhung zu rechnen.

2.1 DAS KONZEPT DER ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN,
IHRE KLASSIFIKATION UND ERFASSUNG

Die dem Konzept der Ökosystemleistungen zugrunde liegende Idee, dass Menschen auf die Natur angewiesen sind und in vielfältiger Weise einen Nutzen aus ihr ziehen, ist bereits sehr alt. Im Sinne eines wissenschaftlichen Begriffs wurde diese Idee jedoch erst ab Mitte des 20. Jahrhunderts formalisiert, und zwar in der Ökonomie (für eine

historische Übersicht Gómez-Baggethun et al., 2010), der Landschaftsplanung (Albert et al., 2012) und im Naturschutzkontext (Ehrlich und Ehrlich, 1981), dabei jedoch z. T. mit anderen Bezeichnungen wie Natur- oder Landschaftsfunktionen (Langer et al., 1985; Bastian, 1991; de Groot, 1992) oder »Leistungen der Natur«. Der heute dominante Ausdruck Ökosystemleistungen (engl. ecosystem services) wurde in prominenter Weise im Kontext einer Begründung des

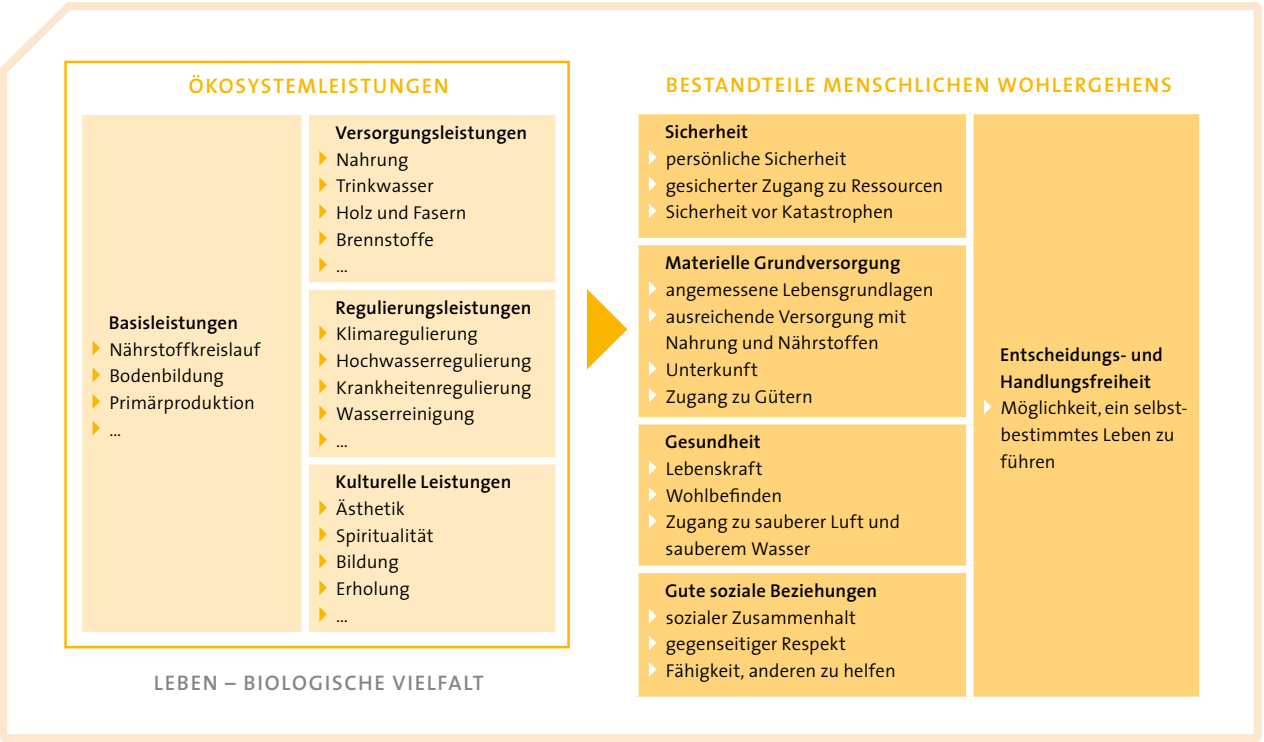
Artenschutzes durch Paul und Anne Ehrlich (1981) eingeführt. In weiteren Kreisen wurde das Konzept jedoch erst in den letzten 20 Jahren bekannt, zunächst durch die Publikationen von Daily (1997) sowie Costanza et al. (1997), besonders aber – und ab da auch im politischen Bereich – durch das Millennium Ecosystem Assessment (MA, 2005). Letzteres machte das Konzept der Ökosystemleistungen, strukturiert nach Basisleistungen, Versorgungsleistungen, Regulierungsleistungen und kulturellen Leistungen, zum zentralen Organisationsprinzip für die Bewertung von Zustand und Trends der Ökosysteme auf der Erde und deren Bedeutung für die verschiedenen Dimensionen menschlichen Wohlergehens (human well-being) (Abbildung 2.1; Naturkapital Deutschland – TEEB DE, 2012, S. 23).

Die Sichtbarmachung und Systematisierung der vielfältigen Wechselbeziehungen zwischen Ökosystemen und menschlichem Wohlergehen ist der Kern aller heutigen Ausformulierungen des Konzepts, jenseits einer Vielzahl spezifischer Definitionen und Klassifizierungen von Ökosystemleistungen

und Kategorien menschlichen Wohlergehens. Die unterschiedlichen Kontexte, aus denen dieses Konzept sowie verwandte Konzepte wie z.B. Wald- und Landschaftsfunktionen oder das Konzept der multifunktionellen Landnutzung hervorgegangen sind (Infobox 2.1), führen zu einer Betonung bestimmter Elemente und damit zu unterschiedlichen Schemata, nach denen die Zusammenhänge dargestellt werden.

Abbildung 2.2 gibt die wichtigsten dieser Elemente wieder. Auf der einen Seite finden sich dabei natürliche bzw. naturnahe und genutzte Ökosysteme, die bezüglich ihrer Strukturen und Prozesse sowie den sogenannten Ökosystemfunktionen unterteilt werden. Ökosystemfunktionen stehen dabei für die Teilmenge der Ökosystemstrukturen und -prozesse, die für die Ökosystemleistungen relevant ist (de Groot et al., 2002; Potschin und Haines-Young, 2011). Diese Funktionen werden oft auch im Sinne der Kapazität (von Haaren und Albert, 2011), der Potentiale (Grunewald und Bastian, 2013) oder Leistungsfähigkeit eines Ökosystems

ABBILDUNG 2.1 ▶ Das Millennium Ecosystem Assessment (MA, 2005) hat ein Konzept zur Klassifizierung der weltweiten Ökosystemleistungen sowie ihrer Bedeutung für das Wohlergehen der Menschen erarbeitet. Demnach bilden Ökosystemleistungen Grundlagen für Sicherheit, materielle Grundversorgung, Gesundheit, soziale Beziehungen und Handlungsfreiheit. (Quelle: Naturkapital Deutschland – TEEB DE, 2012, S. 23; übersetzt und verändert nach MA, 2005; BfN, 2012).



INFOBOX 2.1

Ökosystemleistungen und verwandte Konzepte

Waldfunktionen: Komplementär zur Ableitung der potentiell im Naturdargebot begründeten Nutzungseignung entwickelte sich besonders in Mitteleuropa eine funktionsräumliche Betrachtungsweise, wonach die Landschaftsräume gesellschaftliche Funktionen erfüllen (Mannsfeld und Grunewald, 2013). Der wissenschaftliche Diskurs zu den Waldfunktionen lässt sich bis in das frühe 19. Jahrhundert zurückverfolgen (Riegert und Bader, 2010). Speidel (1966) beschrieb die mannigfaltigen, dem Menschen zugutekommenden Funktionen des Waldes, die über die Holzproduktion weit hinausgehen, was sich bis heute in den »Waldfunktionenkartierungen« der Bundesländer niederschlägt. Nach Bürger-Arndt (2013) repräsentieren die Ökosystemleistungen des Waldes das verbindende Element zwischen den gesellschaftlichen Ansprüchen an den Wald (Waldfunktionen) und seinen Ökosystemeigenschaften bzw. ökologischen Funktionen, die in der Forstliteratur als »Waldwirkungen« bezeichnet werden (vgl. Ring (2013) für eine Anwendung des Ökosystemleistungskonzeptes auf Wälder).

Landschaftsfunktionen: Der Begriff der Landschaftsfunktionen setzte sich seit den 1980er Jahren zunehmend in der Landschaftsplanung durch (z. B. Langer et al., 1985). Die Landschaftsfunktionen sollten dabei aus einem systemischen Verständnis der Ökosysteme eine funktionsräumliche Betrachtung der Landschaft und deren Bedeutung für die Gesellschaft vermitteln (Mannsfeld, 1999). Das Bundesnaturschutzgesetz unterstreicht in § 1 Ziffer 5 das Erhaltungsgebot der Leistungs- und Funktionsfähigkeit von Landschaften (BNatSchG, 2009).

Landschaftsfunktionen betrachten über die marktwirtschaftlich genutzten Funktionen hinaus insbesondere solche Aspekte der Landschaft, die in den kommerziellen Märkten unberücksichtigt bleiben und daher durch öffentliche Planung abgedeckt werden müssen (von Haaren, 2004).

Multifunktionalität: Das Konzept der Multifunktionalität wurde erstmals durch den deutschen Forstwissenschaftler Dietrich (1953) in die wissenschaftliche Diskussion eingeführt. Haber (1971) hat mit dem verwandten Konzept der differenzierten Bodennutzung die ökologische Planung stark geprägt. Schließlich tauchte das Konzept der Multifunktionalität Anfang der 1990er Jahre verstärkt in der agrarpolitischen Diskussion auf. Multifunktionalität bedeutet, dass neben der Produktion von klassischen Gütern der Agrar- und Forstwirtschaft wie Milch, Fleisch und Holz (Commodity Outputs) zahlreiche öffentliche Güter wie ein spezifisches Landschaftsbild und Biodiversität (Non-Commodity Outputs) bereitgestellt werden und diese unterschiedlichen Güter in einer technologischen Abhängigkeit, der sogenannten Kuppelproduktion, zueinander stehen (OECD, 2001; Mann und Wüstemann, 2008). Werden im Ökosystemleistungskonzept die in der Natur vorhandenen Ökosystemkomponenten und -prozesse durch ihre gesellschaftliche Wertschätzung zu Ökosystemleistungen, wird im Multifunktionalitätskonzept betont, dass die sogenannten Non-Commodity Outputs Produkte spezifischer land- und forstwirtschaftlicher Produktionsverfahren sind und oftmals nur durch diese bereitgestellt werden können (siehe auch Kapitel 4, Infobox 4.1).

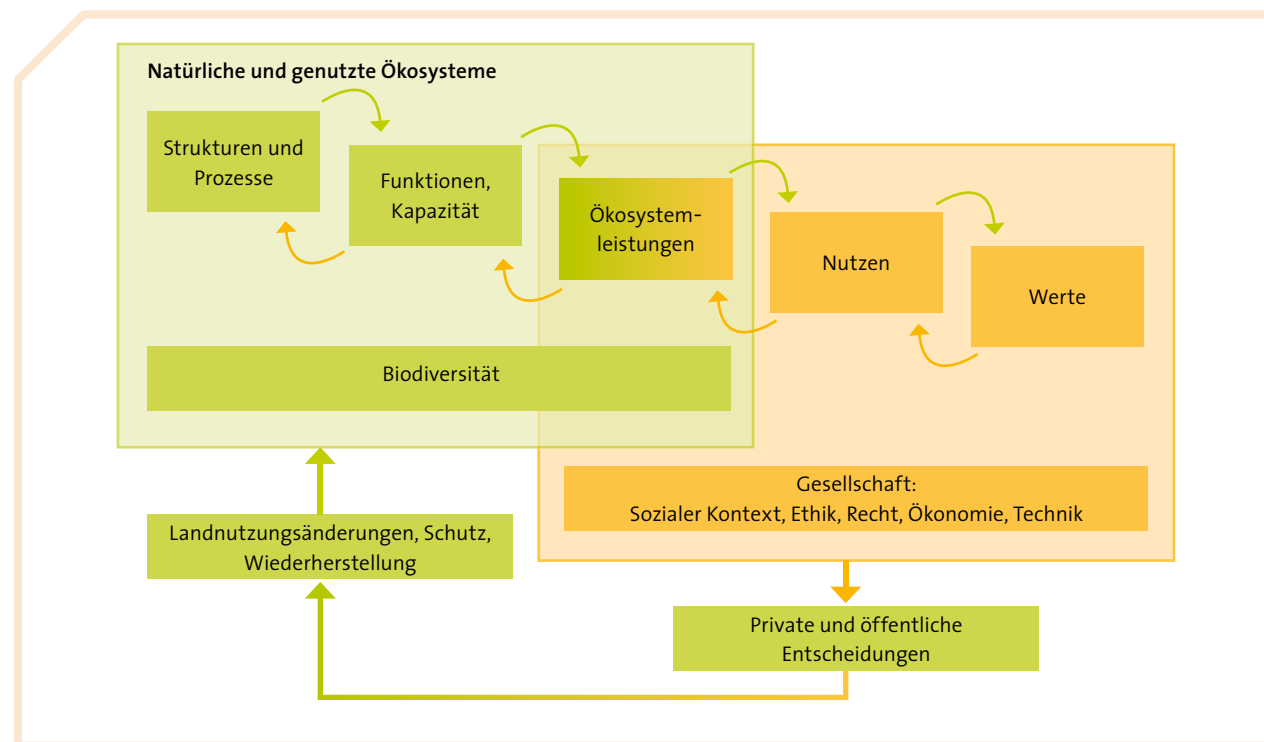
interpretiert, was aufgrund begrifflicher Parallelen die Einordnung in das System des deutschen Naturschutzrechtes bzw. der Landschaftsplanung vereinfacht. Funktionen bzw. Kapazitäten geben an, welche Leistungen die Natur für den Menschen erbringen könnte. Aufgrund der vielen Unsicherheiten, die mit dem Klimawandel verbunden sind, ist eine Erhaltung von Kapazitäten gerade für die Anpassung an den Klimawandel von besonderer Bedeutung.

Abbildung 2.2 verdeutlicht, dass eine wesentliche Komponente des Ökosystemleistungskonzeptes der Nutzen ist, den die Gesellschaft aus dem Ökosystem zieht und – davon zu unterscheiden – der Wert bzw. die Werte, die Menschen diesem Nutzen zuschreiben (monetäre wie nicht-monetäre).

Dabei ist zu beachten, dass Ökosystemleistungen nicht per se in der Natur existieren, sondern dass bestimmte Ökosystemkomponenten und -prozesse nur dadurch zu »Ökosystemleistungen« werden, insoweit sie einzelnen Menschen und der Gesellschaft einen Nutzen stiften bzw. wertgeschätzt werden (vgl. Infobox 2.2). Der Nutzen kann direkter oder indirekter Natur sein. Darüber hinaus gibt es in der Systematik des ökonomischen Gesamtwertes auch nutzungsunabhängige Werte wie den Vermächtnis- oder Existenzwert (vgl. Abschnitt 2.2.1, Infobox 2.5).

Angewandt auf den Klimawandel stellen die Ökosystemleistungen ganz konkrete Leistungen dar, die die Natur dem einzelnen Menschen oder der Gesellschaft bereitstellt, z. B. die

ABBILDUNG 2.2 ▶ Das Konzept der Ökosystemleistungen. Die Abbildung kann von links nach rechts gelesen werden, da Ökosystemstrukturen und -prozesse eine Voraussetzung für Ökosystemleistungen und deren individuelle und gesellschaftliche Nutzenstiftung sind; sie kann aber auch umgekehrt von rechts nach links gelesen werden, da Ökosystemkomponenten erst durch die Wertschätzung der Menschen zu Ökosystemleistungen werden. Nutzen ist hier im Sinne des englischen Begriffes »Benefits« als direkter Nutzen sowie Nutzen durch öffentliche und private Güter zu verstehen. (Quelle: verändert nach Ring, 2010; TEEB, 2010b; Potschin und Haines-Young, 2011).



Verminderung oder Vermeidung von Lawinen oder Muren, die Senkung von Hochwasserspitzen, die Reduzierung von Klimagasen oder die Bereitstellung einer ausreichenden Wassermenge bei häufigeren Hitze- und Trockenheitsereignissen. Natürliche Strukturen und Prozesse, die solche Wirkungen haben, werden erst dann zu Ökosystemleistungen im Sinne dieses Begriffes, wenn sie auch tatsächlich heute oder in Zukunft vom Menschen benötigt werden bzw. ihm direkt oder indirekt Nutzen stiften.

Die Verminderung von Hochwasserspitzen ist deshalb z.B. nur dann eine Ökosystemleistung, wenn die entsprechenden Hochwasser auch tatsächlich Menschen gefährden oder Schaden anrichten würden. Ohne einen entsprechenden heutigen oder zukünftigen Nutzen handelt es sich lediglich um Prozesse innerhalb des Naturhaushalts (Kasten links außen in Abbildung 2.2) und nicht gleichzeitig auch um Ökosystemleistungen.

Bei den Ökosystemleistungen kommt es auch stark auf die Nutzerperspektive an: was für die einen ein Nutzen ist, kann für andere ein Schaden sein. So wird z. B. der Beitrag der Natur zur pflanzlichen Produktion in einem Agrarökosystem als Ökosystemleistung gesehen, wenn dies der Nahrungsmittelproduktion dient. Dagegen wird die pflanzliche Produktion von »Unkräutern« von Landwirten und Gärtnern häufig als »unerwünschte« Ökosystemleistung (ecosystem disservice) betrachtet, kann aber z.B. aus naturschutzfachlicher Sicht als positive Leistung im Sinne der Erhaltung von seltenen Wildkräutern gesehen werden. Was in einer Gesellschaft wertgeschätzt wird, einen Nutzen stiftet und als ökosystemare Leistung nachgefragt wird, ist vom soziokulturellen Kontext, ethischen Überzeugungen, rechtlichen und institutionellen Rahmenbedingungen und technischen Möglichkeiten abhängig. Auch ist heute nicht jedes Element und jeder Prozess für die Kapazität oder das Potential von Ökosystemen, Ökosystemleistungen bereitzustellen, relevant. Dies kann sich aber mit zunehmendem Klimawandel ändern: so ist anzunehmen, dass die Bedeutung der Kühlungswirkung

von städtischem Grün mit zunehmendem Hitzestress in Städten steigen wird. Wie im Einzelnen, im Sinne kausaler Zusammenhänge, Ökosystemstrukturen und -prozesse sowie deren Dynamik mit spezifischen Ökosystemleistungen verbunden sind, ist weiterhin Gegenstand naturwissenschaftlicher Forschung. Dies gilt auch für die vielschichtigen Beziehungen zwischen der biologischen Vielfalt und verschiedenen Ökosystemleistungen. Dies liegt nicht zuletzt an dem breiten und in sehr unterschiedlicher Weise verwendbaren Begriff der Biodiversität (Infobox 2.3). Darüber hinaus bestehen zahlreiche Wechselwirkungen zwischen den Ökosystemleistungen selbst. Eine intensive Nutzung der Produktionsleistungen der Ökosysteme hat beispielsweise in der Vergangenheit häufig zur Abnahme von Regulations- und kulturellen Leistungen geführt (MA, 2005; Elmqvist et al., 2010). Es gibt aber auch zahlreiche positive Wechselwirkungen zwischen verschiedenen Ökosystemleistungen, z.B. geht in nassen Moorböden eine erhöhte Klimaregulation mit einer verbesserten Nährstoffretention, einer Sicherung der kulturellen Archive in Torfböden und einer Sicherung eines wertvollen Lebensraumes für die biologische Vielfalt einher.

INFOBOX 2.2

Exkurs zum Nutzen von Ökosystemleistungen

Ökosystemleistungen werden hier in Übereinstimmung mit TEEB (2010b) und dem Ansatz des britischen UK NEA (2011) als die Prozesse und Komponenten von Ökosystemen betrachtet, welche zum Nutzen für den Menschen führen (Abbildung 2.2) – im Gegensatz zur Definition des MA (2003), welche Ökosystemleistungen als den Nutzen selbst versteht. Die Ökosystemleistung in dem von uns verwendeten Sinne wäre also z. B. die mikrobielle Reinigung von Wasser oder die Blütenbestäubung durch Bienen, wobei der daraus entstehende Nutzen die mögliche Verwendung als Trinkwasser oder der erhöhte Ernteertrag der Fruchtart darstellt. Damit stehen Ökosystemleistungen in einem messbaren Sinne zwar gewissermaßen auf der Grenze von Ökosystem und gesellschaftlichem System, sind aber noch auf das Engste mit dem Ökosystem verbunden.

INFOBOX 2.3

Zum Verhältnis von Biodiversität und Ökosystemleistungen

Der Beitrag von Biodiversität zu Ökosystemleistungen erfolgt auf verschiedenen Ebenen (Mace et al., 2012). Die biologische Vielfalt

- ▶ ist Voraussetzung für alle Ökosystemleistungen einschließlich der Basisleistungen, da Biodiversität wichtige Ökosystemprozesse steuert (z. B. zahlreiche Nährstoffkreisläufe in Böden);
- ▶ kann Teil von Versorgungsleistungen sein (z. B. bestimmte Arten als wichtige Nahrungsquelle, Wildformen von Pflanzen und Tieren als genetische Ressource für Zuchtprogramme oder medizinische Produkte);
- ▶ geht in kulturelle Ökosystemleistungen ein, die von Menschen direkt wertgeschätzt werden (z. B. Möglichkeit zur Vogelbeobachtung und Naturerfahrung, Ästhetik einer vielfältigen Landschaft).

Aufgrund der vielschichtigen Beziehungen zwischen der biologischen Vielfalt und den Ökosystemleistungen (Ring et al., 2010) kann die Berücksichtigung des Ökosystemleistungskonzeptes in der gesellschaftlichen Entscheidungsfindung den Schutz und die nachhaltige Nutzung von Biodiversität lediglich ergänzen, aber niemals ersetzen. Je nachdem, welche Ökosystemleistungen im Zentrum der Betrachtung stehen, auf welche Synergien und Konflikte zwischen der Erhaltung der Biodiversität und den gewählten Ökosystemleistungen geachtet wird (sofern diese überhaupt bekannt sind), kann eine auf bestimmte Ökosystemleistungen begrenzte Umwelt- und Naturschutzpolitik auch zu Gefährdung und Verlust biologischer Vielfalt führen. Deshalb ist es sinnvoll, neben der Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen, z. B. im Rahmen der Weiterentwicklung der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung, die biologische Vielfalt als eigene Zielgröße und Nutzenkategorie mitzuführen, wie es Staub et al. (2011) für die Schweiz vorgeschlagen haben. Insbesondere behalten ordnungsrechtliche und planerische Instrumente zur Sicherung der biologischen Vielfalt weiterhin ihre Bedeutung.

Der Grad der Notwendigkeit, einzelne Komponenten des dargestellten Schemas (Abbildung 2.2) präzise zu definieren und zu messen, ist sehr unterschiedlich, je nachdem, welchem Zweck die Anwendung des Konzeptes der Ökosystemleistungen dienen soll. Solche Anwendungen reichen von der schlichten Bewusstmachung der Zusammenhänge von Ökosystemen und menschlichem Wohlergehen, über die Erfassung und Abschätzung der Leistungen (Ökosystem-Assessments) auf verschiedenen Skalen bis hin zur Bewertung mit monetären und nicht-monetären Methoden – mit dem Ziel, Politik, Planung und Entscheidungsfindung zu unterstützen.

Klassifikation und Erfassung von Ökosystemleistungen

Zur Definition und Kategorisierung von Ökosystemleistungen gibt es eine umfangreiche Diskussion (z.B. Boyd und Banzhaf, 2007; Potschin und Haines-Young, 2011; Nahlik et al., 2012; Grunewald und Bastian, 2013), wobei die Kataloge des Millennium Ecosystem Assessment (MA, 2005), der TEEB-Initiative (TEEB, 2010b), des UK NEA (UK NEA, 2011) und CICES (Potschin und Haines-Young, 2011) die bekanntesten sind. Ziel der Klassifikationen ist es, Ökosystemleistungen zur Umweltindikation, zur nationalen Berichterstattung und Messbarkeit umweltpolitischer Ziele erfassen, ein- und zuordnen sowie abschätzen zu können. Wichtige Kriterien für die Auswahl des jeweiligen Kataloges sind Aussagekraft, Nutzbarkeit, Umsetzbarkeit, Verständlichkeit und Eignung zur internationalen Standardisierung sowie ggf. Kompatibilität mit der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung (Staub et al., 2011).

Auf europäischer Ebene läuft derzeit ein Prozess zur Vereinheitlichung der Systematisierung von Ökosystemleistungen. Die Europäische Biodiversitätsstrategie strebt die Kartierung der Ökosysteme und ihrer Leistungen durch die Mitgliedsstaaten bis 2014 (Maßnahme 5a) und die Einbeziehung von Ökosystemleistungen in die volkswirtschaftliche Gesamtrechnung und nationale Berichterstattung bis 2020 (Maßnahme 5b) an (Europäische Kommission, 2011). Dazu wird im Auftrag der Europäischen Umweltagentur seit 2009 eine gemeinsame internationale Klassifikation von Ökosystemleistungen (CICES: Common International Classification of Ecosystem Services) (Haines-Young und Potschin, 2013) erarbeitet, mit dem Ziel eines praktikablen, einheitlichen und konsistenten Rahmens für die Erfassung von Ökosystemleistungen in Europa. Obwohl schon weit fortgeschritten, befindet sich diese Klassifikation derzeit noch in Überarbeitung, sodass es Unsicherheiten bei der Definition und Abgrenzung einzelner Ökosystemleistungen

gibt. Schließlich soll die zu entwickelnde Klassifikation auch mit den international verabschiedeten statistischen Standards der Umweltökonomischen Gesamtrechnung kompatibel sein (SEEA, 2012).

Der CICES-Rahmen ist hierarchisch organisiert und umfasst mehrere Ebenen: Kategorien, Bereiche, Gruppen und Klassen (Tabelle 2.1). Die übergeordneten Kategorien umfassen die Versorgungsleistungen, Regulierungsleistungen und kulturellen Leistungen aus dem Millennium Ecosystem Assessment (MA, 2005), die sich systematisch in Bereiche und Gruppen untergliedern. Basisleistungen, wie z.B. Nährstoffkreisläufe, werden als Grundlage aller anderen Ökosystemleistungen verstanden. Sie tauchen in dieser Klassifikation nicht auf, da sie nur indirekt über ihren Einfluss auf die Versorgungs-, Regulierungs- und kulturellen Leistungen Nutzen stiften. CICES hat sich nach mehrjähriger Konsultation darauf festgelegt, nur solche Prozesse und/oder Produkte aufzunehmen, die biologische Anteile beinhalten. Abiotische Leistungen wie Wind- oder Geothermie werden also nicht als Ökosystemleistungen geführt. Sie können ggf. in einer Parallelklassifikation als »Umweltleistungen« thematisiert werden.

Die Organisation des CICES-Katalogs ist flexibel und offen gestaltet, sodass auf der Ebene der Klassen und ggf. Unterklassen aus nationaler und regionaler Sicht relevante Ökosystemleistungen und entsprechende Indikatoren zu deren Erfassung zugeordnet werden können. So wird mit CICES ein Rahmen für eine einheitliche Systematisierung von Ökosystemleistungen geschaffen, der auf europäischer Ebene zumindest einen groben Vergleich von Entwicklungen erlaubt.

Zur Vermeidung der Doppelerfassung ist auf eine klare Definition und scharfe Trennung der Ökosystemleistungen und der zu ihrer Erfassung verwendeten Indikatoren zu achten: so kann ein und dieselbe Leistung eine Zwischenstufe (intermediäre Leistung) für eine andere direkt nutzenstiftende Ökosystemleistung oder bereits selbst die endgültig nachgefragte Ökosystemleistung (finale Ökosystemleistung) darstellen. Dies ist besonders wichtig für die ökonomische Bewertung und die Einbeziehung von Ökosystemleistungen in die Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung (VGR), da hier nur endgültig nachgefragte Ökosystemleistungen berücksichtigt werden. So geht ein auf dem Markt gekaufter Apfel direkt in die VGR ein; wird der Apfel jedoch zu Apfelsaft verarbeitet, wird nicht der Apfel als Zwischenprodukt, sondern im Endeffekt lediglich der Apfelsaft in der VGR erfasst. Analog muss für Ökosystemleistungen entschieden werden,

TABELLE 2.1 ▶ Klassifikation der Ökosystemleistungen nach CICES.
(Common International Classification of Ecosystem Services; Quelle: verändert nach Haines-Young und Potschin, 2013).

Bereich	Gruppe	Klasse
Kategorie: Versorgungsleistungen		
Nahrungsmittel	Pflanzliche und tierische Nahrungsmittel	Kulturpflanzen und deren Produkte
		Nutztiere und deren Produkte
		Wildpflanzen, Algen und deren Produkte
		Wildtiere und deren Produkte
		Pflanzen und Algen aus in-situ Aquakultur
		Tiere aus in-situ Aquakultur
	Trinkwasser	Trinkwasser aus Oberflächengewässern
		Trinkwasser aus Grundwasservorkommen
Rohstoffe	Pflanzliche und tierische Rohstoffe	Pflanzliche und tierische Rohstoffe (Holz, Fasern, etc.) für direkte Nutzung und Verarbeitung (z.B. Festlegung von CO2 in Holzprodukten)
		Pflanzliche und tierische Rohstoffe zum Einsatz in der Landwirtschaft
	Genetische Ressourcen	Genetische Ressourcen
Energie	Brauchwasser	Brauchwasser aus Oberflächengewässern
		Brauchwasser aus Grundwasservorkommen
	Energetische Biomasse	Pflanzliche Energierohstoffe
	Mechanische Energie	Tierische Energierohstoffe
Kategorie: Regulierungs- und Erhaltungsleistungen		
Regulierung (Abbau, Festlegung etc.) von Schadstoffen und Abfällen	Regulierung durch Lebewesen	Biologische Sanierung von Umweltbelastungen durch Mikroorganismen, Algen, Pflanzen und Tiere
	Regulierung durch ökosystemare Prozesse	Filtration / Festlegung / Speicherung / Akkumulation durch Mikroorganismen, Algen, Pflanzen und Tiere
Regulierung von Massenbewegungen	(Fest-)Massenbewegung	Filtration / Festlegung / Speicherung / Akkumulation durch Ökosysteme
		Verdünnung durch Atmosphäre, Süßwasser- und marine Ökosysteme
	Wasserhaushalt und -abfluss	Minderung von Geruch / Lärm / visuellen Störungen
		Stabilisierung von Festmassen (Erde, Sand, Schnee etc.) und Regulierung von Bodenerosion
Erhaltung von physikalischen, chemischen und biologischen Bedingungen	Luft- und Gasmassenbewegung	Stabilisierung und Verminderung von Sediment- und Geschiebebewegungen
		Erhalt des Wasserhaushalts und des Abflussregimes
	Erhaltung von Lebenszyklen, Habitaten und Genpools	Hochwasserschutz
		Schutz vor Sturmgefahren
	Schädlings- und Krankheitskontrolle	Luftaustausch und Verdunstung
		Bestäubung und Diasporenverbreitung
Erhaltung von physikalischen, chemischen und biologischen Bedingungen	Bodenbildung, -aufbau und -zusammensetzung	Erhaltung von Aufzuchtpopulationen und -habitaten
		Kontrolle von Schädlingen
	Wasserqualität	Kontrolle von Krankheitserregern
		Verwitterungsprozesse und Bodenaufbau
	Luftqualität und Klimaregulierung	Zersetzung und Fixierung organischer Substanz
Kategorie: Kulturelle Leistungen		
Physische und kognitive Erfahrung von Lebewesen, Lebensräumen und Landschaften	Physische und erlebnisbasierte Erfahrungen / Erholung	Wasserqualität von Süßwasser (-Ökosystemen)
	Kognitive und emotionale Interaktion	Wasserqualität von Salzwasser (-Ökosystemen)
		Globale Klimaregulierung durch Reduktion von Treibhausgasen, Kohlenstoffbindung
		Regulierung von Mikro-, Lokal- und Regionalklima
		Erleben von Tieren, Pflanzen und Landschaften
		Nutzung von Landschaften zum Wandern, Sportangeln etc.
Spirituelle, symbolische Bedeutung von Lebewesen, Lebensräumen und Landschaften	Spirituelle und symbolische Bedeutung	Wissenschaft
		Bildung
		Natur- und Kulturerbe
		Naturvermittlung, Unterhaltung durch Medien
	Andere kulturelle Leistungen	Ästhetik
Spirituelle, symbolische Bedeutung von Lebewesen, Lebensräumen und Landschaften	Spirituelle und symbolische Bedeutung	Symbolische Bedeutung
		Spirituelle Bedeutung
	Andere kulturelle Leistungen	Existenzwert
		Vermächtnis an zukünftige Generationen

ob sie eine finale Leistung der Ökosysteme oder eine Zwischenstufe für die Produktion anderer Ökosystemleistungen darstellen (Vorleistung).

Naturkapital Deutschland – TEEB DE baut in seinen Berichten auf dem aktuellen europäischen CICES-Katalog auf (Haines-Young und Potschin, 2013). Tabelle 2.1 stellt eine vorläufige deutsche Übersetzung der CICES-Systematik dar, die sich nah am aktuellen CICES-Text orientiert. Eine Zuordnung zu nationalen Indikatoren steht in Deutschland noch aus. Eine erste Systematik für die Erfassung von Ökosystemleistungen für Deutschland wurde im Rahmen des Forschungsvorhabens »TEEB-Deutschland Übersichtsstudie, Teil A: Bilanzierung von Ökosystemleistungen« entwickelt (Infobox 2.4; Marzelli et al., 2014).

Für den vorliegenden Bericht »Klimapolitik und Naturkapital« wird in Abgrenzung zu späteren Berichten ein Schwerpunkt auf die Betrachtung jener Ökosystemleistungen gelegt, die für die Klimaschutzpolitik besonders relevant sind. Hier ist vor allem die Ökosystemleistung »Globale Klimaregulierung durch Reduktion von Treibhausgasen« zu nennen, welche später im Kontext verschiedener Landnutzungs- und Ökosysteme (Kapitel 4 Landwirtschaft, Kapitel 5 kohlenstoffreiche Böden, Kapitel 6 Wälder) betrachtet wird. Der Bericht widmet sich aber auch ausgewählten Ökosystemen und deren Leistungen, die für die Klimaanpassung besonders relevant sind (vgl. Kapitel 7 Auen, Kapitel 8 Küsten). Die Stärke des Ökosystemleistungskonzeptes liegt gerade in der Betrachtung der Multifunktionalität und Interdepen-

denzen der Leistungen der Natur. Damit können Synergien und Zielkonflikte zwischen der Bereitstellung unterschiedlicher Ökosystemleistungen betrachtet werden. Beispielsweise führt die Überbetonung von Versorgungsleistungen häufig zur Abnahme von Regulierungs- und/oder kulturellen Leistungen (MA, 2005). Eine angepasste Landwirtschaft, z.B. durch Paludikultur auf wiedervernässten Moorböden (siehe Kapitel 5), kann jedoch auf der einen Seite Klimaregulierung durch vermiedene Treibhausgasemissionen und langfristige Kohlenstoffspeicherung im Boden fördern, auf der anderen Seite eine Produktion von z. B. Bau- und Energierohstoffen gewährleisten.

Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen sind eng verknüpft
Damit Naturkapital und Ökosystemleistungen in Entscheidungen eine angemessene Rolle spielen, ist es erforderlich, sich ein besseres Verständnis zu verschaffen über

- ▶ den derzeitigen Umfang der verschiedenen Ökosystemleistungen,
- ▶ die Veränderungen und Veränderungsursachen sowie
- ▶ die Bedeutung und den heutigen und zukünftigen Wert der aus den Ökosystemen resultierenden Leistungen.

Hierzu sind drei Schritte erforderlich (Naturkapital Deutschland – TEEB DE, 2012: 47):

- 1) die Leistungen der Natur sind zu identifizieren,
- 2) wenn möglich, mittels geeigneter Indikatoren und Kennziffern zu erfassen und
- 3) der durch Ökosystemleistungen gestiftete individuelle oder gesellschaftliche Nutzen ist mit geeigneten Methoden zu bewerten (Abbildung 2.3).

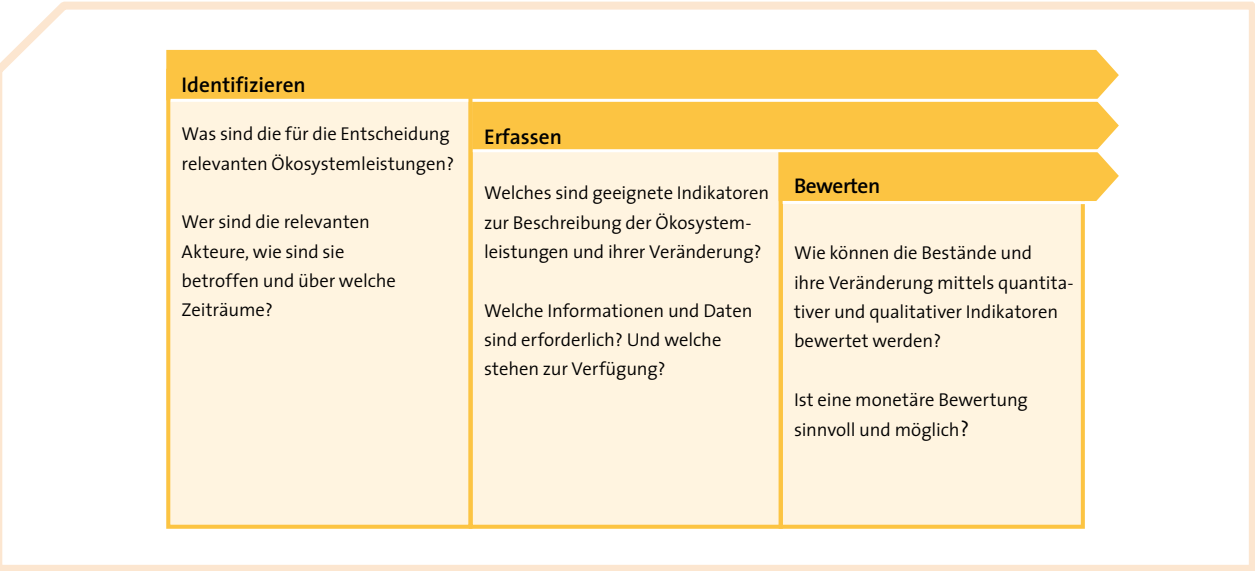
Der Nutzen von Ökosystemleistungen für den Menschen kann sich in sehr unterschiedlichen Wirkungszusammenhängen ergeben, z. B. durch die Bereitstellung konkreter Güter (z. B. sauberes Wasser), durch die Verminderung von Kosten (z. B. ersparte technische Maßnahmen zum Lawenschutz), aus der Reduzierung von Gefahren (Lawinen, Muren), als Basis für Aktivitäten (Erholung) oder als positive Wirkung für Psyche und Gesundheit (Landschaftsästhetik). Es kann sich um aktuellen Nutzen handeln, aber auch um Nutzen, der sich erst in Zukunft ergibt (z. B. Verminderung

INFOBOX 2.4

Erfassung von Ökosystemleistungen in Deutschland

Im Forschungsvorhaben »TEEB Deutschland Übersichtsstudie, Teil A: Bilanzierung von Ökosystemleistungen« des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) wurden für ausgewählte Versorgungs-, Regulierungs- und kulturelle Leistungen Vorschläge für geeignete Indikatoren, Daten und Kartendarstellungen erarbeitet. Dazu wurde eine Beschreibung der Indikatoren und eine erste Einschätzung der Datenlage in Indikatorenkennblättern zusammengestellt (Marzelli et al., 2014). Die Arbeiten können einen ersten Schritt zur Umsetzung der Anforderungen aus Ziel 2 Maßnahme 5 der europäischen Biodiversitätsstrategie darstellen.

ABBILDUNG 2.3 ▶ Die Vorgehensweise bei der Bewertung von Ökosystemleistungen.
(Quelle: Naturkapital Deutschland – TEEB DE, 2012, S. 47).



von zukünftigen Schäden aufgrund von Treibhausgasemissionen). Aufgrund der Unterschiedlichkeit der verschiedenen Nutzenarten gibt es kein einheitliches Verfahren, den Wert von Ökosystemleistungen zu messen. Je nach Art des Nutzens sowie des konkreten gesellschaftlichen Kontextes kann dieser Nutzen qualitativ erfasst (z. B. durch die Beschreibung des individuellen Wohlbefindens von Menschen), quantifiziert (z. B. Tonnen Kohlenstoffspeicherung von Bäumen) und ggf. ökonomisch bewertet, d.h. monetarisiert werden (z. B. vermiedene Hochwasserschäden durch intakte Auen) (vgl. Abbildung 2.4).

Eine Bewertung von Ökosystemleistungen kann, muss aber nicht mit ökonomischen Methoden erfolgen (Ring et al., 2010). Beispiele für andere sozialwissenschaftliche Methoden sind Fokusgruppen, interviewbasierte oder fragebogen-gestützte sowie deliberative Methoden, die eingesetzt werden können, um den Wert bestimmter Ökosystemleistungen für Individuen oder ausgewählte Personenkreise zu ermitteln (TEEB, 2010a). Bei ökonomischen Bewertungen, aber auch bei anderen Bewertungsmethoden stellt die Erfassung zukünftiger Nutzen immer ein besonderes Problem dar (vgl. Abschnitt 2.2.2). Ein Grund hierfür ist die Unsicherheit zukünftiger Entwicklungen. Zum Klimawandel gibt es unterschiedliche Szenarien, die sich in ihren Wirkungen und in ihren Eintrittswahrscheinlichkeiten zum Teil deutlich unterscheiden. Ob die Wälder in Zukunft eine erhöhte innere Stabilität benötigen, um ihre Funktionen weiter erfüllen zu können, und ob

die derzeit noch vorhandenen überflutbaren Auenbereiche aufgrund vermehrter Hochwasserereignisse noch wichtiger werden, hängt davon ab, welche der möglichen Entwicklungsszenarien sich tatsächlich einstellen werden.

Die ökonomische Bewertung (siehe Abschnitt 2.2) erfasst aus dem Gesamtbereich der Ökosystemleistungen in der Praxis zumeist nur einen Ausschnitt. Dies liegt am unvollständigen Wissen über die genauen ökologischen und ökonomischen Wirkungen von Veränderungen oder an mangelhaften Kenntnissen über die genauen Präferenzen der Bürger. Durch eine Monetarisierung werden aus praktischen und methodischen Gründen in der Regel nur ausgewählte Werte der Natur erfasst. Dies kann zum Auftreten eines »Eisberg-Effekts« führen (Abbildung 2.4): nur die Spitze des Eisbergs wird sichtbar (und bewertet), während der weitaus größte und entscheidende Teil des Eisbergs verborgen bleibt. Umso wichtiger sind eine richtige und ausgewogene Erfassung aller in Frage kommenden Ökosystemleistungen (Naturkapital Deutschland – TEEB DE, 2012, S. 55f.).

2.2 ÖKONOMISCHE BEWERTUNG VON ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN
Eine wesentliche Voraussetzung für die ökonomische Bewertung verschiedener Maßnahmen im Bereich der Klima- und Naturschutzpolitik ist neben der Ermittlung der entsprechenden Kosten auch die ökonomische Bewertung des Nutzens, der mit diesen Nutzungsalternativen in Verbindung

ABBILDUNG 2.4 ► Werte von Biodiversität und Ökosystemen und ihre Erfassung.

(Quelle: Naturkapital Deutschland – TEEB DE, 2012, S. 54; leicht verändert und übersetzt nach ten Brink in TEEB, 2008).



steht. Dieser Nutzen wird im Rahmen einer ökonomischen Bewertung, wie die Kosten auch, üblicherweise in Geldeinheiten gemessen. Gründe für die Ermittlung der Nutzen in Geldeinheiten sind u.a., dass Ökosystemleistungen aus Sicht der Ökonomie häufig öffentliche Güter darstellen und Märkte daher nur bedingt – falls überhaupt – Informationen über den Wert bzw. die Knappheit dieser Leistungen bereitstellen. Zudem ermöglicht eine Monetarisierung des Nutzens die Gegenüberstellung von Kosten und Nutzen im Rahmen von Kosten-Nutzen-Analysen und schafft somit einen »Vergleichsmaßstab« zwischen verschiedenen Nutzungsalternativen und letztendlich auch die Abschätzung von Wohlfahrtseffekten. Ohne dabei außer Acht zu lassen, dass es auch berechnete Argumente jenseits der Ökonomie für den Erhalt der Natur und deren Leistungen gibt, können also durch eine ökonomische Bewertung zusätzliche Informationen über geeignete Landnutzungsalternativen generiert werden. Auch kann durch eine ökonomische Bewertung oftmals sehr eindrucksvoll verdeutlicht werden, welche Leistungen die Natur im Gegensatz zu technologischen Maßnahmen erbringen kann.

2.2.1 Ansatz und Methoden einer ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen

Ausgangspunkt für die ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen sind zwei in der neoklassischen Theorie getroffene Annahmen. Erstens wird davon ausgegangen, dass Ökosystemleistungen einen individuellen Nutzen stiften. Zweitens wird angenommen, dass Knappheit existiert und die Ökosystemleistungen daher begrenzt sind. Die Knappheit führt dazu, dass sich die verschiedenen Nutzungsinteressen, die auf eine Ressource oder ein Gut gerichtet sind, im Konflikt befinden. Da die Knappheit selber nicht zu beseitigen ist, bedarf es Informationen darüber, welche Güter in welchem Umfang bereitgestellt werden sollen. Daraus leitet sich unmittelbar der für die Ökonomie zentrale Begriff der Opportunitätskosten ab. Ist eine Ressource oder ein Gut nicht beliebig vermehrbar – was in der Regel der Fall ist –, dann besteht die Lösung des Nutzungskonfliktes in der effizienten Verwendung der knappen Ressourcen und Güter. Eine effiziente Verwendung wiederum ist dadurch gekennzeichnet, dass die Ressource in diejenigen Verwendungen gelenkt wird, die zusammen den maximalen Nutzen erzeugen, d.h. umgekehrt die geringsten Opportunitätskosten nach sich ziehen, und dadurch die gesellschaftliche Wohlfahrt in größtmöglicher Weise gesteigert werden

kann. Um dieses Ziel zu erreichen wird angenommen, dass das Individuum, der Haushalt oder das Unternehmen als entscheidende Einheit genau das Güterbündel aus der Gesamtheit aller Güterbündel auswählt, mit dem er oder es seinen Nutzen entsprechend seiner Präferenzen vor dem Hintergrund der Budgetrestriktion maximieren kann. Eine zentrale Intention der ökonomischen Bewertung ist es daher, die individuellen Präferenzen für Natur in einem bestimmten Zustand zu ermitteln, um sie aggregiert als Nachfrage nach Ökosystemen und deren Leistungen dem Nutzen aus anderen wirtschaftlichen Nutzungen gegenüberzustellen.

Ein weiterer wichtiger Aspekt der ökonomischen Bewertung ist, dass Ökonomen in der Regel Änderungen von Zuständen oder Sachverhalten bewerten. Der ökonomische Wertbegriff bezieht sich demnach nicht auf einen Bestand an Gütern, sondern auf eine Änderung des Bestandes (Marggraf, 2005). Dies bedeutet auch, dass die Bewertung von Ökosystemleistungen niemals absolut sein kann, sondern immer in Relation zu einer alternativen Nutzung (z.B. dem Status-Quo) erfolgt. Auch geht es bei der ökonomischen Bewertung nicht darum, Ökosysteme oder deren Leistungen an sich zu bewerten oder ihnen einen Preis zuzuschreiben. Das Ziel der Monetarisierung besteht vielmehr darin, durch die monetären Werte einen Vergleichsmaßstab zu finden, um die Nutzenpräferenzen der Menschen nachvollziehen zu können und zusätzlich Informationen darüber zu gewinnen, wie von den Individuen Veränderungen in der Bereitstellung von Ökosystemleistungen bewertet werden. Im Vergleich zu anderen Verfahren der Aggregation von Bewertungen der Wirkungen von Programmen oder Projekten auf der Grundlage unterschiedlicher Dimensionen, wie z.B. multikriterielle Bewertungsverfahren, hat die monetäre Bewertung damit den Vorteil, dass die einzelnen Dimensionen problemlos aggregiert werden können.

Um eine veränderte Bereitstellung von Ökosystemleistungen ökonomisch bewerten und die damit verbundenen Wohlfahrtswirkungen abschätzen zu können, erfolgt eine ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen oftmals im Rahmen einer sogenannten »Programmbewertung«, welche die Formulierung spezifischer Maßnahmen bzw. die Definition von Szenarien und darauf basierend eine Kosten-Nutzen-Analyse beinhaltet (Bateman et al., 2010). Diese Bewertung von Maßnahmen oder Programmen verkörpert dann auch die Bestandsänderung, auf die sich der ökonomische Wertbegriff grundsätzlich bezieht. Beispielsweise könnten im Rahmen einer Wiedervernässung von Moorflächen neben den damit verbundenen Kosten der

Maßnahmen auch der dadurch entstandene Nutzen für den Klimaschutz (veränderte C-Speicherung) ökonomisch bewertet werden. Die Bewertung dieser Klimaschutzleistung würde sich immer auf die alternative Nutzung (z.B. ohne Wiedervernässung) beziehen. Folgt man dieser Logik, so wird deutlich, dass pauschale Aussagen wie: »Moorschutz ist gut für den Klimaschutz« für den Ökonomen problematisch sind, da sie sich nicht auf eine Alternativnutzung beziehen.

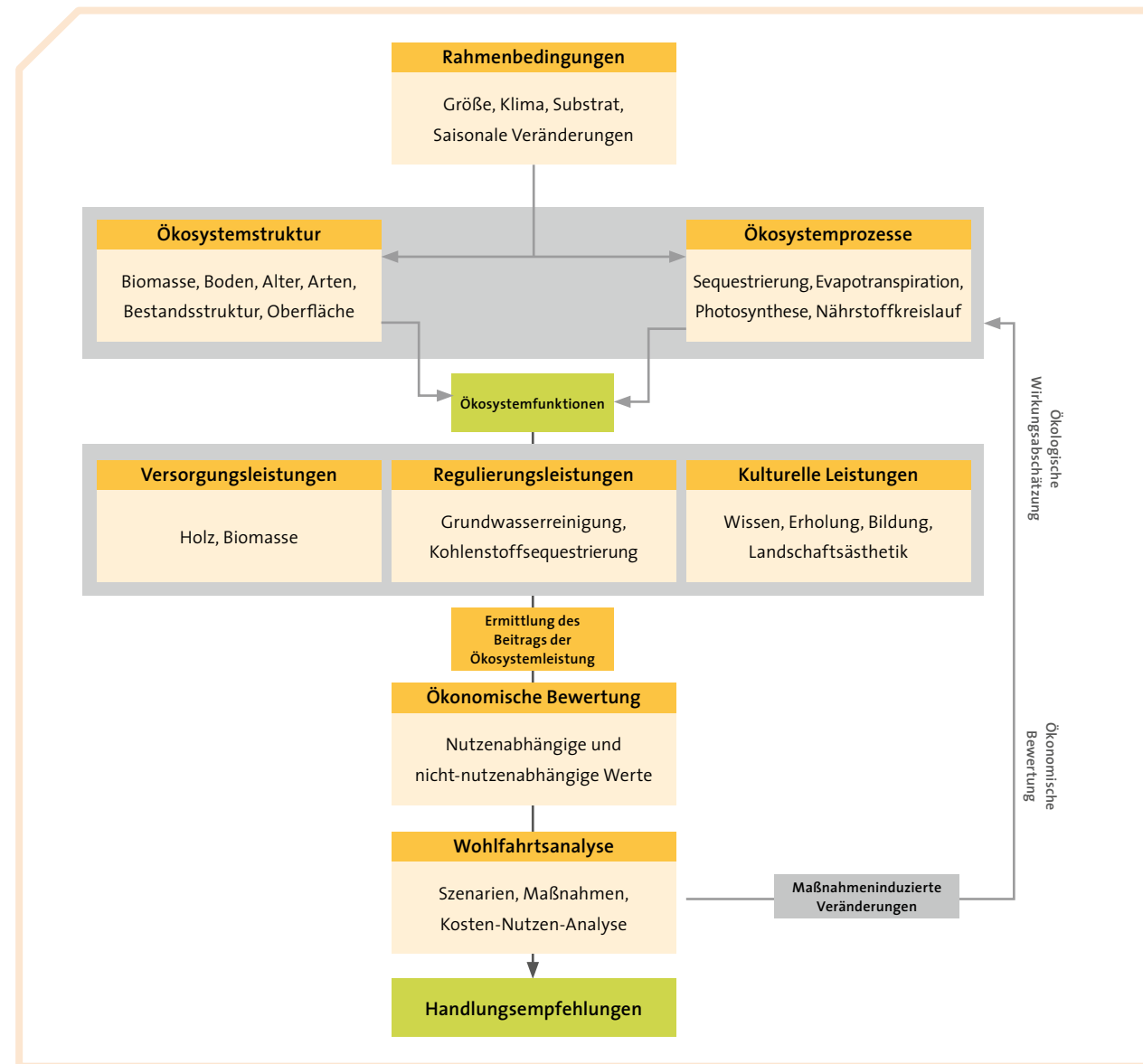
Um überhaupt Ökosystemleistungen ökonomisch bewerten zu können, muss zuerst eine ökologische Wirkungsabschätzung erfolgen (siehe Abbildung 2.5). Eingangs dieser ökologischen Wirkungsabschätzung stehen die ökologischen Rahmenbedingungen, welche die Ökosystemstruktur und die Ökosystemprozesse beeinflussen. Dies beinhaltet auch einen Übergang der primären und intermediären Ökosystemleistungen in die finalen Ökosystemleistungen. Die finalen Ökosystemleistungen können zur Bereitstellung von handelbaren Gütern, zu Dienstleistungen und zu Wissen sowie kulturellen Werten beitragen. Darauf aufbauend erfolgt eine Ermittlung des Beitrags der Ökosystemleistung zur Bereitstellung des Gutes, da bei den Ökosystemleistungen im Prinzip kein Gut, sondern der Beitrag zu diesem Gut beziehungsweise der Nutzen daraus bewertet wird (Bateman et al., 2010). Zentral in diesem Zusammenhang ist die Operationalisierung der Ökosystemleistung, also z.B. die Klimaschutzwirkung anhand der C-Sequestrierung zu bewerten.

Auf der Basis des isolierten Beitrags der jeweiligen Ökosystemleistung (z.B. C-Sequestrierung) wird eine ökonomische Bewertung mit dem Ziel der Monetarisierung dieses Beitrags angeschlossen.

Da – wie gezeigt – eine ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen unmittelbar auf die ökologische Wirkungsabschätzung aufbaut, wird deutlich, dass nur ökonomisch bewertet werden kann, was zuvor ökologisch erfasst und quantifiziert wurde. Die Genauigkeit der ökonomischen Bewertung hängt demnach entscheidend von der Treffsicherheit der ökologischen Abschätzung ab. Vergegenwärtigt man sich, wie vielfältig beispielsweise die Einflussfaktoren auf die Senkenleistung spezifischer Ökosysteme sind und mit welchen Unsicherheiten die physische Quantifizierung dabei verbunden ist, dann wird deutlich, warum eine ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen schon aus diesem Grund häufig mit großen Unsicherheiten behaftet ist. Des Weiteren können aufgrund der Komplexitäten in der Wirkungsabschätzung oftmals nur einige

ABBILDUNG 2.5 ▶ Konzeptionelles Vorgehen im Rahmen einer ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen.

(Quelle: eigene Darstellung in Anlehnung an Turner et al., 2000, S. 2 und Bateman et al., 2010, S. 7)



wenige Ökosystemleistungen bewertet bzw. die Wechselwirkungen zwischen einzelnen Ökosystemleistungen nicht vollständig thematisiert werden.

Ein umfassendes Konzept zur Ermittlung des ökonomischen Wertes von Natur und Landschaften ist das des »Total Economic Value (TEV)« (Pearce, 1993). Grundgedanke bei der Ermittlung des TEV ist, dass der gesamte ökonomische Wert aus mehreren Bestandteilen besteht:

TEV
= [nutzungsabhängige Werte] +
[nicht-nutzungsabhängige Werte]
= [Direkte Werte + Indirekte Werte + Optionswert] +
[Existenzwert]
(siehe Infobox 2.5)

Zur ökonomischen Bewertung des Nutzens eines Umweltgutes – und somit auch für entsprechende Ökosystemleistungen – stehen verschiedene Methoden zur Verfügung

(siehe Abbildung 2.6). Grundlegend kann in Methoden, die direkt über hypothetische Märkte ökonomische Werte ermitteln (stated preferences) und solche, die indirekt auf beobachtbarem Verhalten (revealed preferences) beruhen, unterschieden werden. Generell erlauben die Methoden, die direkt über hypothetische Märkte ökonomische Werte ermitteln (stated preferences), alle den TEV umfassenden Werte zu bestimmen. Solche Methoden sind beispielsweise die Zahlungsbereitschaftsanalyse (kontingente Bewertung) und das sogenannte Choice Modelling. Dagegen können Methoden, die auf beobachtbarem Verhalten beruhen (revealed preferences) wie Reisekostenmethode und hedonische Analyse nur dann Verwendung finden, wenn nutzungsabhängige Werte ermittelt werden sollen und keine zukünftigen Veränderungen bewertet werden, da aus vergangenem Verhalten nur sehr eingeschränkte Rückschlüsse auf zukünftige Bewertungen gezogen werden können.

Darüber hinaus kann auch durch die Einbeziehung von Marktpreisen eine Änderung der Wertschöpfung (z.B. Ertragsverluste, Schadenskosten) erfolgen und erforderliche Vermeidungskosten als Maßstab für den ökonomischen Wert der Veränderung herangezogen werden. Die Einbeziehung einer Veränderung der Wertschöpfung ist insofern von Bedeutung, da aus Sicht der landwirtschaftlichen Betriebe Klimaschutzmaßnahmen in vielen Fällen mit Kosten verbunden sind. Kosten in diesem Zusammenhang entstehen v.a. dadurch, weil Klimaschutzmaßnahmen oftmals

eine Umorganisation bestehender landwirtschaftlicher Produktionsverfahren bzw. auch eine Veränderung der gegenwärtigen Flächennutzung erfordern (Hampicke, 2009). Sie führen zu Einkommensminderungen (z.B. verminderte Naturalerträge, erhöhter Arbeitsaufwand) bzw. zu landwirtschaftlichen Vermögensverlusten (z.B. Minderung des Ertragswertes landwirtschaftlicher Flächen, vgl. Köhne, 2007). In der wissenschaftlichen Praxis wird die Höhe der landwirtschaftlichen Einkommensverluste zumeist mithilfe des Deckungsbeitrages bestimmt, welcher sich aus der Differenz zwischen den erzielten Erlösen und den variablen Kosten ergibt. Implizit wird damit die Annahme getroffen, dass die Umsetzung der betreffenden Klimaschutzmaßnahme keine Auswirkungen auf die betriebliche Faktorausstattung (Maschinen, Flächen, Gebäude) hat, sodass ausschließlich die Veränderung variabler Kosten und Leistungen zu berücksichtigen ist (Köhne, 2007; Röder und Osterburg, 2012; Schaller et al., 2012). Da die Fixkosten unverändert bestehen bleiben, errechnen sich mit einem solchen Ansatz verhältnismäßig hohe Kosten. Diese Art der Bewertung ist vor allem dann gerechtfertigt, wenn Klimaschutzmaßnahmen kurzfristig umzusetzen sind. Auf lange Sicht sind jedoch letztendlich alle Produktionsfaktoren als variabel (und damit als potentiell einsparbar) anzusehen, sodass andere Bewertungsansätze zu wählen sind (vgl. dazu auch Röder und Grützmacher, 2012). Eine geeignete Größe hierfür ist die Bodenrente, d.h. die Ertragsdifferenz zwischen zwei Flächen gleicher Größe bei gleichem Einsatz an Produktionsfaktoren (Köhne, 2007). Zur pragmatischen Ermittlung eines langfristigen Wertes verwenden viele Studien auch den jeweils in der Untersuchungsregion geltenden aktuellen Pachtpreis (Röder und Osterburg, 2012; Schweppe-Kraft und Grunewald, 2013).

INFOBOX 2.5

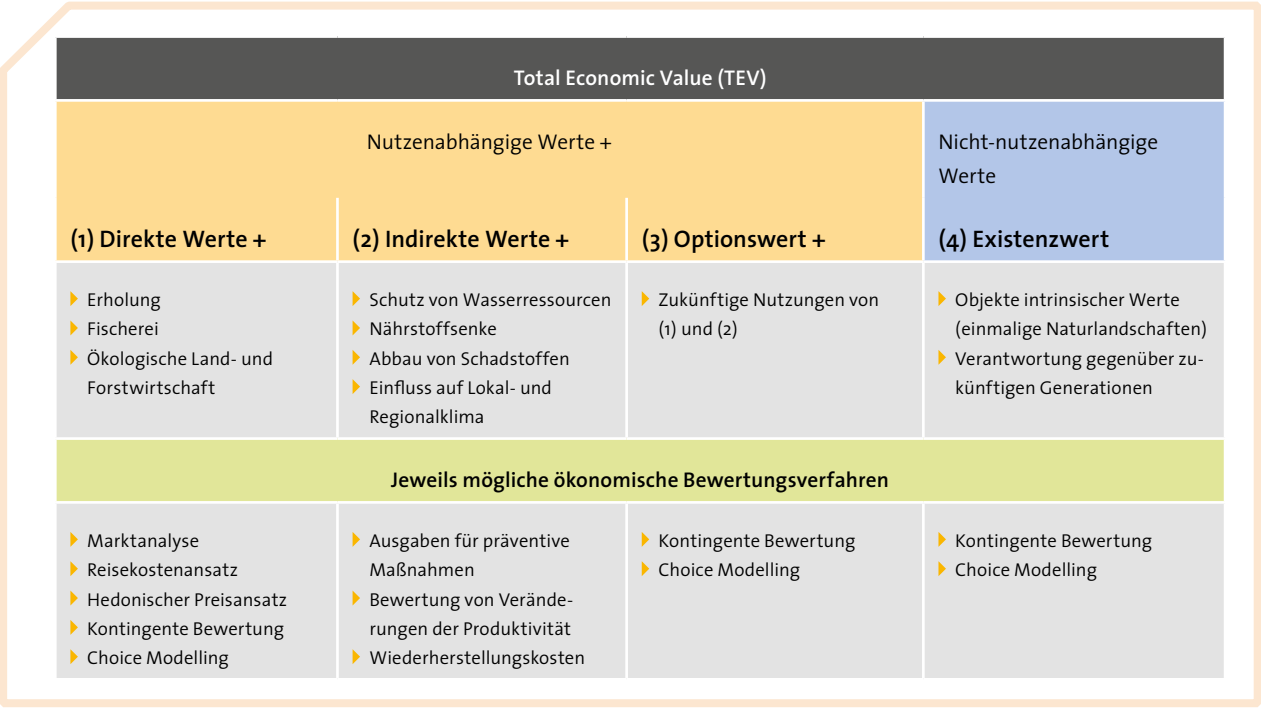
Ökonomischer Gesamtwert oder Total Economic Value (TEV)

Die Direkten Werte bezeichnen Beträge, die direkt über die Nutzung von Ressourcen (z.B. Holz, Nahrungsmittel) gewonnen werden. Hingegen korrespondieren Indirekte Werte mit dem Ansatz der ökologischen Leistungen, die von den Ökosystemen bereitgestellt werden. Der Optionswert hingegen zielt auf eine spätere Nutzung einer Ressource, auch wenn heute noch nicht absehbar ist, ob und wann das Individuum von dieser Nutzungsmöglichkeit Gebrauch machen wird. Während die bisher angeführten Wertbestandteile letztlich alle im Zusammenhang mit der Nutzung bzw. einer möglichen zukünftigen Nutzung stehen, werden der Vermächtniswert und der Existenzwert als unabhängig von einer – sowohl tatsächlichen als auch potentiellen – Nutzung angesehen.

Betrachtet man die in der Literatur verfügbaren Ansätze zur Bewertung von Biodiversität, zeigt sich, dass prinzipiell, und bezogen auf die jeweilige Problemstellung, eine große Vielfalt an Methoden der ökonomischen Bewertung genutzt wird. Bei der bisherigen ökonomischen Bewertung möglicher Folgen des Klimawandels sind in Deutschland, wie auch international, vor allem Ansätze basierend auf Schadens- und Vermeidungskosten eingesetzt worden. Somit kommt der Festsetzung entsprechender Schadens- und Vermeidungskosten bzw. der Diskontierung zukünftiger Schäden im Rahmen solcher Ansätze eine zentrale Rolle zu.

Die Zahl ökonomischer Bewertungsstudien von Klima- und Energiepolitik sowie dem Naturkapital ist in Deutschland im internationalen Vergleich eher gering. Im Rahmen dieser

ABBILDUNG 2.6 ▶ **Ökonomischer Gesamtwert von Ökosystemleistungen.**
(Quelle: nach Barbier, 1994).



wenigen Studien gibt es zum einen solche, die versuchen, die gesellschaftliche Wertschätzung für den Biodiversitätsschutz abzubilden. Hierbei kommen v. a. sogenannte Stated Preference Methoden wie die Zahlungsbereitschaftsanalyse oder Choice Experimente zum Einsatz. So ermittelten Meyerhoff et al. (2012) als Zahlungsbereitschaft für ein deutschlandweites Programm zum Biodiversitätsschutz einen Betrag von 9,25 Mrd. €. Die Studie von Meyerhoff et al. (2012) verdeutlicht zudem, dass der gesellschaftliche Nutzen aus dem Biodiversitätsschutz die Kosten in einem Verhältnis von ca. 3:1 übersteigt. Darüber hinaus gibt es eine Reihe sogenannter Choice Experimente, welche auch Maßnahmen zur Erreichung von Naturschutzzielen enthalten. Hier sei u. a. auf die Studien von Meyerhoff et al. (2009) und Elsasser et al. (2010) für Waldumbaumaßnahmen sowie Schmitz et al. (2003) und Schmitz (2006) für Maßnahmen landwirtschaftlich geprägter Regionen verwiesen. Auch wenn es methodische Unterschiede in diesen Studien gibt, so verdeutlichen sie doch, dass es eine hohe gesellschaftliche Präferenz für den Biodiversitätsschutz gibt, die oftmals die Kosten für diese Maßnahmen übersteigen.

Weiterhin zeigen kostenbasierte Bewertungen, dass es Synergien zwischen dem Biodiversitätsschutz und weiteren

Ökosystemleistungen (z. B. Klima- und Gewässerschutz) geben kann. So zeigen kostenbasierte Kalkulationen der Klimaschutzwirkung von Maßnahmen zur Erreichung von Biodiversitätszielen auf der Basis von Schadenskosten von 70 €/t CO₂, dass eine Renaturierung von Moorflächen auf über 300.000 ha zu vermiedenen Klimaschäden im Umfang von 217 Mio. € jährlich und Waldumbaumaßnahmen auf einer Fläche von ca. 2,1 Mio. ha zu vermiedenen Klimaschäden im Umfang von 94,5 Mio. € jährlich führen würden (Wüstemann et al., 2014). Weiterhin zeigen Reutter und Matzdorf (2013), ebenfalls basierend auf einer kostenbasierten Bewertung (70 €/t CO₂), dass eine ackerbauliche Nutzung von 5 % der in Deutschland existierenden HNV-Grünlandbestände (ca. 52.000 ha) zu einer Freisetzung von 88–187 t CO₂/ha führen und damit Klimaschäden im Umfang von 435,8 Mio. € jährlich verursachen würde (siehe auch Matzdorf et al., 2010).

Um Synergien zwischen dem Biodiversitätsschutz und dem Klima- und Gewässerschutz ökonomisch aufzuzeigen, haben Wüstemann et al. (2014) versucht, die Auswirkungen deutschlandweiter Naturschutzmaßnahmen auf den Klima- und Gewässerschutz ökonomisch zu bewerten. Sie können zeigen, dass die Umsetzung eines Programms, welches auf

Teilen der Nationalen Biodiversitätsstrategie basiert, trotz aller Unsicherheiten in der ökologischen Wirkungsabschätzung zu Nutzen für den Biodiversitäts-, Klima- und Gewässerschutz führt, welche die Kosten für das Programm von 3,26 Mrd. € jährlich um das Dreifache übersteigen würden.

Die bisher einzigen Studien zu Klimaanpassung und Klimaschutz, die nicht auf einer kostenbasierten Basis erfolgten, wurden durch Löschel et al. (2013) und Meyerhoff et al. (2012) vorgelegt. Löschel et al. (2013) fanden in einem Experiment zur Nachfrage nach Klimaschutz eine Zahlungsbereitschaft von 12 €/t CO₂. Meyerhoff et al. (2012) analysierten die Zahlungsbereitschaft für zusätzliche Maßnahmen zur Anpassung an die Klimaänderungen, welche nur unwesentlich höher war als die für den Biodiversitätsschutz (siehe oben).

Was die Studien trotz ihrer inhaltlichen Unterschiede verdeutlichen, ist, dass in Deutschland hohe gesellschaftliche Präferenzen für den Biodiversitätsschutz bestehen und dass durchaus Synergien zwischen dem Biodiversitäts- und dem Klimaschutz existieren.

2.2.2 Diskontierung zukünftiger Schäden und Nutzen

Rein sprachlich bedeutet Diskontierung, ein und denselben Sachverhalt oder Gegenstand unterschiedlich zu bewerten oder zu bepreisen. Das Letztere tun die »Discountläden«. In der ökonomischen Theorie bedeutet Diskontieren, einen Sachverhalt zu unterschiedlichen **Zeitpunkten** unterschiedlich zu bewerten. Am deutlichsten (und unkontrovers) ist dies im Finanzwesen. 1.000 Euro heute sind in 20 Jahren nicht 1.000 Euro, sondern, zu 3 % pro Jahr angelegt, $1.000 \times 1,03^{20} = 1.806,11$. Wer in 20 Jahren 1.806,11 benötigt, braucht heute nur 1.000 zu diesem Zinssatz anzulegen. Wer heute 1.000 benötigt, hätte vor 20 Jahren nur $1.000 \times 1,03^{-20} = 553,68$ € anlegen müssen.

Würde sich hierin der Gegenstand der Diskontierung in der Ökonomik erschöpfen, so wären niemals die äußerst kontroversen und teils noch heute nicht abgeschlossenen Debatten um ihn geführt worden. Die Probleme bestehen darin, dass nicht nur Geldbeträge diskontiert werden, sondern dass Ereignisse, Nutzen und Schaden beliebiger Art unterschiedlich gewichtet werden, je nachdem ob sie jetzt oder später eintreten. Ein Kind möchte lieber jetzt ein Stück Schokolade als morgen, bewertet also das Stück heute höher als das Stück morgen. Wer zum Zahnarzt muss, geht lieber übermorgen als heute, bewertet also auch das damit verbundene Ungemach unterschiedlich in der Zeit.

Von diesen eher banalen Beobachtungen ausgehend war es nur ein kurzer Weg zu einer allgemeinen Theorie über menschliches Verhalten, wonach ein Individuum generell Gegenwartsnutzen oder -schaden höher als Zukunftsnutzen oder -schaden schätze. Die hieraus abgeleitete »marginale Zeitpräferenzrate« dient sogar zur teilweisen Erklärung für das eingangs angesprochene Zinsphänomen.

Die postulierte Zeitpräferenz des Menschen hat drei sehr unterschiedlich überzeugende Ursachen: (1) Wer darauf hofft, in Zukunft wohlhabender als heute zu sein, geht davon aus, dass derselbe Gütergenuss wie heute Morgen einen geringeren Nutzenzuwachs (Grenznutzen) stiften werde, weil man eben reicher sein wird. Rechnet das Kind mit Schokoladenüberfluss morgen im Gegensatz zum Schokoladenmangel heute, dann ist nachvollziehbar, dass es lieber heute als morgen ein zusätzliches Stück bekommt. Ganz analog zu dieser Metapher verhält es sich in einer realen Volkswirtschaft: Wer auf Wachstum setzt, äußert eine andere Zeitpräferenz als wer Schrumpfung befürchtet. (2) Das heutige Stück Schokolade ist sicher, das morgige eine vage Versprechung; es besteht Zukunftsungewissheit. Erwachsene mögen bedenken, dass sie einen in 20 Jahren fälligen Genuss vielleicht gar nicht mehr erleben werden und daher diesen Genuss heute vorziehen. (3) Greift keiner der Gründe (1) und (2), dann kann die »reine Zeitpräferenz« oder »Unge-duld« oder »Myopie« den Ausschlag geben. Viele können einfach nicht warten und wollen etwas sofort. Manche Werbung für Verbraucherkredite hakt genau hier ein.

Man fragt zunächst, ob ein Mensch gut beraten ist, den Gründen (1) bis (3) nachzugeben. Während sich Situationen denken lassen, in denen (1) und (2) wohlüberlegt sein können, ist dies für (3) mehr als zweifelhaft. Wer heutigen Konsum auf Kosten des künftigen forciert, obwohl er künftig nicht reicher sein wird (etwa von der Schokolade nichts für morgen übrig lässt), wird dies in Zukunft bereuen. »When tomorrow comes we are as hungry and thirsty as we are today« (Georgescu-Roegen, 1979, S. 101). Ökonomen wie Böhm-Bawerk (1888/1961, S. 332) sahen in der Myopie mit Recht eine menschliche Schwäche oder Untugend, ein Element der Irrationalität, welches sich schon der Einzelne besser nicht leisten sollte, noch viel weniger ein verantwortungsvoller Staat.

Empirische Forschung findet, dass sich die Menschen im Hinblick auf Myopie sehr unterschiedlich verhalten. Auch diskontieren sie in verschiedenen Lebensgebieten – Gesundheit, Vergnügen, Finanziellem – durchaus verschieden, sie

tragen nicht eine universelle »Zeitpräferenzrate« in sich. Wenn die ökonomische Theorie genau eine solche postuliert und sie überwiegend durch Myopie motiviert sieht, so bewegt sie sich recht weit entfernt von der realen Lebenswelt. Die Fragwürdigkeit steigert sich, wenn zwecks rechnerischer Vereinfachung auch noch dieselbe Dynamik wie bei der Zinseszinsrechnung unterstellt wird. Dies widerspricht empirisch festgestellten Nutzendiskontierungsweisen der Individuen zum Teil erheblich (Loewenstein und Elster, 1992; Heal, 1998, S. 61).

Aber selbst wenn individuelle Myopieraten empirisch korrekt hergeleitet wären, verblieben zwei gravierende Probleme.

Erstens: Die Wissenschaft berät die Politik, trifft also Soll-Aussagen. Sie empfiehlt z. B. auf Basis ihrer Modellrechnungen, wie hohe Kosten die Gesellschaft zur Abwehr übermäßigen Klimawandels eingehen soll. Wenn diese Empfehlungen von der empirisch gefundenen Zeitpräferenz der Individuen abhängen (Soll-Aussagen aus Ist-Aussagen hergeleitet werden), dann liegt ein naturalistischer Fehlschluss vor. Gibt man Böhm-Bawerk Recht, dann errechnen sich wissenschaftliche Empfehlungen für das Gemeinwohl aus irrationalen Verhaltensweisen der Individuen.

Zweitens: Solange jeder selbst die Folgen seiner myopischen Entscheidungen trägt, mag er entscheiden wie er will. Die Empfehlungen der Wirtschaftswissenschaft bezüglich Klimawandel und auch Biodiversitätsschutz sind aber langfristiger Art und betreffen künftige Generationen. Es ist etwas anderes, eigenen Nutzen und Schaden in der Zukunft zu bewerten oder den anderer Menschen, gleichgültig ob sie Zeitgenossen oder künftige Generationen sind. Nicht für sich selbst myopisch zu sein, ist eine Sache der Klugheit, es nicht gegenüber anderen zu sein, ist ein Gebot der Gerechtigkeit. Beim intergenerationellen Diskontieren ist es nur scheinbar die Zeit, die künftige Ereignisse herabwerten lässt, in Wirklichkeit ist es die menschlich ferne Stellung künftiger Generationen.

Wie in der Literatur vielfach erwähnt, haben bedeutende Ökonomen, wie Ramsey (1928), Harrod (1951), Georgescu-Roegen (1979) und andere die Nutzendiskontierung aus ethischen Gründen ganz zurückgewiesen. Allerdings führt die Annahme einer Myopierate $r = 0$ ihrerseits zu Problemen. Es entsteht der Verdacht, dass moralisch richtiges oder falsches Verhalten gegenüber der Zukunft mehr beinhaltet als nur die Wahl zwischen $r = 0$ oder $r > 0$.

Das Thema hat jüngst in der Ökonomik des Klimawandels enorme Aktualität zurückgewonnen. Dort wetteifern zwei Richtungen um das Gehör der politischen Entscheidungsträger, der neoklassische Mainstream, festgemacht an der Person William Nordhaus (2007) und der heterodoxen, aber äußerst medienwirksamen »Stern Review« von Sir Nicholas Stern (2007). Nordhaus mahnt Gemach an; es gebe derzeit wichtigere Probleme auf der Welt und man solle, will man dem Problem mit einer Abgabe auf die CO_2 -Emission begegnen, nur eine geringe wählen. Der Stern Review fordert dagegen sofortiges Handeln mit einer etwa zehnmal so hohen Abgabe.

Das Brisante an der Kontroverse ist, dass beide von kaum unterschiedlichen physischen Annahmen (Klimamodellen) ausgehen und ökonomisch eine identische Methodik verwenden, die des »Discounted Utilitarianism«. In dieser Ramsey zugeschriebenen Methodik wird der diskontierte Gesamtnutzen der Menschheit von heute ab bis in die ferne Zukunft unter einer technischen Nebenbedingung maximiert:

$$\text{Max! } U = \int_0^{\infty} u(q(t))e^{-rt} dt, \quad \text{NB: } w(K(t)) = q(t) + \dot{K}(t)$$

Das jährlich erzeugte Gesamtprodukt w ist eine Funktion des akkumulierten Kapitals K und teilt sich auf in den Konsum q und die Kapitalvermehrung $\dot{K}$. Das Optimierungsproblem besteht in der richtigen Aufteilung, sodass Unter- und Überakkumulation vermieden werden. Die Behandlung der zugehörigen Hamiltonian nach den Regeln der Kontrolltheorie liefert die Bedingung $d = g\eta + r$, die jederzeit erfüllt sein muss. In Worten: Die gesellschaftliche Diskontrate d ist zu jeder Zeit das Produkt aus der Wachstumsrate des Konsums g und der Grenznutzenelastizität des Konsums η plus die gesellschaftliche Myopierate r . Der gewaltige Unterschied in den Ergebnissen von Nordhaus und Stern resultiert fast völlig aus den unterschiedlichen Annahmen für r : 3 % pro Jahr bei Nordhaus (»descriptive approach«) und fast Null bei Stern (»prescriptive approach«, Arrow et al., 1996).

Die Behandlung des Problems im Rahmen des Discounted Utilitarianism liefert den Befürwortern von $r > 0$ zwei weitere Argumente: Erstens konvergiert nur dann das obige Integral zu einem endlichen Wert. Dass dieses rein formal-mathematische Argument Jahrzehnte lang die materiellen Inhalte und Ergebnisse der Modellierung bestimmen konnte, ist bemerkenswert. Zweitens würde die Maximierung des intergenerationellen Gesamtnutzens nicht-myopischen Individuen eine Sparquote (unter gewissen Umständen bis

100 %) abverlangen, die weder empirisch jemals zu beobachten war noch unter Gerechtigkeitsaspekten zumutbar ist. Die Individuen müssen also myopisch sein, anders geht es nicht.

Der Stern Review spricht ökologisch wie auch in Bezug auf intergenerationelle Gerechtigkeit sensibilisierte Menschen weitaus stärker an als das Modell von Nordhaus. Stern verlangt, energisch gegen den Klimawandel vorzugehen und die Belange ferner Generationen ebenso zu würdigen wie unsere eigenen. Allerdings führt auch der Stern Review zu unplausiblen Folgerungen. Da künftige Schäden aus dem Klimawandel nicht abdiskontiert, aber über Jahrhunderte summiert werden, türmen sich auch relativ geringfügige Schäden für jede einzelne künftige Generation zu einem hohen »Barwert« auf. Es kann bestritten werden, dass zu deren Verhinderung eine einzige Generation wie die heutige hoch bezahlen soll.

In einem sehr wichtigen Beitrag (Gowdy et al., 2010) wird das Problem der Diskontierung in Bezug auf Bewahrung und Gefährdung der Biodiversität allseitig angesprochen. Erwähnung finden Punkte, die in der Diskussion schon lange präsent sind, wie unter anderem die Fragwürdigkeit einer hohen Diskontrate als solcher, welche selbst bei einer Höhe von »nur« 5 % pro Jahr dazu führt, dass ein Biodiversitätsverlust in 50 Jahren heute nur mit einem Siebtel seines Wertes zu Buche schlägt.¹ Andererseits sei auch zu bedenken, dass niedrige Diskonraten die Bereitschaft zu Investitionen fördern, unter denen zahlreiche sein werden, welche die Biodiversität gefährden. Zwei Punkte in dem Beitrag sind besonders hervorzuheben – der erste erregt Bedenken, während der zweite Aspekt als uneingeschränkter methodologischer Fortschritt zu werten ist.

Wie in nahezu der gesamten Literatur zur Ressourcenökonomik wird auch bei Gowdy et al. (2010) offenbar davon ausgegangen, dass zwischen der marginalen (durch Myopie oder andere Ursachen erzeugte) Zeitpräferenzrate der Individuen und den Diskontsätzen in der Finanzwelt ein zumindest indirekter Zusammenhang besteht. Jedenfalls wird dies an keiner Stelle explizit in Frage gestellt; ganz im Sinne des methodologischen Individualismus seien die Erscheinungen in der Finanzwelt letztlich Widerspiegelungen individueller Präferenzen wie auf anderen Märkten auch. Dabei weiß heute jeder Laie, Kleinsparer und Kreditnehmer, dass er (je nach seiner Rolle bei der Bank) die Plage oder Segnung

eines extrem niedrigen Zinssatzes allein der Entscheidung zentraler politischer Institutionen verdankt. Unter den Beweggründen für diese Entscheidung rangieren solche des Ressourcenschutzes wohl an letzter Stelle; es geht um die Abwendung von Zusammenbrüchen von Staaten und Banken und den Anreiz zu Investitionen, mögen sie auch biodiversitätsschädlich sein. Der politische Aspekt kommt in der Ressourcenökonomie bei weitem zu kurz.

»There are no purely economic guidelines for choosing a discount rate. Responsibility to future generations is a matter of ethics ...« (Gowdy et al., 2010, S. 259). Dieser Ausdruck methodologischer Bescheidenheit kommt zur rechten Zeit. Selbstverständlich ist Rücksichtnahme auf andere Menschen – seien es Zeitgenossen oder künftige Generationen – eine Sache der Ethik und nicht der Ökonomie. Was anderen zusteht, kann allein durch ethische Reflektion erkannt werden.

Nach Hampicke (2011) besteht die methodologische Brüchigkeit im derzeitigen Mainstream der Ressourcenökonomie weniger in bloßer Diskontierung als vielmehr im Gesamtsystem des Discounted Utilitarianism. Das fast durchweg selbstverständliche Ziel, die Nutzensumme eines abstrakten Pseudoindividuum »Menschheit« zu maximieren, ist mit Rawls (1999, S. 24) überhaupt nicht selbstverständlich, solange nicht die inter- und intragenerationelle Verteilung geklärt ist, mithin Gerechtigkeit angesprochen wird. Der Grundfehler des Discounted Utilitarianism besteht darin, genuin ethische Probleme in Angelegenheiten der Effizienz umzudeuten und diese Verfälschung mit beeindruckender Mathematik gegen Kritik zu immunisieren.

Wer so scharf kritisiert, erhält mit Recht zur Antwort »tue es besser!«. Eine überzeugende Alternative, die auch für die Bewahrung der Biodiversität Gültigkeit besitzt, kann jedoch nicht aus dem Hut gezaubert werden. Allerdings können Elemente, die in eine alternative Theorie eingehen müssen, genannt werden. Dazu gehört das von so bedeutenden Philosophen wie Ross (1939, S. 75) und Popper (1952, Band 2, S. 304) ausgesprochene Prinzip, wonach eher Übel vermieden als Nutzen maximiert werden sollte. Schuld an schlimmem Übel verjährt nicht, weshalb schlimmer Schaden und hohe Risiken, die wir in Verfolgung unseres eigenen Nutzens und in Zukunftsvergessenheit den Künftigen zufügen, nicht diskontiert werden dürfen. Leid und Krankheit in 200 Jahren sind nicht weniger vermeidenswert als heute. Einfache, fast alle Menschen überzeugende Maximen intergenerationeller

¹ Bei Gowdy et al. (2010: 259) liegt ein Rechenfehler vor. $100 \times 1,05^{-50} = 8,72$ oder etwa ein Elftel des undiskontierten Wertes. Bei einem Diskontsatz von 4 % wird ein Verlust in 50 Jahren heute mit etwa einem Siebtel seines Wertes angesetzt: $100 \times 1,04^{-50} = 14,07$.

Gerechtigkeit machen Diskontierung und Nutzensummenmaximierung entbehrlich. Wir sind bestrebt, Übel von den Künftigen fernzuhalten und die Künftigen üben Gerechtigkeit, indem sie von ihren Vorfahren keine unzumutbaren Opfer und Kosten verlangen. Intergenerationelle Gerechtigkeit ist reziprok. Urteilt eine Studie richtig (Hampicke, 2013, S. 114), wonach ein sehr anspruchsvolles Programm zum Erhalt der Biodiversität in der deutschen Kulturlandschaft jährlich etwa 0,8 Promille des BIP kosten würde, dann dürfte sich die Diskussion über die Zumutbarkeit eines solchen Opfers für die Abwehr irreversibler Substanzverluste der Biosphäre erledigt haben.

Folgt man hier, so ergibt sich, dass die Diskontierung im Zusammenhang mit der Erhaltung der Biodiversität eine weniger zentrale Rolle spielt, als dies Diskussionen der vergange-

nen Jahrzehnte nahe legen. Wirkungen sind eher indirekt. Sind Nachhaltigkeit, die Vermeidung irreversibler Verluste der Biosphäre und Vorsichtsregeln (»Safe Minimum Standard« nach Ciriacy-Wantrup, 1952) die leitenden Prinzipien, so ist der Wert der Biodiversität unabhängig vom Zeitpunkt immer gleich hoch. Die Biodiversität muss bei jeder Verteilung der Zeitpräferenzen in der Gesellschaft und bei jedem Spektrum von Diskontsätzen in der Finanzwelt erhalten bleiben, es sei denn, der Erhalt gewisser Teile ist der gegenwärtigen Generation unzumutbar (siehe Infobox 2.6). Es kann aber unterschiedlich teuer werden; Zinssätze wirken auf die Kosten der Biodiversitätserhaltung ein. Niedrige Zinsen fördern biodiversitätsschädliche Investitionen (etwa Staudämme in Tropenwaldregionen). Hier müssen ordnungsrechtliche Maßnahmen sowie finanzielle Anreize zum Biodiversitätserhalt entgegenwirken, sodass die Opportunitäts-

INFOBOX 2.6

Die Rolle der Ethik

1. Mit Kant (1785/1961) ist jeder Mensch als moralisch urteilsfähige Person verpflichtet, andere Menschen ihrer Würde gemäß und nicht als bloßes Instrument zur Verfolgung von Zwecken zu behandeln.
2. Was anderen Menschen (gegebenenfalls auf eigene Kosten) an Ressourcen zukommt, muss daher Gegenstand pflichtgemäßer Abwägung und darf nicht Ergebnis mechanistischer Kalküle wie der Diskontierung sein.
3. Es gibt keinen Grund, das Zukommen künftiger Menschen anders als das gegenwärtiger zu beurteilen.
4. Zwar ist die Nutzenstiftung der Biodiversität und integrierter Ökosysteme schwer zu erfassen, ungewiss und je nach individuellen Präferenzen sehr unterschiedlich bedeutsam, jedoch gebietet angesichts deren irreversibler Zerstörbarkeit die Vorsicht, sie als Ganze zu erhalten (Starke Nachhaltigkeit).
5. Verluste sind nur hinnehmbar, wenn ihre Abwendung unzumutbare Kosten und Opfer, insbesondere menschliches Leid erzeugen würde. Die Beweislast für das Vorliegen dieses Falls liegt bei denen, die die Biodiversität reduzieren wollen. In wohlhabenden Gesellschaften ist der Fall kaum denkbar. In armen Gesellschaften rechtfertigt sich Biodiversitätsverlust nur, wenn trotz Ausschöpfung aller materiellen Unterstützung seitens Wohlhabender menschliches Leid drohen würde (Beispiel: Koexistenz von Gorillas und armen Menschen in Afrika, Unterstützung der Menschen durch materielle

Transfers, um Gorillas und deren Lebensansprüche tolerieren zu können). Auch dieser Fall ist bei hinreichendem Transferwillen seitens Wohlhabender kaum denkbar.

6. Der einzelne Mensch ist berechtigt, Glück und Leid räumlich und/oder zeitlich entfernter Menschen geringer zu gewichten als das seiner unmittelbaren Umgebung – er darf in diesem Sinne »diskontieren«. Der Grund dafür ist, dass er mit seinen Mitteln auf entfernte Menschen nicht oder nur in sehr geringem Maße (individuelle Spenden) einwirken kann. Er kann nicht über seine eigenen Kinder hinaus für Millionen ärmerer Kinder sorgen, selbst wenn er wollte. Ein staatlicher oder global-universeller Gesamtwille (an den sich wirtschaftswissenschaftliche Beratung wendet), kann und muss dies jedoch. Deshalb darf dieser die individuell gerechtfertigte Diskontierung nicht übernehmen, sondern muss alle, auch zeitlich entfernte Menschen, im Prinzip gleich bewerten.
7. Gleich zu bewerten heißt auch hier nicht gleich zu behandeln. Der global-universelle Gesamtwille kann zwar viel mehr als der Einzelne, aber auch er gewärtigt Zukunftunsicherheit. Alles was heute nach gründlichem Abwägen für nebensächlich in der Zukunft anzusehen ist, erlaubt Vernachlässigung. Entscheidend ist, manifestes Leid und irreversible Verluste der Biosphäre abzuwenden. Einfach ausgedrückt: Nebensächliches braucht nicht einmal diskontiert, Wichtiges muss aber undiskontiert berücksichtigt werden.

kosten der Nicht-Realisierung solcher Investitionen getragen werden. Niedrige Zinsen können aber auch biodiversitätsförderliche Investitionen (etwa die Ausstattung von Großschutzgebieten) verbilligen. Hohe Zinsen treiben zur intensiveren Nutzung nachwachsender natürlicher Ressourcen, unter anderem zum schnelleren Umtrieb von Wäldern mit kürzerer Lebensdauer der Bäume und im Extremfall zu ihrer Liquidation zugunsten finanzieller Anlagen (Clark, 1976; Gowdy et al., 2010). Dieser Antrieb kann gefährlich werden, wenn eindämmende ordnungsrechtliche Schranken zu schwach sind. Generell gilt aber: Sind diese – und damit der gesellschaftliche Wille zur Bewahrung der Biodiversität – überhaupt zu schwach, dann steht es schlecht um die Biodiversität und niedrige Zinsen werden wenig retten.

2.3 ANSÄTZE ZUR ÖKONOMISCHEN BEWERTUNG VON KLIMASCHÄDEN

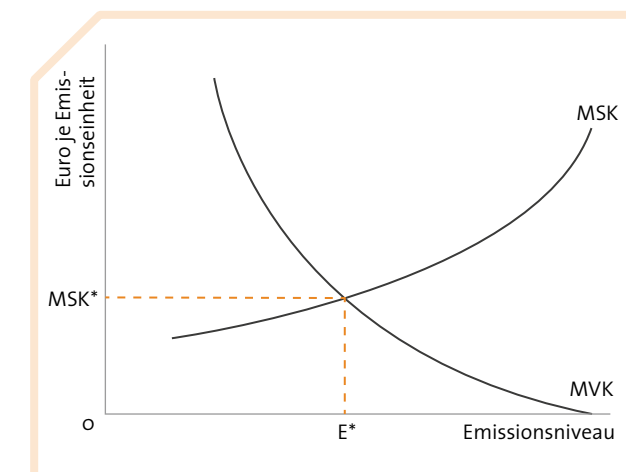
Der Stern-Report zur Ökonomie des Klimawandels (Stern, 2007) hat im Rahmen seiner Aufgabenstellung gleich zwei der drei in der Wissenschaft und Politik angewendeten Bewertungsansätze genutzt, um den Vergleich zwischen den volkswirtschaftlichen Kosten als Folge der Schäden des Klimawandels (den Schadenskosten) und den Kosten zur Vermeidung dieser Schäden (Vermeidungskosten) durchführen zu können. Das Ergebnis dieses Vergleiches – die Vermeidung der Folgen des anthropogenen Klimawandels durch entsprechende Vermeidungsmaßnahmen ist eine ökonomisch sinnvolle Politikentscheidung trotz der hohen Kosten der Vermeidung – hat die Debatte um die globale Klimapolitik positiv beeinflusst. Sie hat aber auch eine Reihe von Fragen über ihre Berechnung und damit ihre Höhe aufgeworfen, die in der Wissenschaft und auch in der Klimapolitik intensiv diskutiert werden. Sie spielen auch eine wichtige Rolle bei der Bewertung der Klimaschutzleistungen der Natur bzw. der Erhaltung von naturnahen Ökosystemen: Neben den Schadenskosten und den Vermeidungskosten werden in der Diskussion noch Marktpreise für die Klimaschutzleistungen, also die Preise, die im Emissionshandel für Zertifikate gezahlt werden, genutzt.

Im Folgenden werden diese drei ökonomischen Bewertungsansätze in ihrer Grundlogik dargestellt, bevor der Stand der empirischen Forschung zusammengefasst wird.

Die analytischen Zusammenhänge zwischen Vermeidungskosten und Schadenskosten können lehrbuchmäßig dargestellt werden, indem die Vermeidungs- und Schadenskosten als zentrale ökonomische Bewertungsansätze in Beziehung zu den Emissionen bzw. den vermiedenen Emissionen ge-

ABBILDUNG 2.7 ► Verlauf der Vermeidungs- und Schadenskosten bei vollkommener Information.

(Quelle: eigene Darstellung); MSK marginale Schadenskosten; MVK marginale Vermeidungskosten.



setzt werden. Dabei wird unterstellt (und ist empirisch vielfach belegt), dass ihre Verläufe denen in der folgenden Darstellung (Abbildung 2.7) entsprechen.

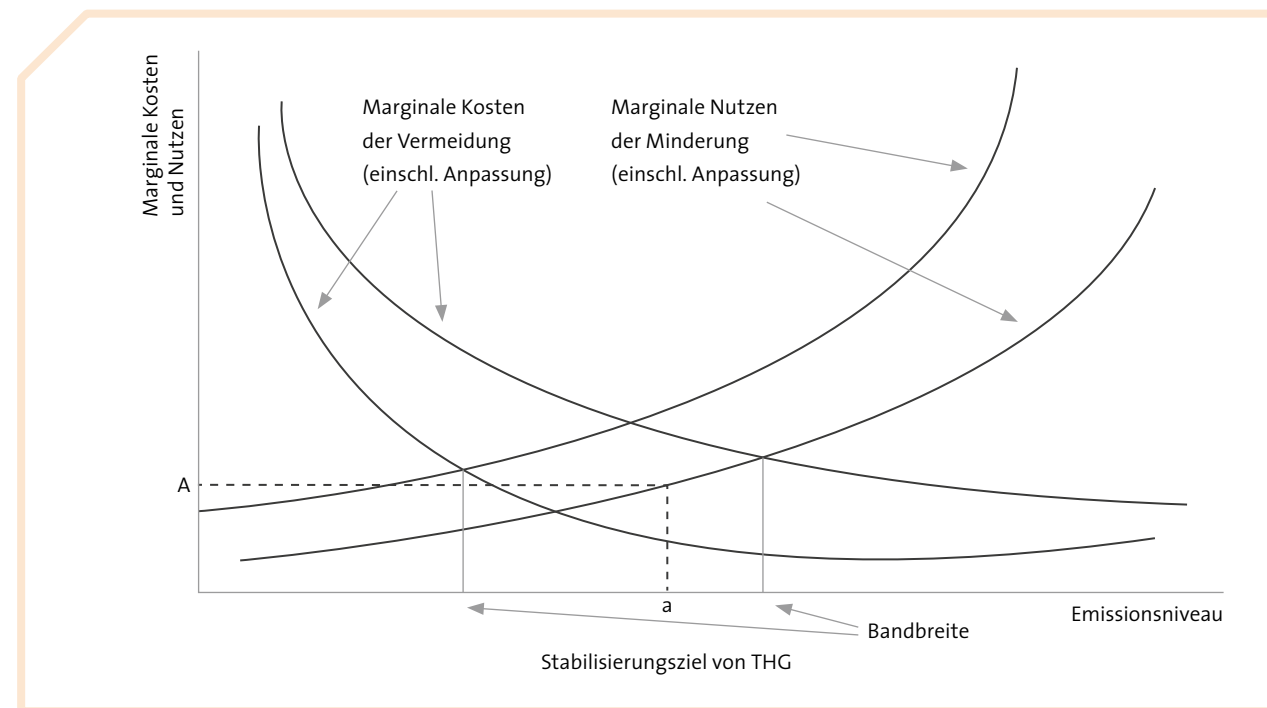
Als optimal im Sinne der ökonomischen Effizienz werden die Emissionen bzw. Konzentrationen von Treibhausgasen (THG) angesehen, für die die Grenzkosten der Vermeidung gleich den Grenzkosten der Schäden sind, weil dadurch die Gesamtkosten (der Vermeidung und der verbleibenden Restschäden) der anthropogenen Klimaänderung ihr volkswirtschaftliches Minimum erreicht haben. Dieses Optimum bestimmen zu können, setzt eindeutige Verläufe der beiden Kostenkurven voraus – eine Annahme, die in Lehrbüchern aus didaktischen Gründen als Einstieg gemacht wird. Sofern diese Annahme nicht zutrifft, müssen jeweils die Konsequenzen geprüft werden (Endres, 2007; Perman et al., 2011).

Empirisch lassen sich die Vermeidungs- und Schadenskosten allerdings nicht so eindeutig schätzen, weil eine Vielzahl von Einflussfaktoren Unsicherheiten hervorrufen, sodass nur eine Bandbreite der Kostenverläufe als Ergebnis angegeben werden kann. In der Folge ergibt sich kein eindeutiges Optimum, sondern eine Bandbreite von optimalen Zielen der Stabilisierung der Treibhausgase (vgl. Abbildung 2.8).

Wichtig bei der Interpretation der im Folgenden diskutierten empirischen Schätzwerte ist, dass sie jeweils Punkte auf den oben dargestellten Kurven sind, aber deren konkreter Verlauf nicht bekannt ist. Die Kurven müssen daher als

ABBILDUNG 2.8 ► Grenzschadens- und Grenzvermeidungskosten des anthropogenen Klimawandels.

(Quelle: eigene Darstellung in Anlehnung an Stern, 2007).



Schätzgrößen gesehen und als Bandbreiten abgebildet werden. Die in der Literatur genannten Zahlen bilden damit bestimmte Punkte (z.B. Mittelwerte) im Bereich dieser Kurvenbänder ab, die für spezifizierte Emissionsmengen bzw. Minderungen von Emissionen gelten. Das Beispiel (A) gäbe den Mittelwert der marginalen Schadenskosten bei einer Minderung bis zur Menge (a) an.

2.3.1 Vermeidungskosten

Obwohl die Vermeidungskosten konzeptionell im Widerspruch zum Nutzen der CO₂-Minderung stehen, da der Nutzen sich durch den vermiedenen Schaden ergibt, werden sie oft als Größe für die ökonomische Bewertung von Klimaschäden genutzt (Enkvist et al., 2007; McKinsey, 2009a). Die Vermeidungs- oder Minderungskosten dienen in der politischen Debatte dabei als Annäherungsgröße, da unterstellt wird, dass bei dem angestrebten Minderungsniveau die Bewertung der Schäden größer sein sollte als die hierfür erforderlichen Vermeidungskosten. Die Vermeidungskosten spielen eine zentrale Rolle bei der Modellierung von Marktpreisen, da sie sich beim Handel mit Emissionsrechten als Folge der Unterschiede von Vermeidungskosten in den verschiedenen Sektoren und Länder(gruppen) bilden.

In der empirischen Forschung werden zwei Ansätze genutzt, mit denen die Vermeidungskosten geschätzt werden: Zum einen über die Schätzung der Kosten und des Minderungspotentials von (technischen) Maßnahmen im Einzelnen und ihrer Aufreihung nach ihrer Höhe zu einer Kostenfunktion, die als ingenieurwissenschaftlicher Bottom-up-Ansatz bezeichnet wird; zum anderen über Top-down-Ansätze, die ausgehend von der Modellierung gesamtwirtschaftlicher Entwicklungen die Auswirkungen von Änderungen im Energiesektor auf gesamtwirtschaftliche Parameter schätzen (Sathaye und Shukla, 2013).

Der **Bottom-up-Ansatz** ist durch McKinsey (2009a) für die Analyse von THG-Minderungen weiterentwickelt und für 14 Länder angewendet worden. Der Ansatz hat seinen Ursprung in der Analyse von alternativen Energieversorgungsstrategien in den 1980er Jahren im Rahmen des Nachfrage-managements bei der Regulierung des Stromsektors in den USA (Murphy und Jaccard, 2011). Die analytische Grundlage hierfür sind Schätzungen der Kosten und der Wirksamkeit der Maßnahmen, die die Bandbreite von Optionen im Energiesektor, aber auch in anderen Sektoren umfassen und zumeist Marktreife haben. Die Kosten werden pro Tonne vermiedene CO₂-Emissionen (häufig auch bezogen auf

die t C) als Annuität berechnet, auf der Grundlage einer Investitionsrechnung mit Investitions-, laufenden und Energiekosten mit einem Diskontsatz von 7% (Murphy und Jaccard, 2011). Für die anderen Treibhausgase liegen vergleichbare Studien vor, deren Kostenschätzungen in CO₂-Äquivalente umgerechnet werden (Anderson und Morgenstern, 2009). McKinsey (2009b) hat beispielsweise auch eine Studie für Deutschland mit dem Jahr 2020 als Bezugsjahr vorgelegt. Die Ergebnisse sind in Abbildung 2.9 festgehalten.

Die für Deutschland geschätzte Kostenkurve hat im Vergleich zur globalen Kostenkurve einen geringeren Anteil negativer Kosten. Bei der Interpretation der Zahlen der Vermeidungskosten sind immer der Zeitpunkt und die angestrebte Emissionsminderung mit zu nennen: In Abbildung 2.9 werden Vermeidungskosten von 30 €/t CO₂ im Jahr 2020 bei einer Minderung von 40 – 45 Mio. t CO₂ geschätzt.

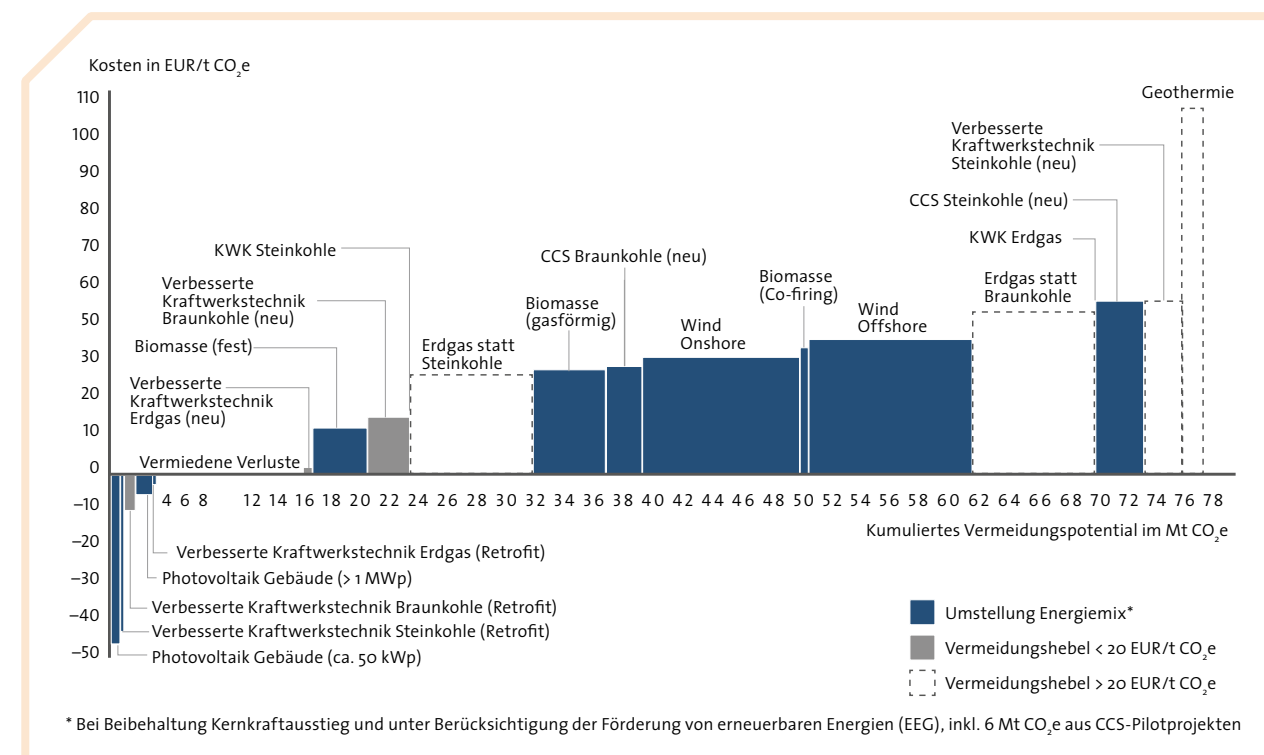
Dieser Ansatz hat in der Literatur Kritik hervorgerufen, da geringe Variationen seiner Parameter zu erheblichen Veränderungen in den Ergebnissen führen können (Kesicki und

Ekins, 2012). Ein weiterer Diskussionspunkt ist die Existenz der negativen Kosten, da sie unterstellen, dass es ungenutzte Energieeinsparungen gibt, die rentabel sind. Deren Einschätzung hängt vom verwendeten Kostenbegriff und der Berücksichtigung von Investitionsrisiken ab. Bei der Definition des Kostenbegriffes sind die Transaktionskosten, Finanzierungskosten und Kostensteigerungen als Folge geteilter Anreize, wie z.B. bei der Umsetzung von Einsparinvestitionen im Mietwohnungsbau, nicht berücksichtigt (Allcott und Greenstone, 2012). Parallel zum McKinsey-Ansatz sind daher mehrere Bottom-up-Modelle von Forschungsinstitutionen und staatlichen Organisationen zur Analyse von Klimaschutzpolitiken entwickelt worden, die diese Kritikpunkte berücksichtigen (Sathaye und Shukla, 2013).

Bei den **Top-down-Ansätzen** wird die Welt in einzelne Länder und Regionen aufgeteilt, die miteinander Handel betreiben und für ihre Wirtschaft die einzelnen Energieträger einsetzen. Darauf beruhen die Projektionen der Treibhausgase. Die Modelle sind in der Lage, Rückkopplungen zwischen Sektoren in einer Volkswirtschaft und die Zusammenhänge zwischen den internationalen Energiemärkten zu erfassen;

ABBILDUNG 2.9 ► Vermeidungskostenkurve im Energiesektor für Deutschland 2020.

(Quelle: McKinsey, 2009b, S. 6)



sie werden auch als allgemeine Gleichgewichtsmodelle bezeichnet. Sie verwenden unterschiedliche Kostendefinitionen: Erstens die Höhe einer CO₂-Steuer, die die angestrebte Minderung der THG-Emissionen erreichen soll, zweitens die gesamten direkten Kosten der Emissionsminderung, drittens den Verlust an Bruttoinlandsprodukt als gesamtwirtschaftliche Kosten und schließlich viertens die Kompensation der Einkommensverluste (Weyant, 1993). Die geschätzten Ergebnisse beruhen auf der Differenz zwischen einer Status-quo-Projektion (Business-as-Usual, BAU) der globalen Wirtschaft und den damit einhergehenden THG-Emissionen einerseits und den Auswirkungen unterschiedlicher Minderungsziele auf die o.g. Kostenkategorien andererseits. Zwischen den unterschiedlichen Modellen kommt es hinsichtlich der Kosten der Vermeidung zu einer Bandbreite von Ergebnissen, die die Folge der Variation der Annahmen bei der Status-quo-Projektion, aber auch bei der Modellierung der Substitutionsmöglichkeiten und dem Maße des technologischen Wandels sind. Insgesamt tendieren die Modellergebnisse zu höheren Vermeidungskosten als die Bottom-up-Ansätze, da sie die indirekten Kosten mit berücksichtigen und bei der Modellierung der technologischen Entwicklung zu einem geringeren Maß an Substitution gelangen.

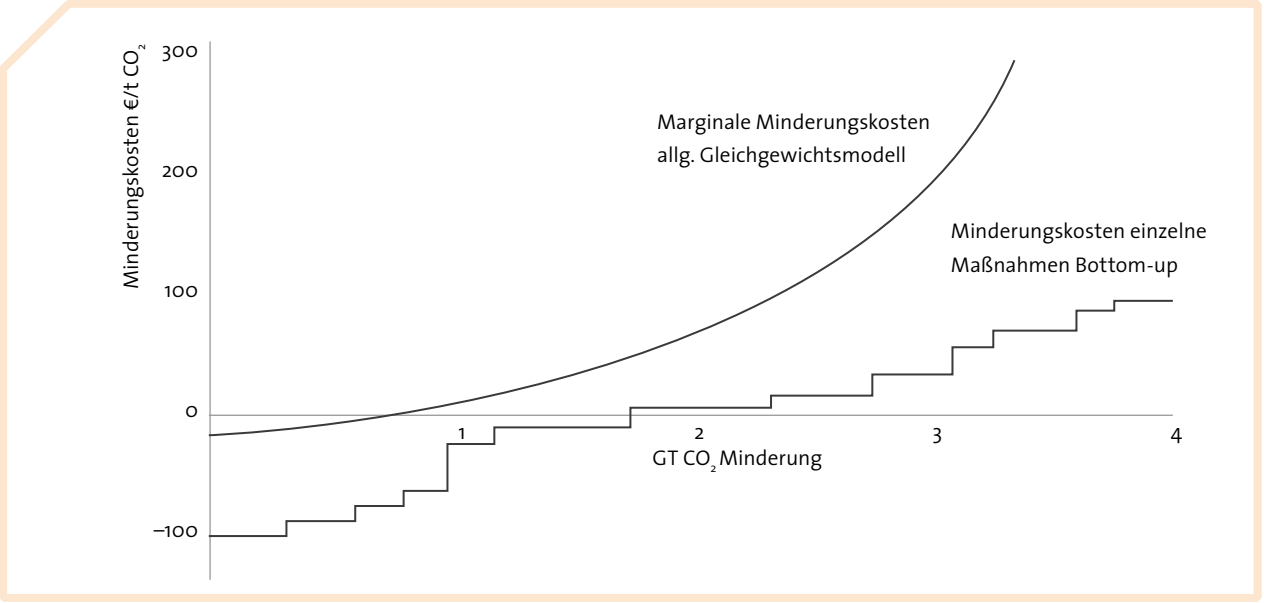
In einer stilisierten Darstellung gelangt Jaccard (2010) für die beiden Methoden der Schätzung der Minderungskosten,

den aufgeführten Top-down-Ansätzen auf der Grundlage von allgemeinen Gleichgewichtsmodellen und den Bottom-up-Ansätzen zur folgenden Darstellung (vgl. Abbildung 2.10):

Mittlerweile sind beide Ansätze weiter entwickelt worden – die Top-down-Modelle bilden die einzelnen Technologien detaillierter ab und die Bottom-up-Modelle sind um gesamtwirtschaftliche Modellkomponenten erweitert worden –, sodass sich mittlerweile ein dritter Modellierungsansatz der **hybriden Modelle** herausgebildet hat, bei denen auf unterschiedliche Weise beide Ansätze miteinander kombiniert werden (Böhringer und Rutherford, 2008).

Die Zahl der für die Schätzung der Vermeidungskosten entwickelten Modelle hat eine hohe Anzahl erreicht, bei denen eine große Bandbreite der Schätzung der Vermeidungskosten zu konstatieren ist: Kuik et al. (2009) können für eine Meta-Analyse auf 26 Modelle zurückgreifen, die den drei oben genannten Kategorien zugeordnet werden können. Die auch hier zu beobachtende Variation der Schätzungen der Vermeidungskosten hängt primär vom angestrebten Schutzziel, von der verwendeten Baseline und von der Modellierung des technischen Fortschritts ab, aber nicht vom verwendeten Modellierungsansatz, zumindest ist die Zugehörigkeit zu einer Gruppe im Meta-Modell nicht signifikant.

ABBILDUNG 2.10 ► Zusammenhang zwischen unterschiedlichen Ansätzen zur Schätzung der Vermeidungskosten.
(Quelle: eigene Darstellung nach Jaccard, 2010).



Im vierten Assessment Report (IPCC, 2007) unterscheidet der IPCC aber noch beide Ansätze und kommt in seiner Zusammenfassung der Vermeidungskosten zu unterschiedlichen Ergebnissen für 2010: Während bei den Bottom-up-Studien noch ein Minderungspotential mit negativen Kosten identifiziert wird, bleiben die Schätzungen der Top-down-Modelle im positiven Bereich, aber die Größenordnungen sind ähnlich. Für das Jahr 2030 gelangen beide Modellierungsansätze bei einer unterstellten CO₂-Steuer von z.B. 20 US-Dollar zu Emissionsminderungen zwischen 9 und 17 bzw. 9 und 18 Mrd. t CO₂ (siehe Tabellen 2.2 und 2.3).

In der politischen Debatte gelten die Vermeidungskosten als glaubwürdigere Zahl als die Schadenskosten für die ökonomischen Implikationen des Klimaschutzes, aber die Bandbreite der Einflussfaktoren und die Komplexität bei der Projektion der Minderungsoptionen führen dazu, dass auch eine Bandbreite von Zahlen als Ergebnis angegeben wird. Eindeutig ist dabei, dass die zusätzlichen Vermeidungskosten mit zunehmender Emissionsminderung der THG ansteigen und dass sie stark von der Entwicklung der Kosten der Vermeidungsoptio-

nen in den einzelnen Sektoren abhängen. In diesem Sinne stellen die Vermeidungskosten für ein bestimmtes Minderungsniveau eine Mindestgröße für den ökonomischen Wert der Vermeidung der Klimaschäden dar. Eine derart berechnete Größe kann dann als Ausdruck des politischen Konsenses angesehen werden, ein bestimmtes Minderungsziel anzustreben.

2.3.2 Marktpreise im Emissionshandel

Die Marktpreise im Emissionshandel sind als aktuelle Beobachtungen einfach zu ermitteln, da es mehrere Märkte gibt, auf denen CO₂-Emissionsrechte als Ergebnis der staatlichen Klimaschutzpolitik gehandelt werden. Das bedeutsamste und bezogen auf die gehandelte Menge (Mio. t CO₂) und den Umsatz größte ist das Emissionshandelssystem der Europäischen Union. Daneben sind die Kyoto-Mechanismen (Clean Development Mechanism, CDM; Joint Implementation, JI) und einige regionale Emissionshandelssysteme in Neuseeland, Kalifornien und im Nordosten der Vereinigten Staaten von Bedeutung. Weiterhin existiert ein freiwilliger Markt, der aber nur ein Prozent des Handelsvolumens der staatlichen Märkte ausmacht.

TABELLE 2.2 ► Globales Minderungspotential 2030, geschätzt auf der Grundlage von Bottom-up-Studien.
(Quelle: IPCC, 2007).

Emissionspreis (Carbon price) (US \$/t CO ₂ -Äq)	Ökonomisches Potential (Mrd. t CO ₂ -Äq/a)	Reduzierung zu SRES A1B (68 Mrd. t CO ₂ -Äq/a) (in %)	Reduzierung zu SRES B2 (49 Mrd. t CO ₂ -Äq/a) (in %)
0	5–7	7–10	10–14
20	9–17	14–25	19–35
50	13–26	20–38	27–52
100	16–31	23–46	32–63

TABELLE 2.3 ► Globales Minderungspotential 2030, geschätzt auf der Grundlage von Top-down-Studien.
(Quelle: IPCC, 2007).

Emissionspreis (Carbon price) (US \$/t CO ₂ -Äq)	Ökonomisches Potential (Mrd. t CO ₂ -Äq/a)	Reduzierung zu SRES A1B (68 Mrd. t CO ₂ -Äq/a) (in %)	Reduzierung zu SRES B2 (49 Mrd. t CO ₂ -Äq/a) (in %)
20	9–18	13–27	18–37
50	14–23	21–34	29–47
100	17–26	25–38	35–53

Die Preise für den Handel mit den Zertifikaten des EU-Handelssystems sind in jüngster Zeit auf ein sehr niedriges Niveau von etwa 5 €/t CO₂ gefallen. Als Gründe werden in der Literatur die wirtschaftliche Rezession in der Europäischen Union in den Jahren 2008–2009 und ihre schwache wirtschaftliche Erholung in den Folgejahren, ein starkes internationales Angebot an Minderungsprojekten und die Überausstattung mit Emissionszertifikaten angeführt (Kossov und Guignon, 2012; Neuhoff et al., 2012, Neuhoff und Schopp, 2013). Die Preise bilden primär den gegenwärtigen Zustand der Knappheit und die Erwartung über die kurzfristigen Änderungen im jetzigen Emissionshandelssystem ab. Entscheidend sind hierbei die politischen Entscheidungen über die Ausgestaltung des europäischen Emissionshandelssystems und die mögliche Entwicklung ähnlicher Systeme in anderen Regionen der Welt.

Als Alternative kommt eine Projektion der Preise in die Zukunft in Betracht. Dabei muss mit Annahmen über eine plausible zukünftige Entwicklung gearbeitet werden. Die vorhandenen Schätzungen beruhen im Wesentlichen auf Abschätzungen der Veränderungen von Nachfrage und Angebot (Kossov und Guignon, 2012). Da die Nachfrage durch die politischen Vorgaben über die Deckelung der verfügbaren Emissionsmengen bestimmt wird, orientiert sich die Preisbildung primär an den Kosten des Angebotes. Dies wird über die Vermeidungskosten modelliert. Wichtig ist dabei, das Kalkül der Investoren zu modellieren, also die privaten anstelle der volkswirtschaftlichen Kosten zu berücksichtigen (Brinkmann et al., 2009).

Für das Klimaschutzpaket der Europäischen Union im Jahr 2008, das den Handel in Verbindung mit einer Emissionsminderung um 20 % bis 2020 vorsieht, hat die EU-Kommission eine Projektion der Auswirkungen durchführen lassen. Dabei kommt sie auf der Grundlage des PRIMES-Modells zu einer Bandbreite der Zertifikatspreise zwischen 39 und 47 €/t CO₂. Das Paket wurde im Rahmen des Assessments des Energy Modelling Forums der Stanford Universität mithilfe anderer Modelle (DART, PACE, Gemini-E3) auf seine Auswirkungen untersucht, bei denen sich im Rahmen einer vollständigen, einheitlichen Umsetzung des Emissionshandels Preise zwischen 36 und 72 €/t CO₂ für 2020 ergeben (Böhringer et al., 2009).

2.3.3 Schadenskosten

Die Schätzung der Schadenskosten stellt das angemessenste Verfahren für die Bewertung von Klimawandel bedingten Kosten dar, da sie unmittelbar auf die Schäden infolge

des Klimawandels Bezug nehmen. Aber es ist zugleich das komplexeste Verfahren, da es auf integrierten Klimamodellen beruht, die den Wirkungspfad von der sozio-ökonomischen Entwicklung, den Emissionen, der Konzentration der THG in der Atmosphäre, ihren Klimafolgen und den daraus entstehenden wirtschaftlichen Schäden abbilden. Es weist deshalb ein erhebliches Maß an Unsicherheit auf (Stern, 2007; Tol, 2005). Es gibt global mehr als 30 Modelle (Stanton et al., 2008), die als Integrierte Assessment Modelle (IAM) sowohl die Emissionsseite, als auch die Modellierung des Klimageschehens und deren Auswirkungen auf die gesellschaftliche Dimension berücksichtigen. Die Modelle bilden die sozialen Schadenskosten einer zusätzlichen zum Betrachtungszeitpunkt emittierten Tonne CO₂ ab, die als zukünftige Schäden auf die Gegenwart diskontiert werden. Die Schadenskosten werden zumeist zuerst regional geschätzt und dann global addiert, wobei eine regionale Gewichtung stattfindet (vgl. Anthoff und Tol, 2010).

Die Modelle verknüpfen Szenarien der wirtschaftlichen und sozialen Entwicklung mit ökonomischen Wachstumsmodellen oder allgemeinen Gleichgewichtsmodellen, die die Grundlage der Schätzung von THG-Emissionen bilden. Hierbei wird mit Annahmen (oder über endogene Modellierung) die Entwicklung der energetischen Effizienz und der potentiellen Dekarbonisierung der Energiesysteme berücksichtigt. Die Übersetzung der Emissionen in Temperatur- und Niederschlagsänderungen findet mithilfe von geophysikalischen Modellen statt, die als Output zuerst Veränderung der Konzentrationen liefern (Nordhaus, 2011a). Diese Änderungen der Konzentrationen liefern dann einen Anstieg der globalen Durchschnittstemperaturen und Veränderungen des Meeresspiegels (Nordhaus, 2011a). In einem weiteren Schritt werden diese Klimaänderungen in Schäden transformiert, über eine Schadensfunktion, die alle Schäden abbildet, aggregiert, und für großräumige Weltregionen differenziert.

Im Rahmen der Klimadebatten spielen drei IAM-Modelle eine prominente Rolle: Bei diesen handelt es sich um das Dynamic Integrated Model of the Climate and the Economy (DICE) (Nordhaus und Boyer, 2000; Nordhaus, 2011b), das Policy Analysis for the Greenhouse Effect Model (PAGE) (Hope, 2006; Hope, 2011) und das Climate Framework for Uncertainty, Negotiation and Distribution (FUND) (Tol, 2002c; Anthoff und Tol, 2012), die die Welt in je 8–16 Regionen zusammenfassen.

Die in diesen Modellen erzielten Schätzungen der Schadenskosten werden durch sechs Aspekte beeinflusst, deren Lösungsweg in der Literatur kontrovers diskutiert wird, weil

sie zentral für die Ergebnisse sind (Warren et al., 2006; Kuik et al., 2008; Stanton et al., 2008; Ackerman et al., 2009; Kopp et al., 2012). Diese Einflussfaktoren und ihre Bedeutung werden im Folgenden kurz beschrieben.

Klimawirkungen

Hierunter wird die Modellierung der Verknüpfung zwischen den CO₂-Konzentrationen in der Atmosphäre und den sich daraus ergebenden Temperaturänderungen verstanden. Die erste Komponente der Klimawirkungen wird als Klimasensitivität bezeichnet, darunter wird der langfristige Temperaturanstieg verstanden, der mit einer Verdoppelung der CO₂-Konzentrationen in der Atmosphäre verbunden ist. Die zweite Komponente ist die Geschwindigkeit, mit der das neue Temperaturgleichgewicht erreicht wird. Als dritte Komponente werden die Rückkopplungen zu den natürlichen Speichern der Ozeane und der Biosphäre zusammengefasst (Mastrandrea, 2010). Bei allen diesen Komponenten besteht eine große Unsicherheit, von denen die der Klimasensitivität in den IAM-Modellen explizit spezifiziert wird. Bei den drei oben aufgeführten IAM-Modellen führt die Spezifizierung der Klimasensitivität zu Bandbreiten der Temperaturerhöhung, die konsistent mit den Ergebnissen der Klimamodelle im Rahmen der IPCC-Berichterstattung (IPCC, 2007, 2014) sind.

Anfänglich wurden die Modelle mit durchschnittlichen Veränderungen der Konzentrationen und der Temperaturveränderungen gerechnet, mit denen dann die Schäden ermittelt wurden (Stanton et al., 2008). Die Nutzung des PAGE-Modells für den Stern-Report brachte erstmals eine explizite Thematisierung der damit verbundenen Unsicherheiten durch die Verwendung der Monte-Carlo-Analyse. Mittlerweile spielt die Berücksichtigung von Unsicherheiten und damit auch von extremen Werten bei den Temperaturänderungen eine zentrale Rolle. Diese Unsicherheiten werden mithilfe von Wahrscheinlichkeitsverteilungen modelliert, bei denen diskutiert wird, in welchem Maße extreme Klimawirkungen mit relativ hohen Wahrscheinlichkeiten auftreten (als »fat tails« bezeichnet) (Ackerman und Stanton, 2012; Weitzman, 2007, 2011). Die sich aus dieser Unsicherheit ergebende Bandbreite und die zugrunde liegende Wahrscheinlichkeitsverteilung der Schätzungen der Klimasensitivität wird mittlerweile als sehr hoch eingeschätzt (Heal und Millner, 2014). In der Folge lassen sich nur Trendaussagen machen, wie die Angabe einer Bandbreite der wahrscheinlichen Temperaturerhöhungen zwischen 2 und 4,5°C des IPCC, ohne dass es zu einem Konsens über die mögliche Obergrenze der Temperaturerhöhung durch den

Klimawandel gekommen ist. Bedenkt man weiterhin, dass die Klimasensitivität für globale Durchschnittswerte berechnet wird, die Klimafolgen hingegen räumlich und zeitlich variieren, dann zeigt sich, dass bereits die naturwissenschaftliche Basis der Schätzung der Klimaschadenskosten mit sehr hoher Unsicherheit behaftet ist. Heal und Millner (2014, S. 123) erwarten keine weitere Reduzierung der Unsicherheit angesichts der Vorgehensweise bei der Erstellung der globalen Klimamodelle.

Schadensfunktion

Als Schäden werden die Wirkungen der Klimafolgen für Menschen im Sinne der Veränderungen des menschlichen Wohlbefindens gewertet, die in den meisten Modellen als monetäre Größe konzipiert und gemessen werden. Die Veränderungen in terrestrischen und aquatischen Ökosystemen werden als Klimawirkungen (impacts) bezeichnet, die mit biophysikalischen Einheiten gemessen und mit Waldwachstums- oder hydrologischen Modellen modelliert werden. Die Schadensfunktionen bilden den Zusammenhang zwischen Temperaturanstieg und monetären Schäden – häufig als Einbußen beim BIP – als nichtlineare Funktion ab. In den IAM-Modellen werden mehrere Funktionen für unterschiedliche Schadensarten verwendet. Bei den Schadensfunktionen sind mehrere Problemfelder zu unterscheiden: Dies sind

- ▶ die Vollständigkeit der berücksichtigten Schäden,
- ▶ die sektorale und regionale Differenzierung der Schäden und ihre Aggregation zu globalen Schäden,
- ▶ die Zuverlässigkeit der Bewertungsmethode und
- ▶ die Spezifikation der Schadensfunktion für den Bereich, für den keine Daten zur Kalibrierung vorliegen.

Bei der Bandbreite der berücksichtigten Schäden wird erstens zwischen Marktschäden, für deren ökonomische Bewertung Marktpreise verwendet werden können, wie landwirtschaftliche Ertragsverluste, und nicht-marktlichen Schäden, die nicht über Marktpreise bewertet werden, wie Gesundheitsschäden oder Schäden an Ökosystemen, unterschieden. Bei Letzteren werden je nach Schadensart unterschiedliche Bewertungsmethoden herangezogen. Aber zur Abdeckung der regionalen Variation reichen die vorhandenen Primärstudien nicht aus, sodass Nutzentransfer-Ansätze verwendet werden. Die Schadensfunktionen deckten in den frühen Ansätzen die marktlichen und marktnahen

Schäden in der Landwirtschaft, im Küstenschutz und dem induzierten Energieverbrauch ab, waren aber lückenhaft hinsichtlich nicht-marktlicher Schäden, z.B. Hitzestress, Ökosystembeeinträchtigungen, Dürreperioden, sozial bedingte Folgen und regionale Konflikte (Watkiss und Downing, 2008). Die Breite der abgedeckten Schadensarten nimmt zwar mit der Modellentwicklung und der Zunahme regionaler Studien zu, aber die damit erzielte Zuverlässigkeit der Schätzungen wird weiterhin kritisch gesehen, da vorrangig marktliche Schäden und Schätzungen aus den Vereinigten Staaten genutzt werden können (Hanemann, 2008; Kolstad et al., 2014).

Zweitens wird zwischen direkten und indirekten Schäden unterschieden. Bei den direkten Effekten wird nur der Schaden auf den primär betroffenen Sektor berücksichtigt, während bei den indirekten Effekten auch die Schäden der weiteren Sektoren, die mit dem primär betroffenen Sektor verbunden sind, berücksichtigt werden (Kuik et al., 2008).

Drittens ist die Spezifikation der Schadensfunktion und ihre empirische Absicherung ein zentraler Aspekt. Die Schäden werden sektorspezifisch in Abhängigkeit von der Temperaturentwicklung (oder vom Meeresspiegelanstieg) formuliert. Dem DICE-Modell liegt eine quadratische Funktion zugrunde, wobei der Exponent der Funktion häufig angenommen wird (Kopp et al., 2012). Das Hauptproblem hierbei ist, dass die Schadensfunktionen nur im niedrigen Temperaturbereich kalibriert werden können, aber bei höherer Klimasensitivität Aussagen für Temperaturbereiche getroffen werden sollen, für die keine Empirie vorliegt. Deshalb wird der Exponent der Schadensfunktion in die Unsicherheitsanalyse mit aufgenommen. Weitere Ansätze sind die Aufgabe der kontinuierlichen Schadensfunktion (Stanton et al., 2008) und die Einführung von polynomialen Funktionen (Kopp et al., 2012).

Der vierte Aspekt ist die Definition des Schadens: Bei den wohlfahrtsmaximierenden Modellen wie DICE oder FUND ist der Nutzen (utility) die Maßeinheit, mit der der Schaden gemessen wird, aber es gibt auch Modellansätze, bei denen das Einkommen oder der Konsum die relevante Variable ist. Der Schaden ist dann der Verlust an diesen Größen als Folge der Klimaänderungen.

Berücksichtigung der technologischen Entwicklung

Die Entwicklung der Emissionen in den Modellen ist das Ergebnis der technologischen Entwicklung und ihrer Kohlenstoffintensität. Die technologische Entwicklung und die Entwicklung der Kosten der einzelnen Technologien sind

entscheidend für die Entwicklung der Vermeidungskosten, aber sie bestimmen auch die Höhe der Emissionen und damit die Höhe der Schäden. Entscheidend ist, mit welchem Ansatz die technologische Entwicklung in der Zukunft modelliert wird. Anfänglich wurde der technische Fortschritt als feste, exogen vorgegebene Größe modelliert, mittlerweile ist der technische Fortschritt endogenisiert worden und die Innovationen und damit Kostensenkungen von Minderungstechnologien werden von den Modellen induziert. Hierdurch werden die Modelle komplexer, da sie die Innovationsprozesse technologiespezifisch für eine große Bandbreite von Technologien abbilden (vgl. Edenhofer et al., 2006). Diese Modellierung eignet sich gut für Kostenminimierungsmodelle, die anders als die IAM-Modelle nur die Minderungsseite der Emissionen umfassen und auf die Schätzung der Schadenskosten verzichten (Stanton et al., 2008). Für die IAM-Modelle besteht die Notwendigkeit, einen Kompromiss zwischen Detaillierungsgrad und der Handhabbarkeit der Modelle zu schließen.

Berücksichtigung der Anpassungsreaktion

Die Schäden als Folge des anthropogenen Klimawandels sind als Nettoschäden konzipiert. Klassisch ist hierbei die Methode der Schätzung der Auswirkungen des Klimawandels auf den Agrarsektor, bei der über die Ricardianische Analyse versucht wird, die Anpassungsoptionen mit zu berücksichtigen (Mendelsohn et al., 1994). Anfänglich wurde dieser Aspekt bei der Modellentwicklung als generelle Fragestellung nicht berücksichtigt. Mittlerweile wird versucht, die Anpassungen mit zu berücksichtigen, aber die getroffenen Annahmen variieren erheblich (Kuik et al., 2008). Angesichts der Bandbreite der möglichen Anpassungsreaktionen und der Notwendigkeit, die Klimawandel induzierten Reaktionen zu identifizieren, ist bei diesem Thema noch kein Fortschritt erzielt worden.

Während die oben aufgeführten Aspekte aus der Unsicherheit über die wissenschaftlichen Kenntnisse der Wirkungsketten resultieren und damit durch Forschung gelöst werden können, sind die beiden folgenden Aspekte, die Aggregation der regionalen Schäden zu globalen Schäden und die Aggregation der Schäden in den einzelnen Jahren zu Gesamtschäden wesentlich durch normative Positionen geprägt, denen unterschiedliche ethische Prinzipien zugrunde liegen.

Die Gewichtung der Schäden in Regionen mit niedrigen Einkommen

Während die ersten IAM-Modelle mit globalen Durchschnittswerten für das Einkommen gerechnet wurden, ar-

beitet die Mehrheit der Modelle heute mit Weltregionen, die dann auf den globalen Maßstab aggregiert werden. Anfänglich fand nur eine einfache Aggregation des Einkommens über die Umrechnung der Währungen statt (Kuik et al., 2008). Dies bedeutet, dass z.B. gesundheitliche Schäden, inklusive der Mortalität, in den ärmeren Regionen der Welt ökonomisch niedriger bewertet wurden als in reicheren Ländern (vgl. Fankhauser, 1995). Dieser Ansatz wurde vom IPCC im Second Assessment Report übernommen, der daraufhin jedoch intensiv kritisiert wurde. Aus ethischen Überlegungen wurde eine Gewichtung zum Ausgleich dieser Unterschiede vorgeschlagen (sogenannte Verteilungsgewichte bzw. equity weighting).

In einigen Studien wurde die Gewichtung mit global einheitlichen Werten vorgenommen (Hohmeyer und Gärtner, 1992; Ekins, 1995); diese Berechnungen sind in der ökonomischen Literatur als Ad-hoc-Kalküle abgelehnt worden (Fankhauser et al., 1997). Es hat sich stattdessen eine wohlfahrts-theoretische Begründung mithilfe der Formulierung von Nutzenfunktionen durchgesetzt, bei denen der Trade-off zwischen Einkommensverteilung und Einkommenshöhe einer Gesellschaft explizit in Form unterschiedlicher Gewichte (Verteilungsgewichte) spezifiziert wird. Hierbei stehen mehrere Wohlfahrtsfunktionen zur Auswahl, mit denen die Gewichte abgeleitet werden können. Eine solche Auswahl lässt sich wissenschaftlich nicht begründen, sondern ist das Ergebnis von Wertentscheidungen, die Wissenschaftler für ihre Analyse treffen können. Die daraus abgeleiteten, gewichteten Schadenskosten enthalten dann diese Wertkomponente. In der Folge werden die Schätzungen hinsichtlich der Verteilungsgewichte mit den unterschiedlichen Wohlfahrtsfunktionen und mit einer Bandbreite des zentralen Parameters der Nutzenfunktion (der Einkommenselastizität des Grenznutzens) dargestellt (Fankhauser et al., 1997). Somit ergibt sich bei den Schadenskosten eine Bandbreite der Schätzungen, die im Falle der Schätzungen der Autoren des Second Assessment Report des IPCC bereits Mitte der 1990er Jahre das Doppelte bis Dreifache der ungewichteten Schätzungen umfasste (Fankhauser et al., 1998).

Bei der empirischen Schätzung der Effekte der Verteilungsgewichte auf die Schadenskosten spielen weitere Faktoren eine Rolle, von denen das Einkommensniveau von zentraler Bedeutung ist, aber auch die Entwicklung der Verteilung des Einkommens und der Schäden in der Betrachtungsperiode sowie der Diskontierungsansatz (Anthoff et al., 2009). Die Schätzungen von Schadenskosten mit Verteilungsgewichten führen in der Regel zu wesentlich höheren Ergeb-

nissen als die ungewichteten Schätzungen. So gelangt Tol (2005) bei einem Vergleich von IAM-Studien mit Studien, die eine derartige Gewichtung vornehmen, zu einem fünf-fachen Medianwert der Schadenskosten. Auf der Grundlage einer neueren Version von FUND (2.8) gelangen Anthoff und Koautoren (2009) bei der Aufteilung der Welt in 16 Regionen bei einer Normalisierung mit US Werten zu einem Vielfachen, zwischen dem 14–16-fachen, je nach unterstelltem Diskontsatz (S. 844). Die Grundlage dieser Schätzungen ist die Annahme einer gemeinsamen globalen Wohlfahrtsfunktion.

Die Frage der Verteilungsgewichte taucht nur dann auf, wenn bei den Schadenskosten eine globale Sichtweise eingenommen wird. Wenn der Klimaschutz allein aus nationaler Sicht analysiert und ein nationales Entscheidungskalkül verfolgt wird, dann wären nur die national anfallenden Schadenskosten relevant (Barrett, 2007), die erheblich unter den globalen Schäden liegen. Mit diesem Unterschied wird in der Ökonomie die Bereitschaft von Staaten (mit)erklärt, sich in bestimmtem Maße an internationalen Klimaschutzvereinbarungen zu beteiligen (Sunstein, 2007). Bei einer nationalen Perspektive mit einem Fokus allein auf die nationalen bzw. regionalen Schäden kommen Anthoff und Tol (2010) zu erheblich unterhalb den ungewichteten globalen Schadenskosten liegenden Werten. In einem Working Paper haben Anthoff und Tol (2007) ihre Schätzergebnisse für die 16 Weltregionen veröffentlicht. Bei einer reinen Zeitpräferenzrate von 0% betragen danach die Werte 9,33 US \$/t C (2,35 €/t CO₂) für Westeuropa, während sie auf 182,1 US \$/t C (45,9 €/t CO₂) mit globalen Verteilungsgewichten steigen. In diesem Fall liegen die Schäden je Tonne CO₂ in Westeuropa also bei einem Zwanzigstel der globalen Werte. Geht man davon aus, dass die Klimaschäden für Deutschland denen Westeuropas entsprechen, wird deutlich, wie gering das Gewicht der Schäden in Deutschland im Verhältnis zu den globalen Schäden ist.

Diskontierung zukünftiger Schäden

Wie in Abschnitt 2.2.2 bereits für die ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen und den Erhalt der Biodiversität ausgeführt, spielt die Diskontierung auch eine zentrale Rolle für die zeitliche Aggregation von Klimaschäden, die in einem ersten Schritt für die einzelnen Jahre berechnet werden. Angesichts der langen Verweilzeit der THG in der Atmosphäre und dem daraus folgenden langen, Jahrhunderte umfassenden Betrachtungszeitraum bestimmt die Höhe des Diskontsatzes in einem erheblichen Maße die Höhe der geschätzten Schadenskosten, da der Effekt der

Diskontierung nicht-linear ist. Kleinere Unterschiede auf dem Papier haben dennoch gravierende Auswirkungen: Bei einem Diskontsatz von 1% beträgt der Wert eines Schadens von 1 Mio. € in 300 Jahren heute 50.000 €, bei einem Diskontsatz von 5% weniger als 50 Cents (Stern und Persson, 2008).

Auch wenn die Diskontierung in der Debatte grundsätzlich in Frage gestellt wird (siehe Abschnitt 2.2.2), so wird in der Modellbildung nicht auf sie verzichtet – es werden nur ihre Höhe debattiert und unterschiedliche Werte verwendet. In den früheren Modellversionen wurden Diskontsätze von 5% verwendet (z.B. Nordhaus, 1994); in der Folge machten die Klimaschäden nur einen geringen Anteil am projizierten Bruttosozialprodukt aus. Der Stern-Report (2007) wich von dieser Praxis ab und verwendete einen Diskontsatz von 1,4% und gelangte somit zu erheblich höheren Schäden des Klimawandels. Begründet wurde diese Änderung im Bericht mit der Besonderheit der Klimaschäden, bei denen die Verteilung zwischen Generationen und zwischen Ländern die zentrale Eigenschaft ist.

Bei der Modellierung wurde, wie in der ökonomischen Wohlfahrtstheorie üblich, auf die bereits erwähnte Ramsey-Formel zurückgegriffen, um den verwendeten Diskontsatz abzuleiten. Die Formel ist aus einem Modell des optimalen Wirtschaftswachstums entstanden, da die Klimaschäden im Kontext der durch das Wirtschaftswachstum begründeten Steigerungen des Einkommens analysiert werden.

Die Bedingung des optimalen Wachstums lautet entsprechend dem dafür verwendeten Hamiltonian nach den Regeln der Kontrolltheorie $d = g\eta + r$, die jederzeit erfüllt sein muss. Dies bedeutet: Die gesellschaftliche Diskontrate d ist zu jeder Zeit das Produkt aus der Wachstumsrate des Konsums g und der Grenznutzenelastizität des Konsums η plus die gesellschaftliche Myopierate r (oder der reinen Zeitpräferenzrate). Diese Komponenten der Formel ergeben zusammen den verwendeten Diskontsatz. Die Myopierate der Gesellschaft beträgt bei Stern mit 0,001 fast Null. Die Wachstumsrate des Konsums g ist eine empirische Größe, die bei der Modellierung als eine plausible Größe angenommen werden muss, während η die gesellschaftliche Bewertung des Nutzens einer zusätzlichen Einheit des Einkommens (marginal elasticity of utility to income; Grenz-elastizität des Nutzens zum Einkommen) abbildet. Obwohl die grundsätzlichen Eigenschaften von η empirisch belegt sind, ist ihre konkrete Zahl eine ethisch begründete Setzung, die Aussagen über die Einkommensverteilung impliziert (Stern und Persson, 2008; Buchholz und Schumacher,

2010; Dietz und Stern, 2008). Die Debatte fokussierte auf die Höhe der beiden Komponenten r und η , bei denen Werte zwischen 0,1% und 3% für r und zwischen 0 und 2 für η hinsichtlich ihrer Angemessenheit diskutiert wurden. Wenn ein Pro-Kopf-Wachstum des Konsums von 1,4% für plausibel gehalten wird, dann entscheiden die ethisch begründeten Setzungen über die Höhe der Komponenten η und r über die Höhe des aus der Formel resultierenden Diskontsatzes d (Dietz und Stern, 2008).

Diese Debatte ist nicht zu einem abschließenden Ergebnis über den für das Klimaproblem angemessenen Diskontsatz gelangt, sodass die danach erfolgten Modellierungen sich entweder für einen ethisch begründeten Diskontsatz entschieden haben, oder mit einer Bandbreite von Diskontsätzen gerechnet und die daraus folgenden Klimaschäden als Bandbreite in Abhängigkeit von den verwendeten Diskontsätzen dargestellt haben.

Zusammenfassung der Schätzungen für Schadenskosten des Klimawandels

Die jüngste vorliegende Übersicht der empirischen Schätzungen der Schadenskosten (Tol, 2009) zeigt eine große Bandbreite der Schätzungen, auch wenn die Bandbreite der Temperaturveränderungen in den berücksichtigten Studien auf zwischen 1 und 3 °C begrenzt ist (Tabelle 2.4).

Es zeigt sich damit zusammenfassend, dass die Literatur erhebliche Bandbreiten von Grenzschadenskosten mit Unsicherheitsmaßen aufweist (Stern, 2007; Tol, 2005; Tol, 2009; Anthoff et al., 2011). Zur Beschreibung der Schätzergebnisse werden nicht nur zentrale Parameter, wie Mittelwert oder Median, genutzt, sondern auch Verteilungsparameter wie die Perzentile in Tabelle 2.4. Die Bandbreite beruht zu einem großen Teil, wie in Abschnitt 2.2.2 dargelegt, auf der Dichotomie der Befürworter niedriger (Stern und Mitstreiter) vs. höherer Diskontsätze (Nordhaus, Mendelsohn). Neben den Diskontsätzen spielen nach Tol (2005) die Verteilungsgewichte eine entscheidende Rolle für die Erklärung der Bandbreite.

In der Folge ist die Vorstellung, mit einem zentralen Wert die Kosten des Klimawandels schätzen zu können, aufgegeben worden; stattdessen rückt die Beschreibung der Verteilung der Schäden in den Vordergrund. Hierbei ergibt sich aber das Problem, dass Schäden eine katastrophale Größenordnung erreichen können, sich aber die Wahrscheinlichkeit ihres Eintreffens nicht abschätzen (quantifizieren) lässt, weil es für die Schätzung dieser Extreme keine empirische

TABELLE 2.4 ► Bandbreite der Schätzungen von Schadenskosten (1995 US \$/t C). Gewichtung der Parameter der Studien erfolgt mithilfe einer rechtsschiefen Verteilung. (Quelle: Tol, 2009, S. 41).

	Stichprobe, ohne Gewichtung				Angepasste Stichprobe, gewichtet			
	Alle	Reine Zeitpräferenzraten			Alle	Reine Zeitpräferenzraten		
		0 %	1 %	3 %		0 %	1 %	3 %
Mittelwert	105	232	85	18	151	147	120	50
Standard-abweichung	243	434	142	20	271	155	148	61
Modus	13	–	–	–	41	81	49	25
33stes Perzentil	16	58	24	8	38	67	45	20
Median	29	85	46	14	87	116	91	36
67stes Perzentil	67	170	69	21	148	173	142	55
90stes Perzentil	243	500	145	40	345	339	272	112
95stes Perzentil	360	590	268	45	536	487	410	205
99stes Perzentil	1500	–	–	–	1687	667	675	270
N	232	38	50	66	–	–	–	–

Basis gibt. Weitzman (2009, S. 1) illustriert diese Extreme mit dem Beispiel einer durchschnittlichen globalen Temperaturerhöhung von 10 °C in zwei Jahrhunderten, für die es nur eine »Hausnummer« für deren Eintrittswahrscheinlichkeit von 5% gäbe. Angesichts der fehlenden Kenntnis der Wahrscheinlichkeitsverteilung des Eintretens derartiger katastrophaler Schäden gelangt ein Kalkül, das wie die IAM-Modelle mit Erwartungswerten arbeitet, an seine Grenzen. Eine prominente Rolle spielt daher in jüngster Zeit die Diskussion um die Verteilung der Extreme, die Eintrittswahrscheinlichkeit katastrophaler Klimafolgen, die von Weitzman (2011) als »Fat Tails« bezeichnet wird, und ihre Implikationen für die Höhe der Klimaschäden. Unter bestimmten Annahmen über die Verteilung der Schadwirkungen, der Nutzenfunktion und der Risikoaversion führt die Anwendung des erwarteten Grenznutzens zu nicht finiten Werten der extremen Klimaschäden.

Die Relevanz obiger Annahmen ist allerdings umstritten (Nordhaus, 2011c). In der Folge sind in den Wirtschaftswissenschaften auch die Konsequenzen dieser Entwicklung für die Klimapolitik kontrovers diskutiert worden. Die ursprüngliche Erwartung, mithilfe der IAM-basierten Kalküle von

Schäden des Klimawandels und damit des Nutzens der Minderung der Emissionen eine Orientierung für eine effiziente Klimapolitik zu erhalten, ist bisher nicht erfüllt worden. Insbesondere die Vorstellung, mithilfe der Schadenskosten eine Berechnungsgrundlage für eine CO₂-Steuer zu haben, ist nach wie vor umstritten (Dietz und Fankhauser, 2010).

Entscheidend ist bei den beteiligten Wissenschaftlern die Einschätzung der Unsicherheit und ihrer Lösbarkeit durch wissenschaftlichen Fortschritt. Eine Gruppe von Wissenschaftlern erwartet eine weitere Verbesserung der Modellierung, insbesondere der Schadensfunktionen (Revesz et al., 2014). Damit verbunden ist die Erwartung eines Anstieges der Bandbreite der berechneten Werte für die Schadenskosten (Hanemann, 2008; Stern, 2013; Ackerman und Stanton, 2012; Dietz und Fankhauser, 2010; Howard, 2014). Ackerman und Stanton (2012) gelangen unter expliziter Berücksichtigung extremer Temperaturanstiege und modifizierter Schadensfunktionen angewendet auf das DICE-Modell zu Schadensschätzungen zwischen 200 und 900 US\$ je t CO₂ im Jahre 2010.

Demgegenüber steht eine Gruppe von Ökonomen und Entscheidungstheoretikern, die die Unsicherheit für so gewichtig hält, dass dadurch das Entscheidungskalkül einer Nutzen-Kosten-Analyse mit einem als Erwartungswert berechneten Nutzen für die Festlegung einer effizienten Klimapolitik nicht mehr hilfreich ist (van den Bergh, 2004; Heal und Millner, 2014; Kunreuther et al., 2012). Diese Autoren schlagen ein am Risikomanagement orientiertes Entscheidungskalkül vor, bei dem zuerst mithilfe unterschiedlicher Kalküle (Minimax, Minimax regret, Robust decision-making; siehe zusammenfassend IPCC, 2014) entschieden wird, in welchen Maße ungünstige, d. h. katastrophale Entwicklungen vermieden werden sollen, und bei dem dann über eine Kosten-Wirksamkeitsanalyse die kostengünstigsten Maßnahmen zur Erreichung dieser Ziele ausgewählt werden. Der IPCC hat bereits in seinem dritten Sachstandsbericht die Konsequenz gezogen, ein tolerierbares Fenster der Temperaturveränderungen abzuleiten und dann kostenminimale Strategien zur Erreichung der tolerierbaren Veränderungen zu diskutieren (IPCC, 2001).

Die Schadenskosten der Klimaänderung werden somit lediglich zu einer Orientierungsgröße für die Klimapolitik – und nicht mehr zum zentralen Bewertungsmaßstab einer optimalen, globalen Klimapolitik. Allerdings gibt es eine Reihe von öffentlichen Entscheidungssituationen, in denen die Schadenskosten des Klimawandels dennoch eine wichtige Rolle spielen. Dies betrifft Politiken, Programme und Projekte, die Auswirkungen auf die globale Treibhausgasbilanz haben, aber gleichzeitig anderen umweltpolitischen oder energiepolitischen Zielsetzungen dienen, und die deshalb nicht allein durch ihre Kosten-Wirksamkeit hinsichtlich des Klimaschutzes bewertet werden können. Dies gilt in einem hohen Maße sowohl für Entscheidungen in der Verkehrs- und Energiepolitik als auch für Politiken, die Entscheidungen über Landnutzungen, ihre Ökosysteme und deren Ökosystemleistungen betreffen, wie die Agrar-, Forst- und Naturschutzpolitik.

2.3.4 Politikimplikationen von Schadenskosten des Klimawandels

Die Bedeutung der Kosten und Nutzen der Klimapolitik als Orientierungsgröße für staatliche Entscheidungen im Rahmen der Klimapolitik, aber auch für einzelne Investitionsvorhaben, hat bei einigen Regierungen dazu geführt, dass sie die Debatte für sich zusammengefasst und Handlungsempfehlungen entwickelt haben. Die politische Relevanz dieser Handlungsempfehlungen variiert zwischen den Ländern von einer nicht bindenden Orientierungshilfe in

Deutschland (Maibach et al., 2007), bis hin zu einer gesetzlichen Verpflichtung der Regierung bei der Begründung von staatlicher Politik in den Vereinigten Staaten (Masur und Posner, 2010). Zentrales Anliegen der Regierungen ist es dabei zum einen, sich mit dem Stand der Forschung vertraut zu machen. Zum anderen sollen aber auch eigene Bewertungen bei den zentralen normativen Stellgrößen, nämlich der Frage der nationalen oder globalen Perspektive, der Wahl des Diskontsatzes und der Art des Verteilungsgewichtes (Equity Weighting) zum Ausdruck gebracht werden. Darüber hinaus treffen Regierungen auch Entscheidungen über das »Ob« und »Wie« der Nutzung der Schätzergebnisse zu den Schadenskosten des Klimawandels. Dies reicht vom Einsatz im Einzelfall über systematische argumentative Unterstützung politischer Entscheidungen, wie bei der Analyse der Förderung erneuerbarer Energieträger in Deutschland, bis hin zu einer verbindlichen Regelung als Teil von Nutzen-Kosten-Analysen von umweltpolitischen Regelungen, wie im Rahmen der präsidentialen Executive Order in den USA.

Im Folgenden soll der Stand der Berechnung und der Berücksichtigung der Kosten des Klimawandels in Deutschland und zum Vergleich in Großbritannien und den USA skizziert werden.

Großbritannien: Schattenpreis des Kohlenstoffes als Vorgabe des Energieministeriums

In Großbritannien hat die ökonomische Bewertung von Regierungspolitik und staatlichen Investitionsprojekten eine längere Tradition (HM Treasury, 2011). Die Berücksichtigung von Klimawirkungen begann mit einer Studie im Jahre 2002 (Clarkson und Deyes, 2002) für das britische Umweltministerium DEFRA, die unter Berücksichtigung von Verteilungsgewichten zu einem vertretbaren, illustrativen Wert (defensible illustrative value) von 70 UK £/t C für das Jahr 2000 (23,0 €/t CO₂) gelangt. Zwei Jahre später wurden zwei weitere Studien von DEFRA in Auftrag gegeben, die mit einer weiterentwickelten Version von FUND explizit auf die verschiedenen Arten von Unsicherheiten eingehen sollten (Downing et al., 2007; Watkiss et al., 2005). In den Studien werden eine Literaturanalyse auf der Grundlage der vorhandenen Metaanalyse von Tol (2005) durchgeführt und ein Vergleich von FUND und PAGE vorgenommen.

Die Autoren der ersten Studie (Downing et al., 2007) gelangen zu dem Schluss, dass angesichts der Unsicherheit kein zentraler Wert für den Preis des Kohlenstoffes empfohlen werden kann; sie definieren deshalb eine Bandbreite. Hierfür geben sie aber nur eine Untergrenze von 35 UK £/t C

(14,3 €/t CO₂) für eine globale Entscheidung an, während sie auf die Festlegung einer Obergrenze verzichten – sie nennen aber illustrativ Werte zwischen 100 und 219 £/t C (40,9 – 89,6 €/t CO₂).

Die Autoren der zweiten Studie (Watkiss et al., 2005) haben sich angesichts der Interessen der beteiligten Stakeholder und des umfangreichen Einsatzes von Nutzen-Kosten-Analysen bei Projekt- und Politikbewertungen in Großbritannien zu Empfehlungen durchgerungen. Neben den empfohlenen Werten aus der Studie von 2002 wird die Verteilung der Werte der Schadenskosten in der Literatur für das Jahr 2000 angegeben, während Schätzergebnisse auf der Grundlage der Anwendung der IAM-Modelle FUND und PAGE auch die Schätzung des Zeitverlaufes ermöglichen. Bei der Festlegung der Obergrenze der Schadenskosten wurde hier auf das 95 % Perzentil zurückgegriffen. Weitere Elemente dieser Studie sind die Angabe eines Entwicklungspfades der Schadenskosten bis 2060, der durch einen erheblichen Anstieg gekennzeichnet ist.

Während der Laufzeit der beiden Studien wurde 2005 der Stern-Bericht in Auftrag gegeben. Der Ansatz des Stern-Berichtes unterscheidet sich von den vorhergehenden Studien (Nordhaus und Boyer, 2000; Tol, 2002a, 2002b) dadurch, dass er explizit ein Szenario mit höheren Temperaturen als Folge der Emissionen, damit eine größere Bandbreite an katastrophalen Folgen und Schäden außerhalb von Märkten (Gesundheit und Umwelt) mit berücksichtigt. Darüber hinaus wendet der Bericht einen niedrigeren Diskontsatz (1,4 % im Vergleich zu z. B. 4 % bei Nordhaus) an und gewichtet die Schäden in den ärmeren Ländern stärker. Die Schätzungen werden in Schadenskosten von 85 US \$/t CO₂ für das Business as usual-Szenario umgerechnet, für die aber nur ein zentraler Wert angegeben wird (Stern, 2007, S. 322, 344). Bei einem Pfad hin zu 450 ppm CO₂-Äq in der Atmosphäre (der mit der Erreichung des Zwei-Grad-Ziels kompatibel ist) sinken die sozialen Kosten auf 30 US \$/t CO₂. Zwar spricht sich der Stern-Bericht für eine frühzeitige, substantielle Reduzierung der THG-Emissionen aus und begründet dies mit der ökonomischen Vorteilhaftigkeit dieser Empfehlung, aber der Bericht liefert keine Zahlen für eine entsprechende Nutzen-Kosten-Analyse.

Aufbauend auf dem Stern-Bericht entwickelt ein weiterer Bericht von DEFRA (Price et al., 2007) einen neuen Ansatz zur Bewertung von Klimaschäden, der zusätzlich zu den Schadenskosten den Schattenpreis des Kohlenstoffes schätzt und zur Bewertung vorschlägt. Der Ansatz beruht auf dem

Stabilisierungsziel von 550 ppm CO₂-Äq, für das sich der Stern-Bericht als zentrales Klimaschutzziel ausspricht. Der hier bestimmte Schattenpreis ergibt sich daraus, dass die Schadenskosten des 550 ppm Pfades gewählt werden und geprüft wird, inwieweit sie den Vermeidungskosten für diesen Pfad nahekommen. Dies impliziert niedrigere Schadenskosten, aber entscheidend ist an dieser Stelle die Erwartung, dass das von Großbritannien angestrebte Ziel im Verhältnis zu den Minderungsbemühungen der anderen Länder der Welt angemessen ist. Das bedeutet, dass die Vermeidungskosten – und damit der geschätzte CO₂-Handelspreis – als Bewertungsansatz für diejenigen Sektoren genutzt werden, die dem EU-Emissionshandel unterworfen sind, während für jene Sektoren, die nicht am Emissionshandel teilnehmen, die Schätzung von globalen Vermeidungskosten verwendet wird (DECC, 2009a). Die Verwendung der Schätzungen von globalen sozialen Kosten wird für eine zukünftige Festlegung bzw. Revision von Klimaschutzzielen nicht ausgeschlossen. Da davon ausgegangen wird, dass beide Vermeidungskosten – EU-weit und global – steigen, ergibt sich im Zeitablauf die in Tabelle 2.5 dargestellte Entwicklung.

Mit diesem Ansatz hat die britische Regierung einen Wandel der vorherigen Kalküle vollzogen und auf die Verwendung der sozialen Kosten des Klimawandels verzichtet. Stattdessen hat sie ein Klimaschutzziel politisch definiert und die hierfür erforderlichen Emissionsminderungen für Großbritannien abgeleitet, indem die dafür zu erwartenden Vermeidungskosten – als Schattenpreise des Kohlenstoffes bezeichnet – als ökonomischer Bewertungsmaßstab verwendet wurden. Diese Schattenpreise zeichnen sich ebenfalls durch eine Bandbreite von Werten aus, die aus der Unsicherheit über die Klimapolitik außerhalb Großbritanniens und über den technischen Fortschritt resultieren. Die Regierung trägt dieser Tatsache Rechnung, indem sie eine Bandbreite der Schattenpreise vorgibt (DECC, 2009a).

Die Situation in Großbritannien ist durch eine weitere Besonderheit gekennzeichnet, da die beschlossenen Werte über ein systematisches Verfahren der Bewertung von Politikvorschlägen (Impact Assessment) in die politische Praxis umgesetzt worden sind. Das sichtbarste Beispiel hierfür ist der Climate Change Act, in dem die britische Regierung ihre Klimaziele und einen großen Teil der Klimaschutzinstrumente festlegt hat, und für dessen Analyse die Schattenpreise Verwendung gefunden haben (DECC, 2009b). Der Einsatz von Schätzungen der sozialen Kosten des Klimawandels war bereits vor diesem Gesetz in der Politikbewertung der britischen Regierung recht weit verbreitet, aber das im

TABELLE 2.5 ▶ Werte der Schadenskosten und Vermeidungskosten für Großbritannien. (Quelle: DECC, 2009a; WK 1,2 €/UK £).
Anmerkung zur Tabelle: Die Übereinstimmung der Zahlen von 2030–2060 ergibt sich daraus, dass der EU-Emissionshandel zunächst nur bis 2020 läuft und für die Zeit danach von einer Übereinstimmung der EU-weiten und der globalen Schattenpreise ausgegangen wird.

Jahr	Schattenpreise des Kohlenstoff- »Handelspreises« (€/t CO ₂)					Soziale Kosten der CO ₂ -Emissionen »Nicht gehandelte Preise« (€/t CO ₂)				
	niedrig	zentral	hoch	diskontiert		niedrig	zentral	hoch	diskontiert	
				zentral	Index				zentral	Index
2009	14,4	25,2	32,4	25,2	100	30,0	61,2	91,2	61,2	100
2020	16,8	30,0	37,2	20,4	82	36,0	72,0	108,0	49,2	81
2030	42,0	84,0	126,0	40,8	162	42,0	84,0	126,0	40,8	67
2040	81,6	162,0	243,6	56,4	222	81,6	162,0	243,6	56,4	92
2050	120,0	240,0	360,0	61,2	245	120,0	240,0	360,0	61,2	100

Gesetz festgelegte Klimaziel ist nicht das Ergebnis der Nutzung dieser Schätzungen (Watkiss und Downing, 2008).

USA: Schätzung der Schadenskosten durch eine interministerielle Arbeitsgruppe

Die Schätzung der Schadenskosten des Klimawandels in den USA ist das Ergebnis der Arbeiten einer interministeriellen Arbeitsgruppe der US-Bundesregierung, die 2010 den zentralen Wert der Nutzen der Minderung einer Tonne CO₂ mit 21 US \$ bezifferte (IAWG, 2010). Die Arbeitsgruppe wurde 2009 von der Bundesregierung eingerichtet, nachdem ein US-Bundesgericht 2007 entschieden hatte, dass die nationale Autobahnverwaltung bei der Begründung von Vorschriften, die Auswirkungen auf den Nutzen beim Klimaschutz haben, diesen Nutzen monetär zu bewerten hätte (Johnson und Hope, 2012). Die Ergebnisse sind auf der Grundlage der Nutzung von drei IAM-Modellen (DICE; FUND; PAGE) entwickelt worden. Die Arbeitsgruppe hat zusammen fünf Szenarien verwendet, auf deren Grundlage sie mit den drei genannten Modellen die Schadenskosten berechnet hat. Die Arbeitsgruppe hat ferner drei Diskontsätze, 5 %, 3 % und 2,5 % verwendet und auf Verteilungsgewichte verzichtet. Die Kosten als Durchschnitt der drei Modellrechnungen mit den fünf Szenarien je t CO₂ beginnen mit 21 US \$ im Jahre 2010 und steigen bei einem Diskontsatz von 3 % auf 44,9 \$ im Jahre 2050. Im Jahre 2013 hat die Arbeitsgruppe ihre Schätzwerte auf 33 \$ im Jahre 2010 bis auf 71 \$ im Jahre 2050 geändert. Die Änderungen sind auf eine Aktualisierung der drei verwendeten IAM-Modelle zurückzuführen, bei

der im Wesentlichen eine Vervollständigung der Schadensfunktion der Modelle durchgeführt wurde (IAWG, 2013).

Da die Zahlen durch die Verpflichtung der US-Behörden, die Auswirkungen von Regulierungsvorschlägen auf die THG monetär zu bewerten, direkt von politischer Relevanz sind (vgl. Masur und Posner, 2010), haben sie eine intensive Debatte ausgelöst (Johnson und Hope, 2012; Ackerman und Stanton, 2012; Masur und Posner, 2010). Der Tenor in dieser Debatte ist, dass die Arbeitsgruppe bei ihren Schätzungen die Höhe der Schäden erheblich unterschätzt hat. Die Kritiker begründen diese Einschätzung u. a. mit der Unvollständigkeit der Schadensfunktion, u. a. dem Fehlen einzelner Schadensdimensionen, z. B. die unvollständige Berücksichtigung der Schadwirkungen des Meeresspiegelanstiegs im FUND-Modell. Weiterhin wird die Orientierung an globalen Durchschnittstemperaturen und die Unsicherheit bei den Schadensschätzungen bei höheren Temperaturänderungen moniert. Der dritte zentrale Diskussionspunkt ist der Diskontsatz, der, obwohl mehrere Sätze alternativ gerechnet wurden, im Vergleich zur Literatur als zu hoch eingeschätzt wird. Darüber hinaus wird das Fehlen des Einsatzes von Verteilungsgewichten betont. Hierzu sind alternative Werte kalkuliert worden. Johnson und Hope (2012) gelangen allein mit unterschiedlichen Diskontsätzen bei Beibehaltung des Modellierungsansatzes der Arbeitsgruppe zu erheblich höheren Werten der Schadenskosten: 55 US \$/t CO₂ bei Übernahme des fallenden Diskontsatzes (von 3 auf 0,86 %) des britischen Finanzministeriums und auf 122 \$/t CO₂ bei An-

nahme eines konstanten Diskontsatzes von 1,5 %. Ackerman und Stanton (2012) ändern die Modellierungsbasis, indem sie sich auf das DICE-Modell beschränken (und FUND explizit ausschließen) und dabei die Schadensfunktion an nach ihrer Einschätzung realistische Effekte anpassen. Bei dem hohen Diskontsatz von 3 % der Arbeitsgruppe kommen sie auf einen Wert von 96 \$/t CO₂ und bei einem Diskontsatz von 1,5 % auf 445 \$/t CO₂.

Die Autoren haben die Grenzen der verwendeten Modelle, insbesondere hinsichtlich der unvollständigen Berücksichtigung katastrophaler Klimawirkungen, der Interaktionen zwischen Sektoren und Regionen, der Behandlung von Anpassung und technologischem Wandel herausgestellt und dies als Forschungslücke identifiziert (Greenstone et al., 2013). Gleichwohl sind die vorgeschlagenen Werte in der politischen Praxis der US-Umweltpolitik verwendet worden und haben trotz ihrer Unvollständigkeit geholfen, für Detailregelungen die ökonomischen Begründungen zu verbessern. Das zentrale Beispiel ist die Verschärfung der Emissionsanforderungen an Pkw (US EPA, 2010), bei dem die Berücksichtigung der Nutzen der Verminderung der THG-Emissionen zu einer positiven Nutzen-Kosten-Bilanz geführt hat (Greenstone et al., 2013).

Deutschland: Klimakosten als Teil der Methodenkonvention des Umweltbundesamtes

In Deutschland sind die Kosten des Klimawandels als Teil der Schätzung der externen Kosten des Energiesektors berechnet worden. Darauf aufbauend hat das UBA 2007 eine Methodenkonvention zur Bewertung von Umweltschäden entwickelt (UBA, 2007). Im Jahre 2009 wurde eine weitere Studie in Auftrag gegeben, deren Ergebnisse vom UBA in der zweiten Fassung der Methodenkonvention zusammengefasst wurden (UBA, 2012a, 2012b).

In der ersten Fassung von 2007 wurde ein zentraler Wert von 70 €/t CO₂ bei einer Zeitpräferenzrate von 1 % mit Verteilungsgewichten vorgeschlagen – ergänzt mit einer Bandbreite von 14–280 €/t CO₂. Dieser Vorschlag setzt ein Gutachten für das BMU um (Krewitt und Schlomann, 2006). Die im Gutachten vorgelegten Zahlen beruhen im Wesentlichen auf einer Studie, die das Stockholm Environment Institute für das britische Umweltministerium DEFRA vorgelegt hat (Downing et al., 2007).

Der zweiten Fassung von 2012 liegt ein Gutachten des Instituts für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung zugrunde, das das UBA in Auftrag gegeben hatte (Wille et

al., 2012). Dieses Gutachten schlägt zwei parallele Ansätze vor, einmal einen auf der Grundlage der Vermeidungskosten und einen zweiten auf der Grundlage von Schadenskosten, beides als Ergebnis von Literaturstudien: Der erste Ansatz beruht auf der Aktualisierung der Metastudie von Kuik et al. (2009), in der die Schätzungen von Vermeidungskosten analysiert wurden, die sich am Klimaschutzziel bei Einhaltung von 450 ppm CO₂-Äq (2 °C Ziel) orientieren. Hierbei handelt es sich um die Zahlen von 26 unterschiedlichen IAM-Modellen, die die Vermeidungskosten für 2025 und 2050 geschätzt haben. Auf der Grundlage der Werte für 2025 und 2050 werden durch Interpolation die Werte für die anderen Zeitpunkte berechnet und für das Jahr 2010 aktualisiert. Daraus wird das durch Auf- und Abrundung in der folgenden Tabelle 2.6 enthaltene Zahlengerüst gewonnen.

Der zweite Ansatz ist eine Zusammenfassung der Schadenskosten, die im Rahmen eines EU-Forschungsprojektes (NEEDS) mithilfe des Modells FUND, Version 3.0, berechnet wurden (Anthoff, 2007). Die Berechnungen beruhen auf einem Klimaszenario, das als moderates Business-as-usual-Szenario bezeichnet wird und sich teilweise mit dem A1-Szenario des IPCC überlappt (Wille et al., 2012). Die Ergebnisse werden in Abhängigkeit von der reinen Zeitpräferenzrate und der Art des Verteilungsgewichtes dargestellt. In diesem Ansatz werden die Schadenskosten als Zehnjahresscheiben bis 2095 mit alternativen reinen Zeitpräferenzraten von 0,1 und 3 %, ohne und mit globalen bzw. EU-Verteilungsgewichten dargestellt (Anthoff, 2007). Die konsumtive Diskontrate variiert im Zeitablauf und zwischen den Großregionen des Modells. Im Gutachten wird von einer reinen Zeitpräferenzrate von 1 % als Konsens der Wissenschaft ausgegangen (Wille et al., 2012). Im Rahmen der Methodenkonvention wird die Bandbreite auf zwei Zeitpräferenzraten und zwei Verfahren zur Bestimmung von Verteilungsgewichten eingeschränkt (siehe Tabelle 2.7).

Das UBA empfiehlt für die Abschätzung langfristiger oder intergenerationaler Folgen die Wahl der Zeitpräferenzrate von einem Prozent. Vergleicht man die Schadenswerte mit einem Equity Weighting für die EU, dann zeigt sich, dass sich die mittleren Vermeidungskosten in ähnlichen Größenordnungen entwickeln.

Aus diesen beiden Vorlagen hat das UBA einen Satz von Orientierungsgrößen entwickelt (vgl. Tabelle 2.8), dessen mittlerer Startwert von 80 € für 2010 eine Fortschreibung des Wertes der ersten Methodenkonvention von 2007 (70 € als mittlerer Wert) ist. Für Sensitivitätsanalysen wird für

TABELLE 2.6 ► Zusammenfassung der Vermeidungskosten des Umweltbundesamtes.
(in €/t CO₂; Quelle: UBA, 2012c, S. 6).

	Klimakosten in € ₂₀₁₀ /t CO ₂					
	2010	2020	2025	2030	2040	2050
Unterer Wert	44	59	68	79	106	143
Mittlerer Wert	77	104	119	139	186	251
Oberer Wert	135	182	211	244	329	442

kurzfristige Abschätzungen die Einbeziehung des unteren und oberen Wertes von 40 bzw. 120 €/t CO₂ empfohlen.

Damit hat sich das Umweltbundesamt für vergleichsweise hohe Klimakosten als Konvention entschieden und dabei bei den beiden ethisch begründbaren Dimensionen niedrige Diskontsätze gewählt und Verteilungsgewichte berücksichtigt Im Ergebnis enthält die Konvention eine recht große Bandbreite von Klimakosten, die im Zeitablauf stark ansteigen und sich bis 2050 mehr als verdreifachen. Diese Konvention ist im internationalen Vergleich sicherlich als stark klimaschutzfreundliches Signal zu werten.

Allerdings steckt die Umsetzung in die politische und planerische Praxis noch in den Anfängen. Eine allgemein verbindliche bzw. für den Schutz der Umwelt verbindliche Regelung

zur ökonomischen Analyse staatlicher Maßnahmen wie in Großbritannien oder den USA, gibt es in Deutschland nicht. Die vorhandenen Regelungen zur Gesetzesfolgenabschätzung sind hinsichtlich ihrer ökonomischen Dimensionen unspezifisch (BMI, 2009; Böhret und Konzendorf, 2001). Falls eine ökonomische Bewertung für Umweltschutzmaßnahmen opportun erscheint, erfolgt sie zumeist über (Einzel) Gutachten, wobei z.B. der Ausbau der erneuerbaren Energieträger ein kontinuierliches Monitoring der Nutzen und Kosten erfährt (Breitschopf et al., 2013).

Der einzige Bereich, in dem eine ökonomische Bewertung verpflichtend vorgegeben ist, ist die Bundesverkehrswegeplanung, in der die ökonomische Bewertung auf die Umwelteffekte von Schadstoffen begrenzt wird und naturschutzfachliche Aspekte durch eine verbal qualitative Umwelt-

TABELLE 2.7 ► Schadenskosten mit Verteilungsgewichten und niedrigen reinen Zeitpräferenzraten.
(in €/t CO₂; WEu: West European Weighting; Av: Average Equity Weighting; Quelle: UBA, 2012c, S. 7).

	2005	2015	2025	2035	2045	2055
Equity weighting (WEu) Zeitpräferenz: 0 %	416,7	511,9	569,0	509,5	508,3	671,3
Equity weighting (WEu) Zeitpräferenz: 1 %	111,8	141,2	170,6	158,5	164,9	225,9
Equity weighting (Av) Zeitpräferenz: 0 %	87,5	103,7	112,7	100,4	101,0	136,7
Equity weighting (Av) Zeitpräferenz: 1 %	23,5	28,6	33,8	31,2	32,8	46,0

TABELLE 2.8 ► Empfehlungen des Umweltbundesamtes zu den Klimakosten.
(Quelle: UBA, 2012b, S. 5)

	Klimakosten in € ₂₀₁₀ /t CO ₂		
	Kurzfristig 2010	Mittelfristig 2030	Langfristig 2050
Unterer Wert	40	70	130
Mittlerer Wert	80	145	260
Oberer Wert	120	215	390

prüfung abgedeckt werden. In einem Gutachten zur Neufassung der Bewertungsmethoden ab 2015 wird auf die Schadenskosten des UBA explizit Bezug genommen und die Verwendung des mittleren Satzes für 2030 empfohlen (IPT, 2014).

Eine Verknüpfung mit den Veränderungen der Kohlenstoffbilanz-Dimensionen des Naturkapitals im Sinne der Schadenskosten fehlt in der Praxis in Deutschland völlig. In der Agrar- und Forstpolitik, in der Gewässerpolitik und in der Raumplanung werden die Auswirkungen staatlicher Politik auf die THG-Bilanz zumeist nur qualitativ berücksichtigt. Wenn diese Auswirkungen quantifiziert werden, dann erfolgt die Quantifizierung im Rahmen einer THG-Bilanz, aber nicht monetär (vgl. z. B. Osterburg et al., 2013).

2.3.5 Zusammenfassung des Standes der Forschung, der staatlichen Praxis und Konsequenzen für diese Studie

Die ökonomische Bewertung der klimabezogenen Ökosystemleistung des Naturkapitals – Minderung der Schäden des Klimawandels – ist zumindest konzeptionell einfach und nachvollziehbar, da die Definition und Messung dieser Ökosystemleistung über die Änderungen der Treibhausgasbilanz als ein relativ einfaches Problem betrachtet werden kann. Dies steht im Gegensatz zu anderen Ökosystemleistungen des Naturkapitals, bei denen allein die Definition und ihre Metrik wesentlich schwieriger sind, wie die Schönheit der Landschaft bei der Erholung (Boyd und Banzhaf, 2007). Über die Sinnhaftigkeit der Verwendung der Schadenskosten besteht in der Ökonomie Konsens und die Bedingungen für die Nutzung der Vermeidungskosten sind ebenfalls geklärt.

Das Hauptproblem stellt die empirische Schätzung dar, da einmal die dem Klimawandel zugrundeliegende Wirkungskette lang und mit vielen und großen Unsicherheiten be-

haftet ist und zum zweiten für die zeitliche Aggregation über die Diskontierung und für die räumliche Aggregation über den Einsatz von Verteilungsgewichten Entscheidungen getroffen werden, die zu einem großen Teil ethisch begründet sind.

Diese Unsicherheiten liegen einmal in dem Teil der Wirkungskette, der die Veränderungen des globalen Klimasystems modelliert, d.h. in den Unsicherheiten der Klimasensitivität, die durch die Naturwissenschaften abgebildet werden. Der zweite wichtige Bereich von Unsicherheiten liegt in den Schadensfunktionen, mit deren Hilfe die volkswirtschaftlichen Schäden ökonomisch geschätzt werden. Hier liegt das Problem weniger in der anzuwendenden Bewertungsmethodik als vielmehr in der Aggregation vorhandener, teilweise regionaler Schätzungen auf die globale Ebene. Die erfassten Schadenstypen sind unvollständig, die verwendeten mathematischen Funktionen bilden die Zusammenhänge sehr ungenau ab, die dazu genutzten Datensätze sind häufig unvollständig, teilweise veraltet und ungenau. In der Folge dürften die bestehenden Schadensschätzungen eher Unterschätzungen darstellen.

Die zwei zentralen Aspekte, die die Größenordnung der Schadenskosten in erheblichem Maße beeinflussen und über die aufgeführten Unsicherheiten hinausgehen, sind der Diskontsatz und die Verteilungsgewichte. Beide Größen sind Teil der Frage, in welchem Maße die Schadensgrößen über Generationen hinweg und zwischen Regionen mit großen Einkommensunterschieden aggregiert werden dürfen. Die Debatte um den Diskontsatz in der Folge des Stern-Berichtes hat verdeutlicht, dass die traditionelle Orientierung des Diskontsatzes an Marktzinsen zwischen 3 und 5 % bei den Klimaschäden zu einer Benachteiligung nachfolgender Generationen führt, die vielfach als mit ethischen Aspekten nicht vereinbar angesehen wird. Während es hier

eine Gegenposition von Ökonomen gibt, die sich an den Implikationen einer reinen Zeitpräferenzrate von Null innerhalb der Ramsey-Gleichung und deren Implikationen für einer optimalen Sparrate orientieren (Buchholz und Schuhmacher, 2009), gibt es keine grundsätzliche Gegenposition bei der Änderung der Gewichte von Einkommensänderungen als Schäden zwischen globalen Regionen. Die jeweiligen Schätzungen unterscheiden sich im Wesentlichen nur hinsichtlich des Gewichtungsverfahrens, aber die Notwendigkeit der Gewichtung aus Gleichheitsgründen wird nicht bestritten.

Aufgrund dieser Unsicherheiten und der unterschiedlichen ethischen Positionen bestehen erhebliche Unstimmigkeiten und Zweifel an der Verwendbarkeit der Schadenskostenschätzungen für die Ableitung einer ökonomisch optimalen Klimapolitik. Stattdessen hat ein Wechsel der Analyse der globalen Klimapolitik zu einem Ansatz des tolerierbaren Fensters stattgefunden. Dieser Wechsel impliziert, dass Politiken und Projekte zur Minderung von THG allein über ihre Vermeidungskosten ökonomisch bewertet werden können, wenn nur das Ziel des Klimaschutzes betrachtet wird oder relevant ist.

Die Politik in den drei betrachteten Ländern hat unterschiedlich entsprechend den institutionellen Ausgangsbedingungen reagiert: Dies gilt einmal für die Wahl des Diskontsatzes und die Verteilungsgewichte, bei denen z.B. in den USA mit dem Verzicht auf Verteilungsgewichte und höheren Diskontsätzen eine andere Position eingenommen wurde als in Deutschland durch das Umweltbundesamt. Bei der Wahl des Bewertungsansatzes sind die Arbeitsgruppe in den USA und das Umweltbundesamt bei den Schadenskosten geblieben, während das Energieministerium für Großbritannien zu einem gemischten Ansatz gewechselt hat, der für den kürzeren Zeitraum in den Sektoren, die dem EU-Emissionshandel unterliegen, die geschätzten Handelspreise, und für die nicht dem Handel unterliegenden Sektoren die Vermeidungskosten enthält. Längerfristig wird diese sektorale Differenzierung aufgegeben und einheitliche Vermeidungskostensätze bei einem Reduktionsziel für Großbritannien von 80% bis 2050 genutzt. In der Folge bilden die IAM-Modelle nicht mehr die zentrale Grundlage der britischen Regierung, sondern die Modelle zur Schätzung der Vermeidungskosten.

Damit stellt sich die Frage nach den Konsequenzen für die ökonomische Bewertung der Ökosystemleistung Klimaschutz des Naturkapitals im Rahmen dieser Studie. Wenn, wie

oben dargestellt, die globale Klimapolitik zu einer risiko-orientierten Zielfestlegung und zu einer Verwendung des Vermeidungskostenansatzes entschieden hat, stellt sich die Frage nach der Sinnhaftigkeit des Schadenskostenansatzes. Wenn aber mehrere Umweltziele bzw. Ökosystemleistungen für die Analyse von Politiken, Programmen und Projekten bedeutsam sind, reichen Kostenwirksamkeitsüberlegungen nicht aus, um zu einer ökonomischen Bewertung alternativer Strategien und Projekte zu gelangen. Für diese Fälle dürfte die Verwendung von Schadenskosten trotz der vorhandenen Unsicherheiten hilfreich sein. Für eine große Anzahl von Kosten-Nutzen-Kalkülen im Bereich der Erhaltung von Naturkapital in Deutschland dürfte diese Klassifizierung zutreffen.

Für diesen Bericht wird für diese Zwecke der Analyse multidimensionaler Politiken und Projekte vorgeschlagen, die Schätzungen von vorhandenen Schadenskosten zu nutzen. Die Autorinnen dieses Berichtes waren nicht in der Lage, wie z.B. die interministerielle Arbeitsgruppe in den USA, eigenständig Vorgaben für die Berechnung von IAM-Modellen zu formulieren und die Forschergruppen zu bitten, ihre Modelle entsprechend diesen Vorgaben laufen zu lassen. Stattdessen wird hier vorgeschlagen, die Schätzung der Schäden des Klimawandels durch das FUND-Modell zu übernehmen. Mit diesem Modell wurde bereits ein Satz von 117 €/t CO₂ für das UBA (2012c) berechnet (Wille et al., 2012, S. 27). Die Grundlagen dieser Berechnung waren das Standard-Emissionsszenario des Energy Modelling Forum 14 der Stanford Universität mit einer Zeitpräferenzrate von 0% (d.h. einer Diskontrate von 1,4%) und einer globalen Verteilungsgewichtung für 2015. Hier wird vorgeschlagen, diesen Wert auf 120 €/t CO₂ aufzurunden. Dieser Vorschlag lehnt sich an das Kalkül des UBA an, indem es dem FUND-Modell folgt, auch wenn das FUND-Modell tendenziell zu einer Unterschätzung der Schäden neigt. Die Zeitpräferenzrate entspricht der des Stern-Berichtes und dies impliziert eine Diskontrate von 1,4%. Bei den Verteilungsgewichten wird der globale Durchschnitt als Bezug gewählt, der eine geringere Umverteilung impliziert als die vom UBA in Bezug auf Westeuropa präferierte (Anthoff, 2007; siehe Tabelle 2.7). Verzichtet man auf Verteilungsgewichte, sinkt der Wert auf 59 €, nimmt man eine Gewichtung am westeuropäischen Durchschnitt vor, dann steigt der Wert auf 579 €/t CO₂. Angesichts der Unsicherheiten hinsichtlich der extremen Werte sollte dieser Wert aber nicht als zentraler Wert verstanden werden, sondern als plausibler Rand der Untergrenze der Schadenskosten. Dieser liegt oberhalb des vom UBA empfohlenen Wertes von 80 €/t CO₂, weil dieser Wert sich

sowohl an Schadenskosten und an den Vermeidungskosten orientiert (UBA, 2012b), die auf 77 €/t CO₂ geschätzt wurden. Hier wird empfohlen, diesen Wert zur Orientierung mit zu nutzen, um die Unsicherheit deutlich zu machen, sodass die Bandbreite von 80 – 120 €/t CO₂ eine Orientierung für den unteren Rand bietet.

Wichtig für die deutsche Situation ist darüber hinaus, dass der Einsatz von Schadenskosten im Rahmen von Nutzen-

Kosten-Analysen für geeignete Entscheidungsfelder über die gegenwärtige Praxis hinaus systematisiert wird, indem quantifizierte, an Kosten und Nutzen orientierte Folgebewertungen von Gesetzesvorschlägen und Programmen rechtlich verankert werden. Hier bleibt die deutsche Praxis hinter dem Maß der Systematisierung in Großbritannien und in den USA zurück.

LITERATUR

- ACKERMAN, F., DECANIO, S.J., HOWARTH, R.B., SHEERAN, K., 2009. Limitations of integrated assessment models of climate change. *Climatic Change* 95, 297–315.
- ACKERMAN, F., STANTON, E.A., 2012. Climate risks and carbon prices: Revising the social cost of carbon. *Economics – The Open-Access, Open-Assessment E-Journal* 6, 1–25.
- ALBERT, C., VON HAAREN, C., GALLER, C., 2012. Ökosystemdienstleistungen. Alter Wein in neuen Schläuchen oder ein Impuls für die Landschaftsplanung? *Naturschutz und Landschaftsplanung* 44, 142–148.
- ALLCOTT, H., GREENSTONE, M., 2012. Is there an energy efficiency gap? *Journal of Economic Perspectives* 26, 3–28.
- ANDERSON, R.C., MORGENSTERN, R.D., 2009. Marginal abatement cost estimates for non-CO₂ greenhouse gases: Lessons from RECLAIM. *Climate Policy* 9, 40–55.
- ANTHOFF, D., 2007. Report on marginal external damage costs inventory of greenhouse gas emissions. NEEDS – New Energy Externalities Developments for Sustainability, Delivery No. 5.4 – RS 1b. Download 06.10.2014 (http://www.needs-project.org/RS1b/NEEDS_RS1b_D5.4.pdf)
- ANTHOFF, D., HEPBURN, C., TOL, R.S.J., 2009. Equity weighting and the marginal costs of climate change. *Ecological Economics* 68, 836–849.
- ANTHOFF, D., ROSE, S., TOL, R.S.J., WALDHOFF, S., 2011. The Time Evolution of the Social Costs of Carbon: An Application of FUND. ESRI Discussion Paper No. 2011–44, The Economic and Social Research Institute, Dublin.
- ANTHOFF, D., TOL, R.S.J., 2012. The Climate Framework for Uncertainty, Negotiation and Distribution (FUND): Technical description, Version 3.6. Forschungsstelle für Nachhaltige Entwicklung, Universität Hamburg, Hamburg. Download 06.10.2014 (<http://www.fund-model.org/versions>)
- ANTHOFF, D., TOL, R.S.J., 2010. On international equity weights and national decision-making on climate change. *Journal of Environmental Economics and Management* 60, 14–20.
- ANTHOFF, D., TOL, R.S.J., 2007. On International Equity Weights and National Decision Making on Climate Change. Working Paper FNU–127, Research Unit Sustainability and Global Change, Hamburg University and Centre for Marine and Atmospheric Science, Hamburg.
- ARROW, K.J., CLINE, W.R., MÄLER, K.-G., MUNASINGHE, M., SQUITTIERI, R., STIGLITZ, J.E., 1996. Intertemporal equity, discounting, and economic efficiency. In: Bruce, J.P., Lee, H., Haites, E.F. (Eds.), *Climate Change 1995. Contribution of Working Group III to the Second Assessment Report of IPCC*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 125–144.
- BARBIER, E., 1994. Valuing environmental functions: Tropical wetlands. *Land Economics* 70(2), 155–173.
- BARRETT, S., 2007. *Why Cooperate? Incentives to supply global public goods*. Oxford University Press, Oxford.
- BASTIAN, O., 1991. Biotische Komponenten in der Landschaftsforschung und -planung. Probleme ihrer Erfassung und Bewertung. Habilitationsschrift Martin-Luther Universität Halle-Wittenberg, Halle.
- BATEMAN, I.J., MACE, G.M., FEZZI, C., ATKINSON, G., TURNER, K., 2010. Economic Analysis for Ecosystem Service Assessment. *Environmental and Resource Economics* 48 (2), 177–218.

- BFN – BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, 2012.** Kapitel: Gesellschaftliche und ökonomische Aspekte des Naturschutzes. In: Daten zur Natur 2012, Bonn.
- BMI – BUNDESMINISTERIUM DES INNERN, 2009.** Arbeitshilfe zur Gesetzesfolgenabschätzung. Berlin.
- BÖHM-BAWERK, E. V., 1961 (ERSTVERÖFFENTLICHUNG JENA 1888).** Positive Theorie des Kapitaless (Kapital und Kapitalzins, zweite Abteilung, erster Band, Buch I-IV). 4. Auflage, unveränderter Nachdruck Anton Hain, Meisenheim am Glan.
- BÖHRET, C., KONZENDORF, G., 2001.** Handbuch Gesetzesfolgenabschätzung (GFA), Gesetze, Verordnungen, Verwaltungsvorschriften. Baden-Baden.
- BÖHRINGER, C., RUTHERFORD, T.F., 2008.** Combining bottom-up and top-down. Energy Economics 30, 574–596.
- BÖHRINGER, C., LÖSCHEL, A., MOSLENER, U., RUTHERFORD, T.F., 2009.** EU climate policy up to 2010: An economic assessment. Energy Economics 31, 295–305.
- BOYD, J., BANZHAF, S., 2007.** What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. Ecological Economics 63, 616–626.
- BREITSCHOPF, B., KLOBASA, M., SIEVERS, L., STEINBACH, J., JENSFUSS, F., KOCKAT, J., SCHICKARDT, I., DIEKMANN, J., LEHR, U., HORST, J., 2013.** Monitoring der Kosten- und Nutzenwirkungen des Ausbaus erneuerbarer Energien im Jahre 2012. Untersuchung im Rahmen des Projektes »Wirkungen des Ausbaus Erneuerbarer Energie (ImpRES)«, Karlsruhe, Berlin, Osnabrück.
- BRINKMANN, M., FANKHAUSER, S., IRONS, B., WEYERS, S., 2009.** The carbon market in 2020: volumes, prices and gains from trade. Center for Climate Change Economics and Policy, Working Paper No. 13; Grantham Research Institute on Climate Change and the Environment, Working Paper No. 11, London.
- BUCHHOLZ, W., SCHUMACHER, J., 2010.** Discounting and welfare analysis over time: Choosing the η (eta). European Journal of Political Economy 26, 372–385.
- BUCHHOLZ, W., SCHUMACHER, J., 2009.** Die Wahl der Diskontrate bei der Bewertung von Kosten und Nutzen der Klimapolitik. In: J. Weimann (Hrsg.), Diskurs Klimapolitik. Jahrbuch Ökologische Ökonomik. Metropolis, Marburg, 1–33.
- BÜRGER-ARNDT, R., 2013.** Waldfunktionen und Ökosystemleistungen im wissenschaftlichen Diskurs. In: Ring, I. (Hrsg.), Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop III: Wälder. BfN-Skripten 334, Bonn, 24–30.
- CIRIACY-WANTRUP, S.V., 1952.** Resource Conservation Economics and Politics. University of California, Div. of Agricultural Sciences, Berkeley, Los Angeles.
- CLARK, C.W., 1976.** Mathematical Bioeconomics. The Optimal Management of Renewable Resources. John Wiley, New York u. a.
- CLARKSON, R., DEYES, K., 2002.** Estimating the social costs of carbon emissions. HM Treasury, Government Economic Service Working Paper No. 140, London.
- COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R.V., PARUELO, J., RASKIN, R.G., SUTTON, P., VAN DEN BELT, M., 1997.** The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature 387, 253–260.
- DAILY, G.C. (ED.), 1997.** Nature's Services. Societal Dependence on Natural Ecosystems. Island Press, Washington, D.C.
- DECC – DEPARTMENT OF ENERGY & CLIMATE CHANGE, 2009a.** Carbon valuation in UK policy appraisal: A revised approach. London.
- DECC – DEPARTMENT OF ENERGY & CLIMATE CHANGE, 2009b.** Climate Change Act 2008, Impact assessment. London.
- DE GROOT, R.S., WILSON, M.A., BOUMANS, R.M.J., 2002.** A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. Ecological Economics 41, 393–408.
- DE GROOT, R., 1992.** Functions of Nature: Evaluation of Nature in Environmental Planning, Management and Decision Making. Wolters-Noordhoff, Amsterdam.
- DIETRICH, V., 1953.** Forstwirtschaftspolitik. Paul Parey, Hamburg.
- DIETZ, S., FANKHAUSER, S., 2010.** Environmental prices, uncertainty and learning. Oxford Review of Economic Policy, 26, 270–284.
- DIETZ, S., STERN, N., 2008.** Why economic analysis supports strong action on climate change: A response to the Stern Review's Critics. Review of Environmental Economics and Policy 2, 94–113.
- DOWNING, T.E., ANTHOFF, D., BUTTERFIELD, R., CERONSKY, M., GRUBB, M., GUO, J., HEPBURN, C., HOPE, C., HUNT, A., LI, A., MARKANDYA, A., MOSS, S., NYONG, A., TOL, R.S.J., WATKISS, P., 2007.** Social cost of carbon. A closer look at uncertainty. Final project report, Stockholm Environment Institute, Oxford.
- EDENHOFER, O., LESSMANN, K., KEMFERT, C., GRUBB, M., KOEHLER, J., 2006.** Induced technological change: Exploring its implications for the economics of atmospheric stabilization. Synthesis report from the innovation modeling comparison project. Energy Journal, Special Issue on Endogenous Technological Change and the Economics of Atmospheric Stabilization, 57–108.

- EHRlich, P.R., EHRlich, A.H., 1981.** Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species. Random House, New York.
- EKINS, P., 1995.** Rethinking the costs related to global warming. A survey of the issues. Environmental and Resource Economics 5, 1–47.
- ELMQVIST, T., MALTBY, E., BARKER, T., MORTIMER, M., PERRINGS, C., ARONSON, J., DE GROOT, R., FITTER, A., MACE, G., NORBERG, J., SOUSA PINTO, I., RING, I., 2010.** Biodiversity, Ecosystems and Ecosystem Services. In: The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations. Ed. by P. Kumar, Earthscan, London and Washington, 41–111.
- ELSASSER, P., ENGLERT, H., HAMILTON, J., 2010.** Landscape benefits of a forest conversion programme in North East Germany: results of a choice experiment. Annals of Forest Research 53, 37–50.
- ENDRES, A., 2007.** Umweltökonomie Lehrbuch, 3. Aufl., Kohlhammer Verlag, Stuttgart.
- ENKVIST, P.A., NAUCLER, T., ROSANDER, J., 2007.** A cost curve for greenhouse gas reduction. The McKinsey Quarterly, 35–45.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2011.** Lebensversicherung und Naturkapital: Eine Biodiversitätsstrategie der EU für das Jahr 2020. Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. KOM(2011) 244 endgültig, Brüssel.
- FANKHAUSER, S., 1995.** Valuing Climate Change. The Economics of the Greenhouse. Earthscan, London.
- FANKHAUSER, S., TOL, R.S.J., PEARCE, D.W., 1998.** Extensions and alternatives to climate change impact valuation: on the Critique of IPCC Working Group III's impact estimates. Environment and Development Economics 3, 59–81.
- FANKHAUSER, S., TOL, R.S.J., PEARCE, D.W., 1997.** The aggregation of climate change damages: A welfare theoretic approach. Environmental and Resource Economics 10, 249–266.
- GEORGESCU-ROEGEN, N., 1979.** Comments on the papers by Daly and Stiglitz. In: Smith, V.K. (Ed.), Scarcity and Growth Reconsidered. Johns Hopkins University Press, Baltimore London, 95–105.
- GÓMEZ-BAGGETHUN, E., DE GROOT, R., LOMAS, P.L., MONTES, C., 2010.** The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. Ecological Economics 69, 1209–1218.
- GOWDY, J., HOWARTH, R.B., TISDELL, C., 2010.** Discounting, ethics, and options for maintaining biodiversity and ecosystem integrity. In: The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations. Hrsg. v. P. Kumar. Earthscan, London Washington, D.C., 257–283.
- GREENSTONE, M., KOPITS, E., WOLVERTON, A., 2013.** Developing a social cost of carbon for US Regulatory Analysis: A methodology and interpretation. Review of Environmental Economics and Policy 7, 23–46.
- GRUNEWALD, K., BASTIAN, O. (HRSG.), 2013.** Ökosystemdienstleistungen – Konzept, Methoden und Fallbeispiele. Springer, Berlin-Heidelberg.
- HABER, W., 1971.** Landschaftspflege durch differenzierte Bodennutzung. Bayerisches landwirtschaftliches Jahrbuch 48, Sonderheft 1, 19–35.
- HAINES-YOUNG, R., POTSCHIN, M., 2013.** Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August–December 2012. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003, www.cices.eu.
- HAMPICKE, U., 2013.** Kulturlandschaft und Naturschutz. Springer Spektrum, Wiesbaden.
- HAMPICKE, U., 2011.** Climate change economics and discounted utilitarianism. Ecological Economics 72: 45–52.
- HAMPICKE U., 2009.** Die Höhe von Ausgleichszahlungen für die naturnahe Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Nutzflächen in Deutschland, Fachgutachten im Auftrag der Michael Otto Stiftung für Umweltschutz. Download 06.10.2014 (www.michaelottostiftung.de)
- HANEMANN, M., 2008.** What is the Economic Cost of Climate change? CUDARE Working Paper, Department of Agricultural and Resource Economics, University of California, Berkeley. Download 06.10.2014 (<http://www.escholarship.org/uc/item/9g11z5cc>)
- HARROD, R.F., 1951.** Towards a Dynamic Economics. 3rd Printing, Macmillan, London.
- HEAL, G., 1998.** Valuing the Future. Economic Theory and Sustainability. Columbia University Press, New York.
- HEAL, G., MILLNER, A., 2014.** Uncertainty and decision-making in climate change economics. Review of Environmental Economics and Policy 8, 120–137.
- HM TREASURY, 2011.** The Green Book. Appraisal and Evaluation in Central Government, Treasury Guidance, London.
- HOHMEYER, O., GÄRTNER, M., 1992.** The Social Costs of Climate Change – A Rough Estimate of Orders of Magnitude. Report to the Commission of the European Communities, Fraunhofer Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung, Karlsruhe.
- HOPE, C., 2011.** The Social Cost of CO₂ from the PAGE09 Model. Economics Discussion Papers, No. 2011–39, Kiel Institute for the World Economy. Download 06.10.2014 (<http://www.economics-ejournal.org/economics/discussionpapers/2011-39>).

- HOPE, C., 2006. The Marginal Impact of CO₂ from PAGE2002: An Integrated Assessment Model Incorporating the IPCC's Five Reasons for Concern. *The Integrated Assessment Journal* 6, 19–56.
- HOWARD, P., 2014. Omitted Damages: What's Missing from the Social Cost of Carbon. Report. Environmental Defense Fund, Natural Resources Defense Council, Institute for Policy Integrity at the New York University School of Law. Download 06.10.2014 (<http://costofcarbon.org/reports>)
- IAWG – INTERAGENCY WORKING GROUP ON SOCIAL COST OF CARBON, US GOVERNMENT, 2013. Technical Update of the Social Cost of Carbon for Regulatory Impact Analysis under Executive Order 12866. Technical Support Document, Washington, D. C.
- IAWG – INTERAGENCY WORKING GROUP ON SOCIAL COST OF CARBON, US GOVERNMENT, 2010. Social Cost of Carbon for Regulatory Impact Analysis under Executive Order 12866. Technical Support Document, Washington, D. C.
- IPCC, 2014. Climate Change 2014. Mitigation of Climate Change. 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 University Press, Cambridge, UK, and New York, NY, USA.
- IPCC, 2007. Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Geneva.
- IPCC, 2001. Climate Change 2001. Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK, and New York, NY.
- IPT – INTRAPLAN CONSULT, PLANCO, TUBS GMBH, 2014. Grundsätzliche Überprüfung und Weiterentwicklung der Nutzen-Kosten-Analyse im Bewertungsverfahren der Bundesverkehrswegeplanung. Entwurf des Endberichtes für das BMVdl, Essen, Berlin, München. Download 06.10.2014 (http://www.bmvi.de/SharedDocs/DE/Anlage/VerkehrUndMobilitaet/bvwp-2015-ueberpruefung-nka-entwurf-schlussbericht.pdf?__blob=publicationFile)
- JACCARD, M., 2010. Paradigms of energy efficiency's cost and their policy implications: déjà vu all over again. In: Holmes, K.J. (ed.), *Modelling the Economics of Greenhouse Gas Mitigation: Summary of a workshop*. National Academy of Sciences, Washington, D. C., 42–51.
- JOHNSON, L.T., HOPE, C., 2012. The social cost of carbon in U.S. regulatory impact analyses: an introduction and critique. *Journal of Environmental Studies and Science* 2(3), 205–221.
- KANT, I., 1961 (ERSTVERÖFFENTLICHUNG 1785). *Grundlegung der Metaphysik der Sitten*. Hrsg. von T. Valentiner. Reclam, Stuttgart.
- KESICKI, F., EKINS, P., 2012. Marginal abatement costs curves: A call for caution, *Climate Policy* 12, 219–236.
- KÖHNE M., 2007. *Landwirtschaftliche Taxationslehre*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- KOLSTAD C., URAMA, K., BROOME, J., BRUVOLL, A., CARIÑO OLVERA, M., FULLERTON, D., GOLLIER, C., HANEMANN, W.M., HASSAN, R., JOTZO, F., KHAN, M.R., MEYER, L., MUNDACA, L., 2014. Social, Economic and Ethical Concepts and Methods. Chapter 3. In: *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 University Press, Cambridge, UK, and New York, NY.
- KOPP, R.E., GOLUB, A., KEOHANE, N.O., ONDA, C., 2012. The Influence of the Specification of Climate Change Damages on the Social Cost of Carbon. *Economics: The Open-Access, Open-Assessment E-Journal*, 6 (2012–13): 1–40.
- KOSSOY, A., GUIGNON, P., 2012. The State and Trends of Carbon Markets. World Bank Report, Washington, D. C.
- KREWITT, W., SCHLOMANN, B., 2006. Externe Kosten der Stromerzeugung aus erneuerbaren Energieträgern im Vergleich zur Stromerzeugung aus fossilen Energieträgern. Gutachten für das BMU, DLR Stuttgart, ISI Karlsruhe.
- KUIK, O., BRANDER, L., TOL, R.S.J., 2009. Marginal abatement costs of greenhouse gas emissions: A meta-analysis. *Energy Policy* 37, 1395–1403.
- KUIK, O., BUCHNER, B., CATENACCI, M., GORIA, A., KARAKAYA, E., TOL, R.S.J., 2008. Methodological aspects of recent climate change cost studies. *The Integrated Assessment Journal* 8, 19–40.
- KUNREUTHER, H., HEAL, G., ALLEN, M., EDENHOFER, O., FIELD, C.B., YOHE, G., 2012. Risk management and climate change. National Bureau of Economic Research, NBER Working Paper No. 18607, Cambridge, MA.
- LANGER, H., VON HAAREN., C., HOPPENSTEDT, A., 1985. Ökologische Landschaftsfunktionen als Planungsgrundlage. Ein Verfahrens-ansatz zur räumlichen Erfassung. *Landschaft und Stadt* 17, 1–9.
- LÖSCHEL, A., STURM, B., VOGT, C., 2013. The demand for climate protection–Empirical evidence from Germany. *Economics Letters* 118, 415–418.
- LOEWENSTEIN, G., ELSTER, J., (EDS.) 1992. *Choice Over Time*. Russell Sage Foundation, New York.

- MA – MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2003. *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*. Island Press, Washington, D. C.
- MA – MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, D. C.
- MACE, G.M., NORRIS, K., FITTER, A.H., 2012. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology & Evolution* 27, 19–26.
- MAIBACH, M., SIEBER, N., BERTENRATH, R., EWRINGMANN, D., KOCH, L., THÖNE, M., BICKEL, P., 2007. *Praktische Anwendung der Methodenkonvention: Möglichkeiten der Berücksichtigung externer Kosten bei Wirtschaftlichkeitsberechnungen von öffentlichen Investitionen*. Endbericht. INFRAS, Zürich, Ffio Universität zu Köln.
- MANN, S., WÜSTEMANN, H., 2008. Multifunctionality and a new focus on externalities. *The Journal of Socio-Economics* 37, 293–307.
- MANNSELD, K. 1999. Naturraumpotentiale, Landschaftsfunktionen. In: Bastian, O., Schreiber, K.-F. (Hrsg.), *Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft*. 2. Aufl., Spektrum Akademischer Verlag, Berlin, Heidelberg, 36–40.
- MANNSELD, K., GRUNEWALD, K., 2013. ÖSD in der Retrospektive, in: Grunewald, K., Bastian, O. (Hrsg.), *Ökosystemdienstleistungen – Konzept, Methoden und Fallbeispiele*. Springer, Berlin, Heidelberg, 20–26.
- MARGGRAF, R., 2005. Ökonomische Grundlagen der Umweltbewertung. In: Marggraf, R., Bräuer, I., Fischer, A., Menzel, S., Stratmann, U., Suhr, A. (Hrsg.), *Ökonomische Bewertung bei umweltrelevanten Entscheidungen*. Metropolis, 61–84.
- MARZELLI, S., GRËT-REGAMEY, A., KÖLLNER, T., MONING, C., RABE, S.-E., DAUBE, S., POPPENBORG, P., SOMMER, L., RIEDEL, M., MOOS, V., 2014. TEEB Deutschland Übersichtsstudie, Teil A: Bilanzierung von Ökosystemleistungen. F+E Vorhaben 3510 81 0500. Bundesamt für Naturschutz. Bonn.
- MASTRANDREA, M.D., 2010. Representation of Climate Impacts in Integrated Assessment Models. In: Gullede, J., Richardson, L.J., Adkins, L., Seidel, S. (Hrsg.), *Assessing the Benefits of Avoided Climate Change: Cost Benefit Analysis and Beyond*. Proceedings of Workshop on Assessing the Benefits of Avoided Climate Change, Washington, D. C., March 16–17, 2009. Pew Center on Global Climate Change. Arlington, VA, 85–99.
- MASUR, J.L., POSNER, E.A., 2010. Climate Regulation and the Limits of Cost–Benefit Analysis. John M. Olin Law & Economics Working Paper No. 525. The Law School, University of Chicago, Chicago, IL.
- MATZDORF, B., REUTTER, M., HÜBNER, C., 2010. Bewertung der Ökosystemdienstleistungen von HNV-Grünland. Gutachten-Vorstudie Bewertung der Ökosystemdienstleistungen von HNV-Grünland (High Nature Value Grassland). Bundesamt für Naturschutz (BfN), Abschlussbericht.
- MCKINSEY & COMPANY, 2009a. Pathways to a Low-Carbon Economy. Version 2.0 of the Global Greenhouse Gas Abatement Cost Curve. o.O.
- MCKINSEY & COMPANY, 2009b. Kosten und Potentiale der Vermeidung von Treibhausgasemissionen in Deutschland. Aktualisierte Energieszenarien und Energiesensitivitäten. Studie im Auftrag von »BDI Initiativ – Wirtschaft für den Klimaschutz«. Berlin. Download 06.10.2014 (http://www.bdi.eu/download_content/Publikation_Treibhausgasemissionen_in_Deutschland.pdf)
- MENDELSON, R., NORDHAUS, W.D., SHAW, D., 1994. The Impact of Global Warming on Agriculture: A Ricardian Analysis. *American Economic Review* 84, 753–771.
- MEYERHOFF, J., ANGELI, D., HARTJE, V., 2012. Valuing the benefits of implementing a National Strategy on Biological Diversity – the case of Germany. *Environ. Sci. Policy* 23, 109–119.
- MEYERHOFF, J., LIEBE, U., HARTJE, V., 2009. Benefits of biodiversity enhancement of nature-oriented silviculture: Evidence from two choice experiments in Germany. *Journal of Forest Economics* 15, 37–58.
- MURPHY, R., JACCARD, M., 2011. Energy efficiency and the cost of GHG abatement: A comparison of bottom up and hybrid models for the US. *Energy Policy* 39, 7146–7155.
- NAHLIK, A.M., KENTULA, M.E., FENNESSY, M.S., LANDERS, D. H., 2012. Where is the consensus? A proposed foundation for moving ecosystem service concepts into practice. *Ecological Economics* 77, 27–35.
- NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE, 2012. Der Wert der Natur für Wirtschaft und Gesellschaft. Ifuplan, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Bundesamt für Naturschutz, München, Leipzig, Bonn.
- NEUHOFF, K., SCHOPP, A., 2013. Europäischer Emissionshandel: Durch Backloading Zeit gewinnen. DIW Wochenbericht 80, 3–11.
- NEUHOFF, K., SCHOPP, A., BOYD, R., STELMAKH, K., VASA, A., 2012. Banking of Surplus emissions allowances – Does the volume matter? DIW Discussion Papers No. 1196, Berlin.
- NORDHAUS, W.D., 2011a. Estimates of the Social Cost of Carbon: Background and Results of the RICE-2011 Model. Cowles Foundation Discussion Paper No. 1826, Yale University, New Haven, CT.

- NORDHAUS, W.D., 2011b.** Integrated Economic and Climate Modelling. Cowles Foundation Discussion Paper No. 1839, Yale University, New Haven, CT.
- NORDHAUS, W.D., 2011c.** The Economics of Tail Events with an Application to Climate Change. Review of Environmental Economics and Policy 5, 240–257.
- NORDHAUS, W.D., 2007.** A review of the Stern Review on the economics of climate change. Journal of Economic Literature 45: 686–702.
- NORDHAUS, W.D., 1994.** Managing the Global Commons, MIT Press, Cambridge, MA.
- NORDHAUS, W.D., BOYER, J., 2000.** Warming the World: Economic Modeling of Global Warming, Cambridge, MA.
- OECD, 2001.** Multifunctionality: Towards an analytical framework. OECD, Paris.
- OSTERBURG, B., RÜTER, S., FREIBAUER A., DE WITTE, T., ELSASSER, P., KÄTSCH, S., LEISCHNER, B., PAULSEN, H.M., ROCK, J., RÖDER, N., SANDERS, J., SCHWEINLE, J., STEUK, J., STICHNOTHE, H., STÜMER, W., WELLING, J., WOLFF, A., 2013.** Handlungsoptionen für den Klimaschutz in der deutschen Agrar-und Forstwirtschaft, Thünen Report 11, Braunschweig.
- PEARCE, D.W., 1993.** Economic values and the natural world. MIT Press, London.
- PERMAN, R., MA, Y., COMMON, M., MADDISON, D., MCGILVRAY, J., 2011.** Natural Resource and Environmental Economics. 4th ed., Pearson Education Limited, Harlow, UK.
- POPPER, K.R., 1952.** The Open Society and its Enemies. 2 Bände, Routledge & Kegan Paul, London.
- POTSCHIN, M.B., HAINES-YOUNG, R.H., 2011.** Ecosystem services: Exploring a geographical perspective. Prog. Phys. Geogr. 35, 575–594.
- PRICE, R., THORNTON, S., NELSON, S., 2007.** The Social Costs of Carbon and the Shadow Price of Carbon. What they are, and how to use them in economic appraisal in the UK. DEFRA Evidence and Analysis Series, Department for Environment, Food and Rural Affairs, London.
- RAMSEY, F., 1928.** A mathematical theory of saving. The Economic Journal 38: 543–559.
- RAWLS, J., 1999.** A Theory of Justice. Revised Ed., Oxford University Press, Oxford.
- REUTTER, M., MATZDORF, B., 2013.** Leistungen artenreichen Grünlandes. In: Grunewald, K., Bastian, O. (Hrsg.), Ökosystemdienstleistungen – Konzept, Methoden und Fallbeispiele. Springer, Berlin, Heidelberg, 216–224.
- REVESZ, R.L., HOWARD, P.H., ARROW, K., GOULDER, L.H., KOPP, R.E., LIVERMORE, M.A., OPPENHEIMER, M., STERNER, T., 2014.** Global warming: Improve economic models of climate change. Nature 508, 173–175.
- RIEGERT, C., BADER, A., 2010.** German cultural history of forestry and forest functions since the early 19th century. In: Encyclopedia of Earth, Hrsg. Cutler J. Cleveland. Download 28.03.2014 (http://www.eoearth.org/article/German_cultural_history_of_forestry_and_forest_functions_since_the_early_19th_century)
- RING, I., (HRSG.) 2013.** Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis – Workshop III: Wälder. BfN-Skripten 334, Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- RING, I., 2010.** Die Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität – die TEEB-Initiative. Vortrag auf dem 5. Dresdner Landschaftskolloquium, Wert und Potentiale sächsischer Landschaften, Dresden. Download 28.03.2014 (<http://www.ioer.de/aktuelles/veranstaltungen/19-november-2010-5-dresdner-landschaftskolloquium/>)
- RING, I., HANSJÜRGENS, B., ELMQVIST, T., WITTMER, H., SUKHDEV, P., 2010.** Challenges in framing the economics of ecosystems and biodiversity: the TEEB initiative. Current Opinion in Environmental Sustainability 2, 15–26.
- RÖDER, N., GRÜTZMACHER, F., 2012.** Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Mooren – Vermeidungskosten und Anpassungsbedarf. Natur und Landschaft (87)2, 56–61.
- RÖDER, N., OSTERBURG, B., 2012.** Reducing GHG emissions by abandoning agricultural land use on organic soils – A cost assessment. Paper presented at the 2012 IAAE-Conference, August 18–24, 2012, Foz do Iguaçu, Brazil. Download 08.09.2012 (<http://purl.umn.edu/125134>)
- ROSS, W.D., 1939.** The Foundation of Ethics. Clarendon Press, Oxford.
- SATHAYE, J., SHUKLA, P.R., 2013.** Methods and models for costing carbon mitigation. Annual Review of Environment and Resources 38, 137–168.
- SCHALLER, L., KANTELHARDT, J., DRÖSLER, M., HÖPER, H., 2012.** The costs of drowning GHG emissions in the peatlands – An economic assessment of potential agricultural emission reduction in the LULUCF sector, International Association of Agricultural Economists 2012 Conference, Foz do Iguaçu, Brazil, August 18–24, 2012. Download 08.09.2012 (<http://ageconsearch.umn.edu/handle/125219>)
- SCHMITZ, K., 2006.** Die Bewertung von Multifunktionalität der Landschaft mit diskreten Choice Experimenten. Schriften zur Internationalen Umwelt und Entwicklungsforschung Band 20. Peter Lang, Frankfurt am Main.

- SCHMITZ, K., SCHMITZ, P.M., WRONKA, T.C., 2003.** Bewertung von Landschaftsfunktionen mit Choice Experiments. Agrarwirtschaft 52, 379–389.
- SCHWEPPE-KRAFT, B., GRUNEWALD, K., 2013.** Ansätze zur ökonomischen Bewertung von Natur. In: Grunewald, K., Bastian, O. (Hrsg.), Ökosystemdienstleistungen – Konzept, Methoden und Fallbeispiele. Springer, Berlin, Heidelberg, 90–110.
- SEEA, 2012.** System of Environmental-Economic Accounting: Central Framework. Download 30.07.2013 (<http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/pubs.asp>)
- SPEIDEL, G., 1966.** Zur Bewertung von Wohlfahrtswirkungen des Waldes. Allgemeine Forstzeitschrift 21, 383–386.
- STANTON, E.A., ACKERMAN, F., KARTHA, S., 2008.** Inside the Integrated Assessment Models: Four Issues in Climate Economics. Stockholm Environment Institute, Working Paper WP-US-o801, Somerville, MA, USA.
- STAUB, C., OTT, W., HEUSI, F., KLINGLER, G., JENNY, A., HÄCKI, M., HAUSER, A., 2011.** Indikatoren für Ökosystemleistungen: Systematik, Methodik und Umsetzungsempfehlungen für eine wohlfahrtsbezogene Umweltberichterstattung. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Wissen Nr. 1102, Bern, 106
- STERN, N., 2013.** The structure of economic modeling of the potential impacts of climate change: grafting gross underestimation of risk onto already narrow science models. Journal of Economic Literature 51(3), 838–859.
- STERN, N., 2007.** The Economics of Climate Change. The Stern Review. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- STERNER, T., PERSSON, U.M., 2008.** An even Sterner review: Introducing relative prices into the discounting debate. Review of Environmental Economics and Policy 2(1), 61–76.
- SUNSTEIN, C.R., 2007.** Of Montreal and Kyoto: A tale of two Protocols. Harvard Environmental Law Review 31(1), 1–65.
- TEEB – THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY, 2010a.** Die Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität: Die ökonomische Bedeutung der Natur in Entscheidungsprozesse integrieren. Ansatz, Schlussfolgerungen und Empfehlungen von TEEB – eine Synthese. Download 28.02. 2014 (www.teebweb.org)
- TEEB – THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY, 2010b.** The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations. Hrsg. von P. Kumar. Earthscan, London und Washington, D.C.
- TEEB – THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY, 2008.** The Economics of Ecosystems and Biodiversity: An Interim Report. European Commission, Brussels.
- TOL, R.S.J., 2009.** The economic effects of climate change. Journal of Economic Perspectives 23, 29–53.
- TOL, R.S.J., 2005.** The marginal damage costs of carbon dioxide emissions: an assessment of the uncertainties. Energy Policy 33, 2064–2074.
- TOL, R.S.J., 2002a.** Estimates of damage costs of climate change, Part I: Benchmark estimates. Environmental and Resource Economics 21, 47–73.
- TOL, R.S.J., 2002b.** Estimates of damage costs of climate change, Part II: Dynamic estimates. Environmental and Resource Economics 21, 135–160.
- TOL, R.S.J., 2002c.** Welfare specifications and optimal control of climate change: An application of FUND. Energy Economics 24, 367–376.
- TURNER, R.K., BROUWER, R., GEORGIU, S., BATEMAN, I.J., 2000.** Ecosystem functions and services: an integrated framework and case study for environmental evaluation. CSERGE Working Paper GEC 2000–21, London.
- UBA – UMWELTBUNDESAMT, 2012a.** Ökonomische Bewertung von Umweltschäden. Methodenkonvention 2.0 zur Schätzung von Umweltkosten, Dessau.
- UBA – UMWELTBUNDESAMT, 2012b.** Schätzung der Umweltkosten in den Bereichen Energie und Verkehr. Empfehlungen des Umweltbundesamtes, Dessau.
- UBA – UMWELTBUNDESAMT, 2012c.** Best Practice Kostensätze für Luftschadstoffe, Verkehr, Strom- und Wärmeerzeugung, Anhang B der Methodenkonvention 2.0 zur Schätzung von Umweltkosten, Dessau.
- UBA – UMWELTBUNDESAMT, 2007.** Ökonomische Bewertung von Umweltschäden. Methodenkonvention zur Schätzung externer Umweltkosten. Umweltbundesamt, Dessau.
- UK NEA, 2011.** UK National Ecosystem Assessment. Defra, UK.
- US EPA, 2010.** Final rulemaking to establish light-duty vehicle greenhouse gas emission standards and corporate average fuel economy standards. Regulatory Impact Analysis. US Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- VAN DEN BERGH, J.C.J.M., 2004.** Optimal climate policy is a utopia: From quantitative to qualitative cost-benefit analysis. Ecological Economics 48, 385–393.

VON HAAREN, C., ALBERT, C., 2011. Integrating Ecosystem Services and Environmental Planning: Limitations and Synergies. International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management 7, 150–167.

VON HAAREN, C., 2004. Landschaftsplanung. Ulmer, Stuttgart.

WARREN, R., HOPE, C., MASTRANDREA, M.D., TOL, R., ADGER, N., LORENZONI, I., 2006. Spotlighting impact functions in integrated assessment. Research Report Prepared for the Stern Review on the Economics of Climate Change. Tyndall Centre Working Paper 91. Tyndall Centre for Climate Change Research, University of East Anglia, Norwich.

WATKISS, P., ANTHOFF, D., DOWNING, T., HEPBURN, C., HOPE, C., HUNT, A., TOL, R.S.J., 2005. The Social Costs of Carbon (SCC) Review – Methodological Approaches for Using SCC Estimates in Policy Assessment. Final Report. Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA), London.

WATKISS, P., DOWNING, T.E., 2008. The social cost of carbon: Valuation estimates and their use in UK policy. Integrated Assessment Journal 8(1), 85–105.

WEYANT, J. P., 1993. Costs of reducing global carbon emissions. Journal of Economic Perspectives 7(4), 27–46.

WEITZMAN, M. L., 2011. Fat-tailed uncertainty in the economics of catastrophic climate change. Review of Environmental Economics and Policy 5(2), 275–292.

WEITZMAN, M. L., 2009. On modelling and interpreting the economics of catastrophic climate change. Review of Economics and Statistics 91(1), 1–19.

WEITZMAN, M. L., 2007. A review of the Stern Review on the economics of climate change. Journal of Economic Literature 45, 703–724.

WILLE, V., PREISS, P., FRIEDRICH, R., 2012. Sachstandspapier zu Treibhausgase & Klimawandel. Sachstandspapier im Rahmen des Vorhabens »Schätzung Externer Umweltkosten und Vorschläge zur Kosteninternalisierung in ausgewählten Politikfeldern«, Umweltbundesamt, Forschungsprojekte FKZ 3708 14 101, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Universität Stuttgart.

WÜSTEMANN, H., MEYERHOFF, J., RÜHS, M., SCHÄFER, A., HARTJE, V., 2014. Financial costs and benefits of a program of measures to implement a National Strategy on Biological Diversity in Germany. Land Use Policy 36, 307–318.

KOORDINIERENDE AUTORINNEN

KATRIN VOHLAND, ULRIKE DOYLE

AUTORINNEN UND AUTOREN

CHRISTIAN ALBERT, CHRISTINE BERTRAM, LISA BIBER-FREUDENBERGER, ALETTA BONN, MIRIAM BRENCK, BENJAMIN BURKHARD, JOHANNES FÖRSTER, ELMAR FUCHS, CAROLIN GALLER, CHRISTINA VON HAAREN, PIERRE L. IBISCH, TIMO KAPHENGST, CHRISTIAN KLASSERT, REINHARD KLENKE, STEFAN KLOTZ, STEFAN KREFT, INGOLF KÜHN, ELISABETH MARQUARD, DIETMAR MEHL, INSA MEINKE, KARIN NAUMANN, MARCUS RECKERMANN, KATRIN REHDANZ, STEFAN RÜTER, WIEBKE SAATHOFF, JULIA SAUERMANN, MATHIAS SCHOLZ, UWE SCHRÖDER, RALF SEPPELT, DANIELA THRÄN, FELIX WITING

GUTACHTER

STEFAN HEILAND, THOMAS HICKLER

3.1	Einleitung	68
3.2	Auswirkungen des Klimawandels auf die biologische Vielfalt und Ökosystemleistungen	69
3.2.1	Abiotische Veränderungen	69
3.2.2	Auswirkungen des Klimawandels auf Genetik, Physiologie und Phänologie von Organismen	69
3.2.3	Auswirkungen auf einzelne Arten, Lebensgemeinschaften und Ökosysteme	70
3.2.4	Auswirkungen des Klimawandels auf invasive Arten	73
3.2.5	Ökologische Wechselwirkungen	74
3.2.6	Auswirkungen des Klimawandels auf Schutzgebiete	75
3.2.7	Auswirkungen des Klimawandels auf die deutschen Meere und Küsten	77

3.3	Auswirkungen der Klimapolitik auf Biodiversität und Ökosystemleistungen	78
3.3.1	Stellenwert und Flächeninanspruchnahme der erneuerbaren Energieträger	78
3.3.2	Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus auf die Biodiversität	81
3.3.3	Wasserkraft und Durchlässigkeit der Gewässer	82
3.3.4	Onshore-Windkraft	82
3.3.5	Auswirkungen der Offshore-Windkraft auf die Meeres- und Küstenökosysteme	83
3.3.6	Wirkungen von Stromverteilung und -speicherung	83
3.4	Internationale Aspekte der deutschen Klimapolitik	84
3.4.1	Fernwirkungen der nationalen und der EU-Klimapolitik	85
3.4.2	Gefährdung globaler Ökosystemleistungen und Biodiversität durch internationale Handels- und Lieferketten	87
3.5	Klimapolitik, Ökosystemleistungen und biologische Vielfalt – Konflikte und Synergien	87
	Literatur	89

KERNAUSSAGEN

- ▶ Auswirkungen des Klimawandels auf die biologische Vielfalt sind – zumindest für viele Arten – bereits nachzuweisen. Eine Zunahme dieser Auswirkungen ist mit zunehmendem Klimawandel naheliegend und wird auch von verschiedenen Modellierungsergebnissen projiziert.
- ▶ Da sich nicht alle Arten schnell genug beispielsweise durch Arealverschiebungen, Verhaltensänderungen oder genetische Änderungen an den Klimawandel anpassen können, wird einerseits ein zunehmender Artenverlust befürchtet, andererseits könnten bisher nicht vorkommende Arten in Deutschland neue Verbreitungsgebiete erschließen.
- ▶ Eine Veränderung der Artenzusammensetzung kann zu funktionellen Veränderungen in Ökosystemen führen, wie z. B. Bestäubung oder Schädlingsregulierung. Der Verlust von Biodiversität kann die Verminderung von bestimmten Ökosystemleistungen und der Resilienz zur Folge haben.
- ▶ Eindeutige Aussagen über zukünftige Änderungen der Biodiversität sind aufgrund der komplexen Wechselwirkungen zwischen Arten, Ökosystemen und biophysikalischen Bedingungen nur schwer zu treffen. Allerdings muss damit gerechnet werden, dass vulnerable – »verwundbare« – Ökosysteme mit zunehmenden Änderungen der klimatischen Bedingungen an die Grenzen ihrer Anpassungsfähigkeit gelangen.
- ▶ Die Klimapolitik – insbesondere der Ausbau der erneuerbaren Energien, zusammen mit Energieeinsparung und Effizienzsteigerung – schafft die Voraussetzungen, um die Anpassungszeiträume zu vergrößern, darf aber nicht zu zusätzlichen Beeinträchtigungen der Biodiversität führen, auch damit Ökosystemleistungen nicht zusätzlich gefährdet werden.
- ▶ Ein umfassendes Monitoring zur Ermittlung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Biodiversität ist notwendig, um zu überprüfen, ob die durch die Politik vorgegebenen Schutzziele erreicht werden.
- ▶ Der von Deutschland ausgehende internationale Handel von Agrarprodukten für die Energie- und Nahrungsmittelproduktion kann nicht nur lokal, sondern ebenso global zu negativen Auswirkungen auf die biologische Vielfalt und deren Leistungen führen. Dies beeinträchtigt auch die Anpassungs- und Mitigationsleistungen der betroffenen Ökosysteme. Eine ausschließlich auf Deutschland konzentrierte energiepolitische Steuerung zu Gunsten von Biomasse zur Energiegewinnung führt zu Leakage-Effekten und indirekten Landnutzungsänderungen in anderen Ländern. Diese Auswirkungen sollten bei einer Beurteilung der Nachhaltigkeit politischer Maßnahmen mit betrachtet werden.

3.1 EINLEITUNG

Dieses Kapitel gibt eine Übersicht über die direkten und indirekten Auswirkungen des Klimawandels auf die biologische Vielfalt und die Ökosystemleistungen. Indirekte Auswirkungen entstehen durch Klimaschutz- und Anpassungsmaßnahmen. Direkte Auswirkungen beschreiben den Einfluss geänderter Klimaparameter auf die Biodiversität, da Ökosysteme und die großskalige geografische Verbreitung der in ihnen vorkommenden Tiere und Pflanzen weitgehend durch klimatische Parameter bestimmt werden. Ändern sich klein- und großklimatische Zusammenhänge, hat dies auch Auswirkungen auf die Zusammensetzung der Flora und Fauna eines Ökosystems und entsprechend auf die Interaktionen zwischen Arten sowie auf die Prozesse und Produkte, von denen Menschen profitieren: die ökosystemaren Leistungen.

Die hier präsentierte Übersicht soll das Verständnis insbesondere für die biophysikalischen und ökologischen Zusammenhänge fördern, die auch Grundlage für eine ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen sind. Zudem sollen die Wechselwirkungen zwischen Biodiversitätspolitik (bzw. Natur- und Umweltschutzpolitik) und Klimapolitik aufgezeigt werden. Zwischen den einzelnen Naturschutz- und Klimaschutzziele sowie den entsprechenden Schutzmaßnahmen gibt es teils Synergien oder zumindest Synergiepotentiale, aber auch eine Reihe von Konflikten (Berry, 2009a; Berry, 2009b; Mosbrugger et al., 2012; Vohland et al., 2012).

Konkrete Beobachtungen zu Veränderungen der Biodiversität, die auf den rezenten anthropogenen Klimawandel zurückzuführen sind, gab es bereits in den 90er Jahren und teilweise sogar früher (Essl und Rabitsch, 2013; Pompe et al., 2011; Pauli et al., 2012). Für Projektionen möglicher zukünftiger Entwicklungen wird häufig auf unterschiedliche Modellierungsansätze zurückgegriffen, die räumlich explizite und quantifizierbare Schlussfolgerungen ermöglichen. Auch mithilfe anderer Methoden – ökologischer Experimente, Vulnerabilitätsindices (Kreft und Ibisch, 2013; Rabitsch et al., 2010, wie auch Art- und Artgemeinschafts-Temperatur-Indices – z. B. Devictor et al., 2012; Van Swaay et al., 2010; Wiemers et al., 2013) – können Hinweise auf potentielle zukünftige Veränderungen abgeleitet werden.

Die Intensität der Auswirkungen des Klimawandels hängt von der sogenannten Vulnerabilität der Ökosysteme ab. Die Vulnerabilität, also die Verwundbarkeit von Ökosystemen gegenüber zukünftigen klimatischen Veränderungen, steigt und sinkt mit den drei Faktoren Exposition, Sensitivität und

adaptiver Kapazität (IPCC, 2007b). Die Exposition beschreibt die Einwirkungen des globalen Wandels vor allem über das lokale Klima, während die Sensitivität das Maß, in dem ein System durch externe Änderungen beeinflusst werden kann, darstellt, sich also auf die Intensität der Veränderungen im Ökosystem gegenüber klimatischen Veränderungen bezieht. Die adaptive Kapazität hingegen beschreibt die Fähigkeit von Ökosystemen, sich an ändernde Klimabedingungen anzupassen und damit die klimawandelbedingten Folgen abzumildern. Ein mit dem Begriff der Vulnerabilität verwandtes Konzept ist das der Ökosystem-Resilienz. Traditionell wurde dieser Begriff als Fähigkeit eines Ökosystems definiert, nach einer Störung wieder in den ursprünglichen bzw. natürlichen Zustand zurück zu kehren (z. B. Ellenberg, 1996). Während hierbei jedoch von einem sehr statischen natürlichen Zustand eines Ökosystems ausgegangen wird, setzte sich in den letzten Jahren die Ansicht durch, dass Ökosysteme nicht statisch, sondern dynamisch sind und nach einer externen Störung durch Neuordnung einen neuen, jedoch nicht unbedingt weniger stabilen Zustand erreichen können (Gallopín, 2006; Gunderson, 2000). Zur Operationalisierung von Resilienz bedarf es der Spezifizierung eines konkreten Systemzustandes (resilience of what) und einer als relevant erachteten Störungsgröße (resilience to what), hinsichtlich derer die Resilienz eines sich selbst organisierenden Ökosystems auf induktive Weise ermittelt werden kann (Carpenter et al., 2001). Um mit dem Konzept der Resilienz arbeiten zu können, muss genau definiert werden, welche Funktionen von Ökosystemen angesprochen werden.

Von einigen Ökosystemen ist bekannt, dass sie sich innerhalb kurzer Zeit sehr drastisch und schwer umkehrbar ändern können, sobald bestimmte Einflussfaktoren einen bestimmten Schwellenwert überschreiten. Das bekannteste Beispiel für eine solche Dynamik ist das »Umkippen« eines Sees, wenn ein hoher Nährstoffgehalt ein starkes Algenwachstum befördert und dieses wiederum den Sauerstoffgehalt im Gewässer stark reduziert. Aber auch die sogenannten Todeszonen im Meer (sauerstoffarme Gebiete, in denen nach und nach jegliches Leben erlischt) sind Folgen des »Umkippens« von Meeresökosystemen. Der aus dem Englischen entlehnte Begriff Tipping Point (Kipp-Punkt) wird derzeit häufig verwendet, um darauf hinzuweisen, dass immer mehr Ökosysteme weltweit Gefahr laufen, solch kritische Veränderungen zu vollziehen. Laut einer Analyse für den Globalen Biodiversitäts-Zustandsbericht SCBD (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2010) ist es mit hoher Wahrscheinlichkeit vor allem das Zusammenspiel von Klimaveränderungen, Stoffeinträgen

und Biodiversitätsveränderungen, welches zu großflächigen und global bedeutsamen »Kipp-Punkt«-Dynamiken und den einhergehenden gravierenden Veränderungen von Ökosystemen führen wird (Leadley et al., 2010).

Die Frage, ob ökologische Kipp-Punkte reversibel sind und wie sie vorhergesagt werden können, ist derzeit ein wichtiger Gegenstand umfangreicher Forschungsvorhaben.

3.2 AUSWIRKUNGEN DES KLIMAWANDELS AUF DIE BIOLOGISCHE VIelfALT UND ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN

In den folgenden Abschnitten sollen die Auswirkungen untergliedert und in einer strukturierten Übersicht wiedergegeben werden. Allerdings ist zu beachten, dass es zwischen den unterschiedlichen räumlichen Ebenen Rückkopplungen und sich gegenseitig verstärkende Einflussfaktoren gibt, insbesondere auch mit dem Verlust an Habitaten oder dem Eintrag von Pestiziden. Eine detaillierte Übersicht über Auswirkungen des Klimawandels auf abiotische und biotische Elemente von Ökosystemen und ihrer Funktionen listen zum Beispiel Geyer et al. (2011) oder Mosbrugger et al. (2012) auf.

3.2.1 Abiotische Veränderungen

Menschliche Aktivitäten, insbesondere die Verbrennung fossiler Energieträger und die Rodung großer Waldgebiete, führen zu einer veränderten Zusammensetzung der Atmosphäre. Dabei spielen v. a. Treibhausgase, allen voran CO₂, eine herausragende Rolle bei der Veränderung des Klimas. Die Erhöhung der Konzentration von Treibhausgasen führt zu einer Erhöhung der globalen Durchschnittstemperaturen mit räumlich ungleichmäßig verteilten Änderungen (IPCC, 2007a). Das Klimasystem basiert auf einem komplexen Zusammenspiel zwischen Energie- und Masseflüssen der Atmosphäre und der Ozeane. Spürbar wurde das beispielsweise durch die kühlen Frühjahrstemperaturen, die auf eine verringerte Eisdecke in der Barentssee zurückzuführen sind (Petoukhov und Semenov, 2010).

Außerdem ist mit der Veränderung des Klimasystems auch eine Zunahme von Extremen in Bezug auf Temperatur, Niederschlag und Sturmereignissen verbunden (Coumou et al., 2013; IPCC, 2007a). Eine Ursache hierfür könnte in komplexen Veränderungen von Luftströmen bestehen, die dazu führen, dass bestimmte Wetterlagen über längere Zeiträume persistieren (Petoukhov et al., 2013). Es muss davon ausgegangen werden, dass Wetterextreme in Zukunft weiter zunehmen, wobei auch hier unterschiedliche Regionen

unterschiedlich stark betroffen sein werden (IPCC, 2012). Mögliche relevante Auswirkungen für Deutschland sind beispielsweise die projizierten Zunahmen von Trockenperioden aber auch Starkregenereignissen im 21. Jahrhundert für Mitteleuropa (IPCC, 2012).

Auch ohne spezielle Trockenperioden könnte die Wasserverfügbarkeit zukünftig in vielen Regionen ein problematischer Faktor sein. Im Rahmen des Projektes »Schutzgebiete Deutschlands im Klimawandel – Risiken und Handlungsoptionen« (Badeck et al., 2007; Vohland et al., 2011) wurden für über 4.000 Schutzgebiete (BfN, 2011a) Klimaszenarien berechnet, die interaktiv im Internet einsehbar sind (<http://www.pik-potsdam.de/services/infothek/klimawandel-und-schutzgebiete>). Unter anderem werden Daten zur klimatischen Wasserbilanz zur Verfügung gestellt, die sich aus der Differenz der Niederschläge und der potentiellen Verdunstung ergeben. In einer Vielzahl von Schutzgebieten zeigt sich bereits heute in den Sommermonaten eine negative Bilanz, d. h. die potentielle Verdunstung ist höher als die Niederschläge (Vohland et al., 2013a). Wenn Bodeneigenschaften und Vegetation bei der Modellierung berücksichtigt werden, lassen sich weitere Rückschlüsse ziehen. Für Brandenburg konnte beispielsweise mit einem öko-hydrologischen Modell gezeigt werden, dass das für Pflanzen verfügbare Bodenwasser in vielen Gebieten unter Bedingungen des Klimawandels zurückgehen könnte (Holsten et al., 2009).

Weitere Veränderungen des Klimas, nach Temperatur- und Niederschlagsindikatoren und nach Jahreszeiten gegliedert, können auf dem Online-Atlas des Potsdam-Instituts für Klimafolgenforschung (PIK) für verschiedene Klimamodellrealisierungen nachvollzogen werden (<http://www.klimafolgenonline.com>).

3.2.2 Auswirkungen des Klimawandels auf Genetik, Physiologie und Phänologie von Organismen

Klimatische Veränderungen haben auch Einfluss auf Strukturen und Prozesse unterhalb der Artebene. Bisher sehr wenig untersucht ist die Wirkung des Klimawandels bzw. der Ursachen dieses Wandels auf die genetische Struktur von Populationen und Arten. Eine der ersten Untersuchungen über den Einfluss eines erhöhten Kohlendioxidgehaltes in der Luft auf mikroevolutionäre Prozesse publizierten Wienecke et al. (2004). Nach sechs Jahren Kohlendioxidanreicherung auf Schweizer Bergwiesen (Leadley et al., 1999) konnten mikroevolutionäre Veränderungen mit Konsequenzen für die Morphologie beim Kleinen Wiesenknopf (*Sanguisorba minor*) nachgewiesen werden.

Bei der Analyse der genetischen Struktur von Arten im Gesamtareal wurden mehrfach genetische Anpassungen an Klimadifferenzierungen innerhalb einer Art wie z. B. beim in Europa weit verbreiteten Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*) gefunden (Michalski et al., 2010). Genetische Veränderungen aufgrund schnellen Klimawandels sind auch bei Tieren festgestellt worden (Karell et al., 2011; Ozgul et al., 2010). Diese Differenzierung bedeutet, dass es regional und lokal unterschiedliche Anpassung an die Klimasituation gibt. Daraus folgt, dass lokale oder regionale Herkünfte z. B. für die Renaturierung von Lebensräumen wichtig sind. Schnelle evolutionäre Anpassungen an klimatische Veränderungen sind wahrscheinlich weiter verbreitet als bisher angenommen, die Zahl der Nachweise ist aber noch sehr gering.

Physiologische Anpassungen und deren Ursachen sind weit besser belegt. Die Anpassung an Trocken- und/oder Temperaturstress kennzeichnet häufig Populationen an den Rändern ihres Verbreitungsgebietes. Sie zeigen oft bessere Anpassungen an klimatische Stresssituationen (Bridle et al., 2010). Beierkuhnlein et al. (2011) haben experimentell herausgefunden, dass unterschiedliche Ökotypen der analysierten Arten unterschiedlich an extreme Klimabedingungen angepasst waren. Allerdings ließ sich aus der Herkunft der Ökotypen keine Aussage zur Anpassung an die Klimabedingungen ableiten. Dies unterstreicht die Bedeutung der Differenzierung von Populationen innerhalb von Arten für die Variation der Reaktion auf Klimaveränderungen. Auf den Klimawandel reagieren Arten durch physiologisch-anatomisch und morphologische Veränderungen. Hierzu zählen z. B. die Zu- oder Abnahme der Behaarung als Schutz gegen Austrocknung oder erhöhter UV-Strahlung (Beckmann et al., 2012). Arten mit großer phänotypischer Plastizität (also nicht genetisch fixierter Anpassungsfähigkeit) sind besser an den Klimawandel angepasst. Dieser induziert auch physiologisch bedingte Verhaltensveränderungen wie z. B. Änderungen des Winterschlafs beim Columbia-Ziesel (*Urocitellus columbianus*; Lane et al., 2012).

Intensiv untersucht wurden phänologische Veränderungen, d. h. Anpassungen des Lebensrhythmus von Tieren und Pflanzen an Klimaveränderungen. Da im Rahmen der meteorologischen Messnetze in vielen Ländern auch ausgewählte phänologische Daten erhoben werden, gibt es zur Phänologie die umfangreichsten Informationen. Außerdem ist die Phänologie an die bereits existierende saisonale Klimavariabilität angepasst. Umfangreiche Auswertungen phänologischer Daten liegen von Menzel et al. (2006) und Cleland et al. (2007) vor.

Typische Veränderungen von phänologischen Größen sind die früheren Blütezeiten von Pflanzen, die längere Vegetationsperiode, die frühere Ankunft von Zugvögeln (vgl. Crick und Sparks, 1999; Hassall et al., 2007; Klaus und Loughheed, 2013). Seit den früheren 1980er Jahren liegen mehr oder weniger kontinuierlich Satellitendaten zur Vegetationsentwicklung vor. Diese Daten ermöglichen heute global die Phänologie der Vegetation in Abhängigkeit von der Klimavariabilität räumlich und zeitlich gut aufgelöst zu erfassen (de Jong et al., 2013).

3.2.3 Auswirkungen auf einzelne Arten, Lebensgemeinschaften und Ökosysteme

Beobachtete Änderungen von Artarealen

Während schon früh weltweit vereinzelte Beobachtungen der Auswirkungen des Klimawandels auf bestimmte Arten festgestellt wurden (Walther et al., 2001), waren die Auswirkungen in Deutschland lange Zeit noch nicht deutlich bemerkbar oder wurden nur anekdotisch berichtet. In letzter Zeit mehrten sich aber Hinweise auf Veränderungen der Areale und der Phänologie von Pflanzen und Tieren (Übersicht z. B. bei Trautmann et al., 2012; Pompe et al., 2011). So konnten z. B. die Stechpalme (*Ilex aquifolium*) und das Affen-Knabenkraut (*Orchis simia*) klimabedingt ihr Areal in Deutschland ausweiten. Der beliebte Zierstrauch Lorbeerkirsche (*Prunus laurocerasus*) verwildert immer häufiger in Deutschland, die Hanfpalme (*Trachycarpus fortunei*) wurde erstmals verwildert auf der Insel Mainau nachgewiesen und der Meerfenchel (*Crithmum maritimum*) hat von Westen kommend inzwischen Helgoland erreicht (Pompe et al., 2011). Seit 1980 sind vermutlich aufgrund günstiger Klimaverhältnisse acht Vogelarten in die Bodenseeregion eingewandert, u. a. Schwarzkopfmöwe (*Larus melanocephalus*), Mittelmeermöwe (*Larus michahellis*), Felsenschwalbe (*Ptyonoprogne rupestris*) Orpheusspötter (*Hippolais polyglotta*) und Alpensegler (*Apus melba*). Auch bei den Libellen sind immer mehr südliche Arten nach Deutschland eingewandert, z. T. über mehrere hundert Kilometer (z. B. Geisterlibelle – *Boyeria irene*), bzw. haben höhere Lagen der (Mittel-)Gebirge besiedelt (Trautmann et al., 2012).

Arealverkleinerungen, insbesondere an den klimatisch günstigeren Arealrändern (meist an den südlichen oder unteren Verbreitungsgrenzen) sind wesentlich schwieriger nachzuweisen, da sie weitaus längere Zeit in Anspruch nehmen. In diesen Gebieten erfolgt der Rückgang von Arten meist durch langwierige, komplexe ökologische Prozesse, wie Konkurrenz oder Verlust der genetischen Vielfalt (Hampe und Petit,

2005). Aufgrund dieser komplexen Wechselwirkungen wurden Belege für eindeutig klimabedingte Rückgänge in Deutschland bislang weder bei Pflanzen (Pompe et al., 2011) noch bei Tieren (Trautmann et al., 2012) erbracht (vgl. auch Rabitsch et al., 2013). Da klimatische Gegebenheiten aber bei den meisten Arten als wichtige biophysikalische Faktoren der Arealausdehnung beobachtet werden konnten, ist es sehr wahrscheinlich, dass es zu solchen Auswirkungen kommen wird.

Sensitivität von Arten

Neben reinen Beobachtungsdaten lässt sich eine Sensitivität gegenüber bestimmten Klimaparametern (z. B. Winterkälte und Sommerdürre für Pflanzen) durch Experteneinschätzung oder aus ökologischen Merkmalen von Arten ableiten. Dies ist insbesondere dann sinnvoll, wenn die Verbreitungsdaten, wie für die allermeisten Arten, so ungenau sind, dass sich keine Modelle parametrisieren lassen. Für vier Wirbeltiergruppen und mehr als acht Gruppen der Wirbellosen wurden auf Grundlage ihrer Biotopbindung, ökologischen Amplitude, Ausbreitungsfähigkeit, Arealgröße, Bestandsituation, Vermehrungsrate, Vorkommen in klimasensiblen Zonen sowie ihrem Rote-Liste Status eine Einschätzung der Klimasensitivität vorgenommen (Rabitsch et al., 2010). Diese ergab, dass die Artengruppen mit der größten Anzahl der durch Klimawandel potentiell gefährdeten Arten Schmetterlinge (21), Weichtiere (13) und Käfer (8) sind. Bezogen auf den Anteil an der Gesamtartenzahl dieser

Gruppen sind dies Weichtiere (43,3 %), Libellen und Reptilien (je 22,2 %) sowie Schmetterlinge (18,3 %).

Für Pflanzen wurden diejenigen ökologischen Merkmale analysiert, die mit klimasensitiven Arten verknüpft sind (Pompe et al., 2011). Für Deutschland wurde so ermittelt, dass fast ein Drittel der Arten hoch klimasensitiv sind, also mit starken Arealrückgängen zu rechnen ist, und immerhin noch einmal ein Drittel klimasensitiv auf den Klimawandel reagieren (Pompe et al., 2011). Auffallend ist dabei, dass insbesondere insektenbestäubte Arten stark negativ, windbestäubte hingegen wenig bis positiv durch den Klimawandel betroffen zu sein scheinen (Hanspach et al., 2013a; Pompe et al., 2011).

Modellierung der Auswirkungen des Klimawandels auf terrestrische Arten und Artgemeinschaften

Für Arten, deren Verbreitung zumindest in Europa gut bekannt ist oder deren populationsbiologische Kenngrößen in Abhängigkeit vom Klima für eine Modellparametrisierung ausreichen, lassen sich auch mithilfe von Modellprojektionen des Klimas unter der Annahme bestimmter Klimaszenarien über die potentielle Reaktion der Arten auf das Klima erstellen (Kühn et al., 2009; Infobox 3.1.). Diese gelten allerdings immer nur in den klar umrissenen Modellannahmen. Neben den Klimaszenarien zugrunde liegenden Annahmen kommen hier also noch die Grundannahmen der Modellalgorithmen sowie stark vereinfachte bis unrealistische Annahmen zu Ökologie und Evolution der Arten

INFOBOX 3.1

Modellierung der Auswirkungen des Klimawandels

Zur Modellierung der Auswirkungen des Klimawandels auf die biologische Vielfalt werden verschiedene Typen der Modellierung genutzt, beispielsweise die dynamische Vegetationsmodellierung oder die statistische Artverbreitungsmodellierung (z. B. Nischenmodellierung, Biogeoklimahüllen; Kühn et al., 2009; Leadley et al., 2010; Dolgener et al., 2013). Dabei sind die hypothetischen Wirkungsketten oft sehr lang, angefangen von den verschiedenen Emissionsszenarien, die auf unterschiedlichen Annahmen bezüglich der wirtschaftlichen Entwicklung, des technologischen Fortschritts und der Bevölkerungsentwicklung basieren, über die unterschiedlichen globalen und regionalen Klimamodelle bis hin zur Projektion der Auswirkungen des Klimawandels auf Habitate und Arten (Vohland et al., 2014). Aufgrund dieser verschiedenen inhärenten Unsicherhei-

ten muss davon ausgegangen werden, dass sich keine echten »Vorhersagen« machen lassen. Es können nur Projektionen auf Grundlage von Szenarioannahmen erstellt werden. Das bedeutet zum einen, dass das insbesondere vom Internationalen Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD) propagierte Vorsorgeprinzip (precautionary principle) beachtet werden sollte, und zum anderen Mechanismen entwickelt werden müssen, die es erlauben, auch unter unsichereren Annahmen Entscheidungen zu fällen (z. B. Francis und Goodman, 2009; Grantham et al., 2009). Eine Beachtung aller zur Verfügung stehenden Informationen, also auch von Szenarien für die Priorisierung von Gebieten für den Naturschutz, kann einen wichtigen Beitrag zur proaktiven Landschaftsplanung leisten (z. B. Freudenberger et al., 2013).

hinzu. So werden die Ausbreitungsmechanismen von Arten grob vereinfacht, Interaktionen, Evolution und Anpassung meist nicht berücksichtigt und davon ausgegangen, dass sich die Organismen derzeit im Gleichgewicht mit ihrer Umwelt befinden (Kühn et al., 2009; Pearson und Dawson, 2003). Daher können diese Modellierungen nur grobe Einschätzungen innerhalb der gültigen Rahmenbedingungen wiedergeben und dürfen auf keinen Fall als Vorhersagen für eine bestimmte Zeit und ein bestimmtes kleines Gebiet aufgefasst werden.

Für Deutschland konnten so für 845 Pflanzenarten Projektionen aufgrund von Modellierungen erstellt werden (Pompe et al., 2008). Danach könnten in einem extremem Klimawandelszenario (+4 °C, GRASS Szenario; Spangenberg et al., 2012) 20 % der Arten bis 2080 mehr als $\frac{3}{4}$ ihrer heute bioklimatisch geeigneten Gebiete in Deutschland verlieren. In einem gemäßigten Szenario (+2 °C, BAMBU Szenario; Spangenberg et al., 2012) trifft dies nur noch auf 7 % zu. Für Deutschland gibt es auch für Vögel entsprechende Modelle, bei denen sich bis 2055 die Artenzahl in Deutschland gegenüber heute kaum verändert. Allerdings stehen der Zuwanderung aus dem Süden eine höhere Zahl an Aussterbeprognozen gegenüber, sodass regional differenzierte Veränderungen und Aussterbeereignisse nicht unwahrscheinlich sind (Kühn et al., 2013). Insbesondere zeigen Modellprojektionen für viele schutzwürdige oder geschützte Arten großflächige Arealverluste (Trautmann et al., 2012). Bei den Amphibien und Reptilien gehören, überwiegend basierend auf Untersuchungen von Araujo et al. (2006), Arten wie der Laubfrosch (*Hyla arborea*), die Geburtshelferkröte (*Alytes obstetricans*), die Westliche Smaragdeidechse (*Lacerta bilineata*) oder die Mauereidechse (*Podarcis muralis*) zu den Gewinnern, Arten wie die Rotbauchunke (*Bombina orientalis*), der Moorfrosch (*Rana lessonae*), die Schlingnatter (*Coronella austriaca*) oder die Kreuzotter (*Vipera berus*) zu den potentiellen Verlierern.

Für einzelne Lebensraumtypen der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) wurden von Dempe et al. (2012) Szenarien der zukünftigen Verbreitung modelliert. Allerdings gehen diese Modellansätze davon aus, dass die Artenzusammensetzung der Lebensraumtypen auch unter Klimawandel gleich bleibt. Diese Annahme ist jedoch unrealistisch, da jede Art anders reagiert (Pompe et al., 2008; Pompe et al., 2010). Somit kommt es wahrscheinlich unter Klimawandel zu einer Neukombination von Lebensgemeinschaften und somit auch zu einer Änderung der Artenausstattung oder des gesamten Charakters der Lebensraumtypen. Pompe et al. (2010)

konnten zeigen, dass viele für unterschiedliche Vegetationstypen charakteristische Pflanzenarten nach Modellberechnungen in Zukunft nicht mehr gemeinsam vorkommen. Dabei sind allerdings auch die Vegetationstypen unterschiedlich stark durch den Rückgang der charakteristischen Arten betroffen. So werden insbesondere für Pflanzengesellschaften im Bereich der alpinen Baumgrenze und für außeralpine Zwergstrauchgesellschaften hohe Artenverluste, jedoch für Pflanzengesellschaften auf Schotter und Fels sowie Magerrasen Artengewinne projiziert. Auch in den Schutzgebieten sind insbesondere alpine Arten und solche der Moore und naturnahen Grünländer stark durch den Klimawandel betroffen (Hanspach et al., 2013b). Dies lässt allerdings Habitatveränderungen durch Nutzungswandel oder Stickstoffeintrag (Badeck und Sterzel, 2010; Seppelt et al., 2009) ebenso außer Acht wie die für die Besiedlung durch neue Arten unzureichenden Substrateigenschaften (Geologie, Boden) zum Beispiel von Gebirgslebensräumen (Donato, 2013).

Süßwassersysteme und Auen

Der Klimawandel geht mit Veränderungen der hydrologischen Verhältnisse und der ökologischen Systeme in den Gewässern und der begleitenden Flussauen einher. Feuchtgebiete, aber auch Seen und Flüsse, werden mit einem geringeren Wasserdargebot insbesondere in den Sommermonaten konfrontiert. Selbst wenn es keine Veränderungen der Niederschlagssumme gibt, so steigt aufgrund der erhöhten Temperatur die Verdunstung und damit verringert sich die klimatische Wasserbilanz. Lokal hängt die Wasserverfügbarkeit von weiteren Eigenschaften wie der Bodenart, dem Abstand zum Grundwasser und der Vegetationsbedeckung ab. Für das Elbeinzugsgebiet ergaben die Simulationen von Conradt et al. (2008, 2012) für die Mitte des 21. Jahrhunderts eine deutliche Verringerung der zur Verfügung stehenden Wassermengen und eine Zunahme der Dauer von Niedrigwasserzeiten. Gerade Moore und kleinere Seen im Osten von Deutschland erhalten zu wenig Wasser zur Aufrechterhaltung ihrer Funktionalität und sind als stärker gefährdet einzustufen als beispielsweise die tiefen Seen im Alpenvorland (Roithmeier, 2008). Für Flüsse erhöht sich die Wahrscheinlichkeit von Niedrigwassern, was auch auf viele Zielorganismen des Naturschutzes, beispielsweise die in den Anhängen der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) genannten Arten, negative Auswirkungen haben kann (Prange et al., 2013). Geringere Wasserführung in Bächen und Flüssen in den Sommermonaten kann z.B. zu einer Veränderung der Zusammensetzung der Artengemeinschaften führen, z. B. zu Verlusten von Filtrierern, und

damit zu einer Verschlechterung der Wasserqualität. Auch Auengebiete sind durch eine mögliche Verringerung des Wasserdargebots betroffen. Höhere sommerliche Temperaturen und die damit verbundene stärkere Verdunstung können zu einer Verschlechterung der Wasserverfügbarkeit für die Vegetation führen. Dies kann zu erheblichen negativen Änderungen besonders bei grundwasserabhängigen Pflanzengesellschaften führen (Dister und Henrichfreise, 2009). Modelluntersuchungen am Rhein zeigen, dass ein Absinken der Wasserstände nicht nur eine einfache Verschiebung der Auenhabitate zur Folge hat, vielmehr werden einzelne Arten wie auch Artengemeinschaften unterschiedlich auf veränderte Umweltbedingungen reagieren (KLIWAS, 2013). Mehrjährig anhaltende Niedrigwasserphasen können bei ausbleibenden Hochwasserereignissen auch zur Beeinträchtigung oder zum Verschwinden von typischen Auenhabitaten wie Altwässern, Altarmen, temporären Gewässern oder Auenwäldern und somit auch zum Verschwinden typischer Auenarten führen (Tockner und Stanford, 2002). Da die gesamte Bandbreite an autotypischen Lebensraumtypen und ihre Standorte mehr oder weniger von auendynamischen Prozessen und insbesondere von hydrologischen Umweltfaktoren (z. B. Überflutung, Grundwasserstände oder Amplituden der Wasserstände) abhängen, stellen Veränderungen insbesondere im Abflussverhalten ein hohes Risiko für ihren zukünftigen Erhaltungszustand dar.

Die Ergebnisse der Modellierungen hängen insgesamt stark vom verwendeten Emissionsszenario ab. Lingemann et al. (2013) kommen beispielsweise für das Elbeinzugsgebiet und denselben Zeitraum wie Conradt et al. (siehe vorherigen Absatz) unter Verwendung eines anderen Emissionsszenarios zu moderaten Veränderungen des Niedrigwasserabflusses im Bereich von +10 % bis –10 %. Für mehrere Flussgebiete wird – bedingt durch höhere Winterniederschläge und geringere Schneespeicherung – eine Zunahme der winterlichen Abflüsse simuliert (z. B. für den Rhein, Görgen et al., 2010). Dies kann in Gebieten und in Jahreszeiten, die bereits heute durch hohe Abflüsse gekennzeichnet sind, zu einer Zunahme der Höhe und der Dauer von extremen Hochwassern führen (Mudelsee et al., 2003; Jentsch et al., 2007). Atypische Hochwasser, die beispielsweise in die aktive Sommerperiode vieler Arten fallen, können diese Biozönosen über mehrere Jahre verändern (Junk, 2005). Insbesondere die aktiv und passiv mobilen Artengruppen (*Carabiden*, *Mollusken*) reagieren stärker auf unerwartete Extremereignisse als immobile Artengruppen wie Pflanzen (Ilg et al., 2008; Scholz et al., 2009). Bei verstärkten Winterniederschlägen und damit veränderten Hochwassern

kann auch eine Erhöhung des schon vorhandenen Remobilisierungspotentials von feststoffgebundenen Schadstoffen aus strömungsberuhigten Seitenbereichen von z. B. Weser und Elbe nicht ausgeschlossen werden (KLIWAS, 2013). Generell hängt die Wirkung der zukünftigen Veränderungen wesentlich von den regionalen Abflussregimen ab und ist deshalb innerhalb Deutschlands differenziert zu bewerten (z. B. IKS, 2011).

Auch die Wassertemperatur, einer der grundlegenden Gewässergüteparameter, wirkt sich direkt auf aquatische Organismen aus (WWF Deutschland, 2007). Die Wassertemperatur und vor allem der Abfluss und damit die Wasseraufenthaltszeit spielen eine erhebliche Rolle auch für den Stoffhaushalt und die Planktonentwicklung der Fließgewässer. So kann sich potentiell in eutrophen Fließgewässern bei niedrigen sommerlichen Abflüssen eine stärkere Planktonblüte entwickeln als bei hohen Abflüssen (Quiel et al., 2011). Daneben ist auch z. B. die Verbreitung von Forellen und anderen Salmoniden durch das Auftreten hoher sommerlicher Wassertemperaturen begrenzt (Caissie, 2006). Die erhöhten Temperaturen könnten sich günstig auf die Ausbreitung von Neophyten und Neozoen auswirken (Schreckenbach, 2007).

Insgesamt kann also angenommen werden, dass sich infolge von Klimaveränderungen die Artengemeinschaften in der Aue langfristig verändern werden, wobei die Richtung und Geschwindigkeit dieser Veränderungen bis heute nicht abgeschätzt werden können.

3.2.4 Auswirkungen des Klimawandels auf invasive Arten

Mit Beginn der Sesshaftigkeit des Menschen und dem Übergang zur Landwirtschaft hat er bewusst und unbewusst zur Ausbreitung von Tier- und Pflanzenarten im globalen Maßstab beigetragen. Wichtige Faktoren in diesem Prozess waren die Überwindung natürlicher Ausbreitungsschranken wie die Meere zwischen den Kontinenten oder großer Gebirge und auch die Schaffung neuer oft konkurrenzarmer Lebensräume mit z. T. einmaligem Mikroklima wie z. B. Siedlungen oder Deponien. Die durch den Menschen verursachte Ausbreitung von Arten bezeichnet man als biologische Invasionen; invasive Arten sind fremdländische Taxa mit starker Ausbreitungstendenz und Schadpotential ökologischer, ökonomischer oder gesundheitlicher Art (vgl. Pyšek et al., 2004). Die Einwanderung und Einbringung sowie Ausbreitung invasiver fremdländischer Arten ist eine Ursache des Biodiversitätsrückgangs regional und global (Sala et al., 2000).

Der Invasionsprozess umfasst vier Stufen:

1. Die Einführung – erste Individuen oder Verbreitungseinheiten der neuen Arten erreichen einen neuen geographischen Raum,
2. Kolonisierung – die eingeführten Arten überleben im neuen Areal,
3. Naturalisation – die neuen Arten etablieren und vermehren sich erfolgreich und
4. Invasion – durch ihre Ausbreitung, Häufigkeit und Dominanz werden sie aus ökologischer, ökonomischer oder gesundheitlicher Sicht problematisch (vgl. Williamson, 1996).

Der Klimawandel ermöglicht nun Arten wärmerer Regionen in Gebiete vorzudringen, die vorher als Lebensraum ungeeignet waren (Walther et al., 2009). Dabei wirkt der Klimawandel auf alle Phasen des Invasionsprozesses. Durch die Zunahme der Häufigkeit von extremen klimatischen Ereignissen entstehen häufiger neue Lebensräume und Ausbreitungsereignisse nehmen zu, wie z.B. durch Hochwässer oder Stürme. Günstigere klimatische Bedingungen erlauben eine bessere Etablierung und Entwicklung von Arten aus wärmeren Regionen. Dies ist zuerst in Städten und größeren Siedlungen zu beobachten, da hier bereits das bestehende Stadtklima letztendlich eine Vorwegnahme der Klimaerwärmung im Umland ist (Klotz, 2013). Die Ausbreitung des Götterbaumes (*Ailanthus altissima*) in Europa ist ein typisches Beispiel für diesen Prozess (Gutte et al., 1987; Kowarik und Sämel, 2007). Die Ausbreitung nahm von den städtischen Wärmeinseln in Mitteleuropa seinen Ausgangspunkt und setzt sich heute in der offenen Landschaft fort. Bereits etablierte Arten können sich durch bessere klimatische Bedingungen schneller reproduzieren und dominant werden; typische Beispiele, die von milderen Wintern und wärmeren Sommern profitieren, sind die Armenische Brombeere (*Rubus armeniacus*) und der Sommerflieder (*Buddleja davidii*), die beide problematisch für die Instandhaltung der Eisenbahntrassen sind, als auch die Asiatische Tigermücke (*Stegomyia albopicta*), die Dengue Fieber auf den Menschen überträgt. Wärmere klimatische Bedingungen führen zur Stärkung der Konkurrenzkraft vieler invasiver und dem Verlust einheimischer Arten. Damit stellt sich die Frage, ob Neueinwanderer diese Lücken füllen, frühere Arten ersetzen und damit die Stabilität und Leistungsfähigkeit der Ökosysteme sichern können? Bereits im Positionspapier des Bundesamtes für Naturschutz von 2005 (Klingenstein et al.,

2005) wird auf die Bereicherung von naturfernen Ökosystemen durch fremdländische Arten hingewiesen. Doyle und Ristow (2006) verweisen auf die Notwendigkeit eines dynamischen Naturschutzansatzes, um den Herausforderungen des Klimawandels gerecht zu werden. Walther et al. (2009) verweisen auf die Notwendigkeit, »neue« Arten als Bereicherung der lokalen Biodiversität und als Schlüsselemente zur Erhaltung von Ökosystemleistungen zu betrachten. Das fordert ein Umdenken in Hinblick auf die Bewertung der Einwanderung neuer Arten zumindest aus angrenzenden biogeographischen Regionen. Es müssen daher die möglichen positiven oder negativen Auswirkungen jeder eingebrachten Art genau geprüft werden.

3.2.5 Ökologische Wechselwirkungen

Bislang wurden die Arten meist nur in Isolation betrachtet, aber nicht im Zusammenhang der ökologischen Netzwerke, in denen sie leben. Es gibt daher nur wenige Beobachtungen, in denen der Klimawandel das Gefüge ökologischer Wechselwirkungen gestört hat. Allerdings wurden solche Beobachtungen in angrenzenden Ländern bereits gemacht. Die größten Gefahren gehen dabei von einer zeitlichen oder räumlichen Entkopplung der interagierenden Arten aus, d. h. dass die bislang gemeinsam auftretenden Arten klimawandelbedingt entweder zu unterschiedlichen Zeiten auftreten oder in unterschiedlichen Regionen vorkommen (Schweiger et al., 2010). Nachfolgend sind die wichtigsten betroffenen ökologischen Wechselwirkungen mit Beispielen aufgeführt (Schweiger et al., 2013):

Konkurrenz: Auf einer Reihe von Alpengipfeln ist eine temperaturbedingte Erhöhung der Artenzahl festgestellt worden (Pauli et al., 2012). Dabei besteht insbesondere die Gefahr, dass höherwüchsige Arten der geringeren Höhenlagen die konkurrenzschwachen, häufig endemischen Arten der Hochgebirge verdrängen. So konnte gezeigt werden, dass die Weiße Silberwurz (*Dryas octopetala*) unter Erwärmung durch konkurrenzkräftigere Gräser und Kräuter verdrängt werden kann (Klanderud und Totland, 2005). Auch eine Verschiebung der Baumgrenze (Macias-Fauria und Johnson, 2013) wird vermutlich zur Verdrängung alpiner Arten beitragen.

Herbivorie: Aus den Niederlanden wurde berichtet, dass in den letzten 25 Jahren die Eichen immer früher ausgetrieben und die sich von den Eichenknospen ernährenden Eichenmotten daher immer früher geschlüpft sind. Allerdings reagierte die Eichenmotte stärker auf den Klimawandel als die Eichen, sodass sie jetzt ca. drei Wochen vor Verfügbarkeit der Nahrung schlüpft (Visser und Holleman, 2001).

Prädation: Gerade in Räuber-Beute-Beziehungen kann eine zeitliche Entkopplung dazu führen, dass die Populationen von Räuber zurückgehen bzw. die der Beute zunehmen kann. Ein prominentes Beispiel ist der Rückgang des Trauerschnäppers in den Niederlanden, weil er erst nach dem Höhepunkt des Massenauftretens der von ihm gefressenen Insekten aus dem Winterrevier eintrifft (Visser et al., 2009).

Parasitismus: Klimawandel kann sich sowohl positiv als auch negativ auswirken. Wirtsarten können durch den Klimawandel geschwächt und stärker parasitiert werden. Allerdings kann es auch hier zu einer Entkopplung kommen, was sich wiederum positiv auf den Wirt auswirken würde.

Mutualismus: Bei mutualistischen (~ symbiotischen) Beziehungen ist insbesondere die zeitlich und räumliche Entkopplung der interagierenden Partner von Bestäubung durch den Klimawandel ökonomisch bedeutsam. Zwar wurden für Pflanzen und Bestäuber in Europa starke Rückgänge beobachtet (Biesmeijer et al., 2006). Klimatische Ursachen hierfür sind jedoch schwierig nachzuweisen. Allerdings konnten Schweiger et al. (2008; 2012) in Modellen zeigen, dass dies tatsächlich eine große Gefahr darstellt.

Mehrartensysteme: Die Auswirkungen über mehrere Ebenen der Nahrungskette sind naturgemäß komplex und schwierig nachzuweisen. Ein Beispiel hierfür ist die niederländische Studie von Both et al. (2009). Während die Knospen von Bäumen, die als Nahrung für Raupen dienen, etwas früher austreiben, müssen die Raupen ihr Auftreten zum einen dem geänderten Blattaubtrieb, aber auch dem früher erfolgenden Brutgeschehen ihrer Fressfeinde (vier Singvogelarten) anpassen. Diese verschieben ihren Bruttermin sogar noch vor den temperaturbedingten Blattaubtrieb. Der Sperber, als Top-Prädator der Arten, zeigte jedoch keine Änderungen in seinem phänologischen Verhalten.

3.2.6 Auswirkungen des Klimawandels auf Schutzgebiete

Die Veränderung der Areale von Arten, der Zusammensetzung von Lebensgemeinschaften und ganzer Ökosysteme durch die Auswirkungen des Klimawandels betrifft auch Schutzgüter, Schutzziele, und Schutzgebiete Deutschlands. Die Schutzgebietskategorien (Naturschutzgebiete, Nationalparke, Biosphärenreservate, Landschaftsschutzgebiete und Naturparke sowie das Schutzgebietssystem Natura 2000) beruhen auf dem Bundesnaturschutzgesetz und unterscheiden sich hinsichtlich Größe, Schutzzweck, Schutzziele und den daraus abzuleitenden Nutzungseinschränkungen.

Schutzgebiete werden auch im Klimawandel in Zukunft ihre naturschutzfachliche Bedeutung behalten. Das spiegelt sich u. a. in der Forderung der Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel (DAS) (Bundesregierung, 2008), die betont, »dass Bund und Länder die quantitativ und qualitativ festgelegten Ziele der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt und des Bundesnaturschutzgesetzes für Schutzgebiete und Vernetzungen durch geeignete Maßnahmen erreichen« (BMU, 2007a; Bundesregierung, 2008 Kapitel 3.2.5. Biologische Vielfalt). Die Schutzgebiete, die das »Tafelsilber des Naturschutzes« enthalten, werden unter den Bedingungen des Klimawandels zukünftig sogar eine steigende Bedeutung haben, da (vgl. Wilke et al., 2011)

- Schutzgebiete im Vergleich zu anderen Flächen relativ gering beeinträchtigt sind und damit eine wichtige Landschaftsfunktion übernehmen, nämlich die Belastungen des Naturhaushaltes abzuf puffern,
- Schutzgebiete als geeignete Monitoringflächen fungieren, auf denen natürliche Veränderungs- und Anpassungsprozesse unter bestimmten Landnutzungen bzw. ohne menschlichen Einfluss beobachtet werden können,
- die Bedeutung des Naturschutzes für Fragen des Erosionsschutzes, des Hochwasserschutzes, des Landschaftswasserhaushaltes, der Reduzierung der Treibhausgasemissionen (insb. durch entsprechend gemanagte Moore und Wälder) sowie der Gesundheit des Menschen vor allem in Städten zunehmen wird,
- Schutzgebiete als wichtige »Trittsteine« für klimawandelbedingte Arealverschiebungen von Arten fungieren, insbesondere, wenn sie sich an den Arealgrenzen befinden und von dort aus leichter Kolonisationsbewegungen in klimatisch günstigere Gebiete stattfinden können (Thomas et al., 2012).

In Abhängigkeit von Region und Ökosystemtyp unterscheiden sich die Auswirkungen des Klimawandels auf die Schutzgebiete (Badeck et al., 2007; Kreft et al., 2013; Vohland et al., 2011; Vohland et al., 2013b, 2013c). Tendenziell sind die Mittelgebirge und Alpen, die Feuchtgebiete im Osten Deutschlands sowie insgesamt kleinflächige Gebiete am stärksten gefährdet.

In Gebirgen haben Tiere und Pflanzen, die bei Erwärmung höher gelegene Gebiete aufsuchen, möglicherweise keine Möglichkeit mehr, durch Arealverschiebung geeignete

ABBILDUNG 3.1 ► Vulnerabilität von ausgewählten Schutzgebieten (SG) in Deutschland. Darstellung anhand des Vulnerabilitätsindex von Kreft et al. (2013), Gesamtvulnerabilität (Tortengröße) und Anteile der Indexbestandteile. (Details siehe Kreft et al., 2013).



Habitats zu erschließen, und müssen sich zudem der Konkurrenz durch weitere Arten stellen, die ihr Verbreitungsgebiet in höhere Lagen ausdehnen können.

Eine Einschätzung ausgewählter Schutzgebiete hinsichtlich ihrer Vulnerabilität gegenüber den Wirkungen des Klimawandels zeigt Abbildung 3.1. Schutzgebiete hoher Vulnerabilität sind mit großen Tortengrafiken gekennzeichnet. Die Gesamtvulnerabilität der jeweiligen Schutzgebiete setzt sich zusammen aus der Änderung der Exposition, der Anpassungsfähigkeit des Schutzgebietsmanagements und der biotischen Sensitivität (Kreft et al., 2013; vgl. auch Einleitung zu Kapitel 3; IPCC, 2007b).

Um die Ziele der nationalen Strategie zu biologischen Vielfalt zu erreichen (BMU, 2007a), ist der Schutz von großen Flächen eine wichtige Voraussetzung. Denn je kleiner die Fläche ist, die einer Population zur Verfügung steht, desto größer ist die Wahrscheinlichkeit von (lokalen) Aussterbeprozessen bei Extremereignissen wie zum Beispiel lokalen Folgen des Klimawandels (MacArthur und Wilson, 1967). Deshalb ist für die Erhaltung der Biodiversität ein »großflächiger« Schutz sowohl in Bezug auf die Schutzgebiete als auch auf die Integration des Naturschutzes in die Wirtschaftsflächen und auch ein Verbund relevanter Naturschutzflächen untereinander zu fordern. Darüber hinaus ist eine entsprechende Ausrichtung des Biotopverbundes an die zu erwartenden Wanderungsachsen der betroffenen Tier- und Pflanzenarten notwendig (Reich et al., 2012).

Da in einem Teil der Schutzgebiete nicht die potentielle natürliche Vegetation, also über weite Teile Deutschlands ein Buchenwald (Bohn et al., 2000), als Schutzziel im Vordergrund steht, sondern auch Kulturlandschaften erhalten werden sollen, werden mehr Aktivitäten bezüglich eines ständigen Nachjustierens des Managements notwendig sein. Die jeweiligen Schutzziele der Gebiete sind daraufhin zu bewerten, ob ihr Erreichen durch die Auswirkungen des Klimawandels infrage gestellt werden bzw. wie diese Auswirkungen abgemildert werden können. Ausreichende finanzielle Mittel sowie die Möglichkeit, große Gebiete kohärent zu verwalten, sind dabei entscheidend. Schutzgebietsverwaltungen sollten sich regelmäßig über die Zielvorstellungen verständigen und diese, gemeinsam mit allen damit verbundenen Maßnahmen, in zyklisch aktualisierten (adaptiven) Managementplänen niederlegen (Kunze et al., 2013).

Schutzgebiete, die dem Wildnisschutz dienen, insbesondere Nationalparks, werden sich voraussichtlich ebenfalls ver-

ändern. Da hier aber vor allem der Prozessschutz im Vordergrund steht, werden Managementeingriffe auch im Zusammenhang mit klimatischen Veränderungen eher die Ausnahme bleiben. Stattdessen wird erwartet, dass diese Gebiete dazu in der Lage sein werden, ihre Funktionsfähigkeit durch natürliche bzw. ökosystembasierte Anpassung bis zu einem gewissen Grad zu erhalten.

3.2.7 Auswirkungen des Klimawandels auf die deutschen Meere und Küsten

Seit den 1950er Jahren hat sich Norddeutschland um etwa 0,1°C pro Dekade erwärmt (Schönwiese und Janoschitz, 2005). Bis zum Ende des 21. Jahrhunderts sind Erwärmungen zwischen 2°C und 4,7°C plausibel. Im selben Zeitraum können Winterniederschläge in Norddeutschland um 11 bis 41 % zunehmen, während im Sommer eine Niederschlagsabnahme zwischen 8 und 40 % möglich ist (Meinke und Gerstner, 2009).

Mit der globalen Erwärmung ist auch eine Ausdehnung des Wasserkörpers der Ozeane verbunden. Unter der Annahme, dass der Meeresspiegelanstieg in Nord- und Ostsee auch weiterhin in etwa dem weltweiten mittleren Meeresspiegelanstieg entspricht, kann bis 2100 mit einem Meeresspiegelanstieg von 20–80 cm an den norddeutschen Küsten gerechnet werden. Die Sturmintensität kann über Nord- und Ostsee bis Ende des Jahrhunderts bis zu 14 % zunehmen. Somit können Nordseesturmfluten durch Änderungen des Windklimas und durch den Meeresspiegelanstieg bis 2100 insgesamt 30–110 cm höher auflaufen. Erste Modelluntersuchungen für die Ostseeküste deuten darauf hin, dass auch die Häufigkeit und Höhe von Ostseesturmfluten künftig vor allem durch den Meeresspiegelanstieg beeinflusst werden können. Infolge des starken CO₂-Ausstoßes wird zudem eine Versauerung der Meere projiziert (WBGU, 2006).

Klimabedingte Änderungen biologischer Prozesse in der Nordsee

Seit 1985 hat sich die Meeresoberflächentemperatur bei Helgoland um etwa 0,7°C pro Jahrzehnt erwärmt. Häufige Stürme aus westlichen Richtungen bewirkten einen verstärkten Wasserseinstrom aus dem Atlantik durch den Kanal in die Deutsche Bucht. Mit diesen Prozessen gingen im gesamten Nahrungsnetz grundlegende ökologische Änderungen einher (Colijn et al., 2011). Insbesondere die Bestände von Kabeljau (*Gadus morhua*) und Wittling (*Merlangius merlangus*) haben seither kontinuierlich abgenommen, wozu jedoch auch der Fischereidruck beigetragen hat

(Kröncke et al., 2012). Für die Zukunft wird eine weitere Erwärmung des Wasserkörpers erwartet (Weisse, 2011), wodurch eine weitere räumliche Verschiebung der Lebensräume von Tier- und Pflanzenarten plausibel erscheint. So könnten an wärmere Wassertemperaturen angepasste Arten in die südliche Nordsee einwandern. Arten, die im Ballastwasser transportiert werden, könnten möglicherweise häufiger überleben. Ein beschleunigter Meeresspiegelanstieg kann wegen höherer Strömungsgeschwindigkeiten in einigen Bereichen zu einer Abnahme der Schlickwatten führen. Der Meeresspiegelanstieg wird jedoch aktuell an vielen Küstenregionen, und wahrscheinlich auch noch in Zukunft, durch die erhöhten Sedimentationsraten kompensiert (Suchrow et al., 2012). Der Bestand von Vogelarten, wie beispielsweise Alpenstrandläufer und Säbelschnäbler, die zur Nahrungssuche auf Watten angewiesen sind, könnte sich in den entsprechenden Gebieten verringern (Kröncke et al., 2012).

Klimabedingte Änderungen biologischer Prozesse in der Ostsee

Auch für die Ostsee ist ein Anstieg der Wassertemperaturen messbar und mit einem weiteren Anstieg in der Zukunft wird gerechnet (Gustafsson et al., 2012). Der Klimawandel kann sich unterschiedlich auf die Bestände von Fischen und Meeressäugern auswirken. So könnte zum Beispiel der Schweinswal von einer Erwärmung profitieren, da in der Vergangenheit ein Rückgang dieser Art häufig mit harten Wintern einherging (Dippner et al., 2008). Eine Verschiebung des Futterspektrums oder ein Absterben von Eiern und Larven, z.B. des Dorsch, könnte sich aufgrund veränderter Salz- und Sauerstoffgehalte des Wassers negativ auf die Bestände auswirken (Dippner et al., 2008). Vorläufige Ergebnisse lassen zudem vermuten, dass in einem wärmeren Klima vermehrte Anstrengungen zur Eindämmung der Überdüngung notwendig sein könnten, um Algenmassenvermehrung und dadurch bedingte Sauerstoffzehrung zu verhindern (Meier et al., 2012).

3.3 AUSWIRKUNGEN DER KLIMAPOLITIK AUF BIODIVERSITÄT UND ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN

Nicht nur der Klimawandel selbst (vgl. Kapitel 3.2), sondern auch die Maßnahmen, die zu Klimaschutz und zur Anpassung an den Klimawandel getroffen werden, haben Auswirkungen auf die Biodiversität und Ökosystemleistungen (Beck et al., 2011; Berry, 2009b; Vohland et al., 2012). In Deutschland sind im Klimaschutzbereich ganz besonders die Auswirkungen der Umsetzung der Bioökonomie-Forschungsstrategie der Bundesregierung (BMBF, 2010) hervorzuheben sowie des nationalen Aktionsplans zum Aus-

bau der erneuerbaren Energien (BMU, 2010). Im Anpassungsbereich ist die Nationale Anpassungsstrategie die Hauptreferenz (Bundesregierung, 2008).

Im Rahmen der Anpassung an den Klimawandel gibt es vor allem beim Hochwasserschutz Zielkonflikte (Vohland et al., 2012, S. 350 ff.). Neben dem Flächenbedarf für Deiche und weitere Bauwerke wirken sich auch die Entnahmen von Sand und Klei negativ auf Küstenlebensräume aus. Hingegen gibt es bei Anpassungsmaßnahmen im städtischen Bereich ein großes Synergiepotential, da Bäume und andere Grünflächen zu einer Regulierung der Temperatur beitragen (siehe auch TEEB DE Stadtbericht). In diesem Zusammenhang kann von der im Rahmen der CBD geforderten »Ökosystembasierten Anpassung« gesprochen werden, wo es darum geht, Ökosysteme im Hinblick auf Anpassungsleistungen funktionsfähig zu halten oder entsprechend zu restaurieren.

Den größten Stellenwert in der Klimapolitik nimmt aktuell jedoch der Umbau des Energiesystems ein, daher konzentrieren sich die Beiträge darauf.

3.3.1 Stellenwert und Flächeninanspruchnahme der erneuerbaren Energieträger

Der globale Energiebedarf hat sich in den vergangenen 50 Jahren mehr als verdreifacht (IEA, 2012; Petroleum, 2012) und wird gegenwärtig zu 84 % aus fossilen Ressourcen gedeckt (REN21, 2012) darunter vor allem Kohle, Erdöl, Erdgas und Uran. Der Verbrauch der kohlenstoffhaltigen fossilen Ressourcen für die Energieversorgung verursacht drei Viertel der anthropogenen Treibhausgasemissionen weltweit (WRI, 2012), in Deutschland sind es über 83 % (UBA, 2012; WRI, 2012). Damit gehen sowohl international als auch in Deutschland regionale und lokale Umweltbeeinträchtigungen, wie z.B. Luftverschmutzung, Bodenversauerung und Grund- und Fließgewässer-Verunreinigungen einher, die bei Erschließung, Transport oder der Nachsorge der Lagerstätten entstehen. Da zunehmend unkonventionelle und aus naturschutzfachlicher Sicht kritische Lagerstätten erschlossen werden, steigen die Emissions-, Schadens- und Kostenrisiken künftig an.

Stellenwert der Erneuerbaren Energien

Die weltweite Transformation des Energiesystems hin zu einer höheren Energieeffizienz und einer auf erneuerbaren Energien basierenden Energiebereitstellung gilt daher als Schlüssel zur Einhaltung des 2 °C-Ziels und soll auch die Effekte des Klimawandels auf Biodiversität und Ökosystem-

leistungen vermindern. Deutschland und Europa wollen hier eine Vorreiterrolle einnehmen und fossile Energieträger bis 2050 weitgehend ersetzen. Dieses Ziel ist klar untersetzt mit Etappenzielen und einem Bündel an energiepolitischen Instrumenten wie dem Integrierten Energie- und Klimaprogramm der Bundesregierung in Deutschland (BMU, 2007b). Auf EU-Ebene haben sich die EU-Mitgliedstaaten zu den so genannten »20-20-20-Zielen« verpflichtet: Bis 2020 sollen die Treibhausgasemissionen um mindestens 20 % gegenüber 1990 reduziert werden, es wird eine Energieeffizienzsteigerung um 20 % angestrebt und weiterhin soll ein Anteil von 20 % erneuerbarer Energien am Gesamtenergieverbrauch erreicht werden (Europäische Kommission, 2008).

Während die Umsetzung in den einzelnen europäischen Staaten unterschiedlich konsequent erfolgt, zeigen die erneuerbaren Energien in Deutschland ein rasches Wachstum: In 2012 wurde ein Achtel des deutschen Endenergieverbrauchs aus erneuerbaren Energien bereitgestellt – doppelt so viel wie im Jahr 2004 (BMU, 2013). Damit verbunden war eine Einsparung von über 130 Mio. t Treibhausgasen

(CO₂-Äq) allein im Jahr 2011. Über 50 % der erneuerbaren Energien Deutschlands werden auf Basis von biogenen Festbrennstoffen (v.a. Holz) bereitgestellt (Abbildung 3.2). Windenergie zeigt aktuell das größte Wachstum und ist wichtigster erneuerbarer Stromlieferant. Bis 2020 soll sich der Anteil der Erneuerbaren Energien noch einmal nahezu verdoppeln (BMU, 2010). Dabei werden Biomasse und Wind wohl auch künftig die wesentlichen Quellen sein. Weiterhin gewinnt die bedarfsgerechte Energiebereitstellung mit Speichern und Bioenergieträgern zunehmend an Bedeutung.

Die Bereitstellung von erneuerbaren Energien erfolgt über zwei Märkte: erneuerbare Wärme (v.a. aus Biomasse) ist bei den gegenwärtigen Preisen für fossile Energieträger wettbewerbsfähig, wohingegen »erneuerbarer Strom« und Kraftstoff durch klimapolitische Maßnahmen, wie das Erneuerbare Energien Gesetz (EEG) oder das Biokraftstoffquotengesetz, in den Markt eingeführt worden sind (Thrän et al., 2011). Dies ist bei der Ableitung von Handlungsempfehlungen für Entscheidungsträger zu beachten.

ABBILDUNG 3.2 ▶ Anteil erneuerbarer Energien am Endenergieverbrauch im Jahr 2012. (BMU, 2013).

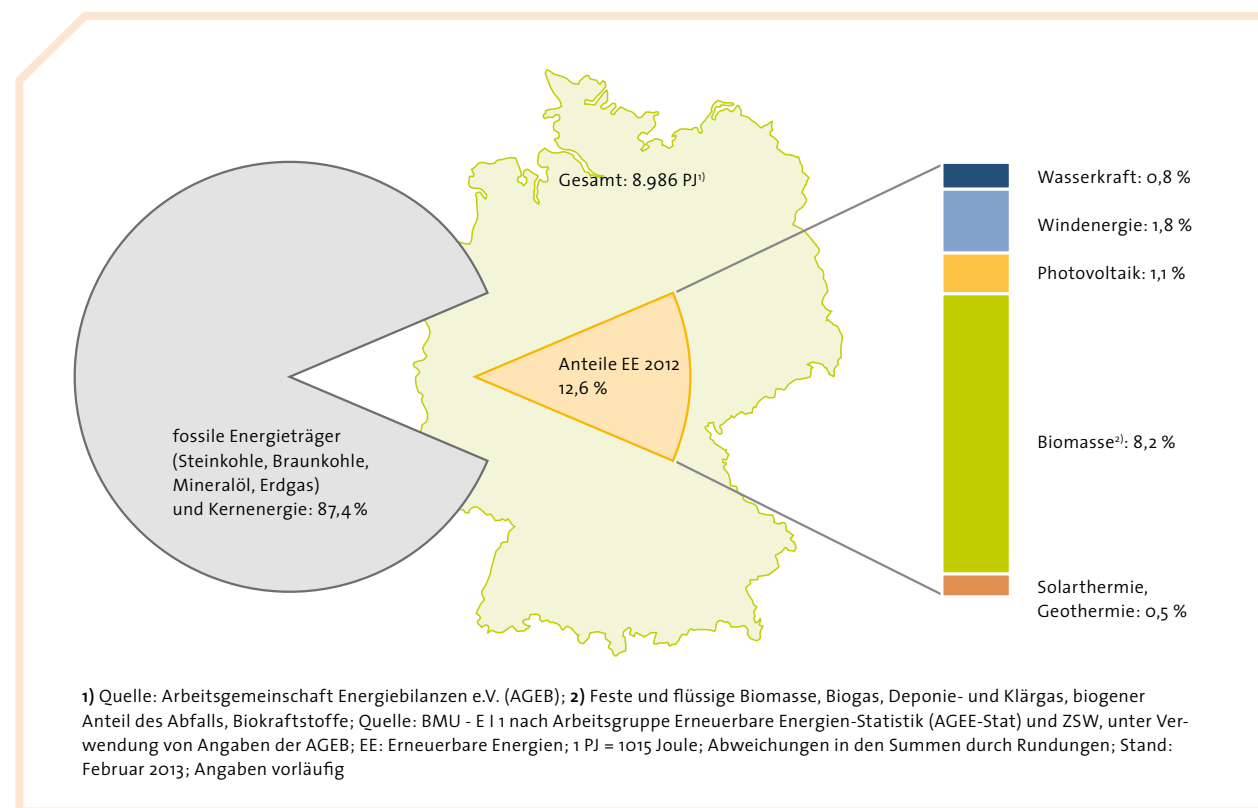


TABELLE 3.1 ▶ Raumwirksame Aspekte wichtiger erneuerbarer Energien in Deutschland.
(zusammengestellt aus KTBL, 2009; Agentur für Erneuerbare Energien e. V., 2010; BMU, 2013; Vohland et al., 2012 sowie eigenen Berechnungen).

Art der erneuerbaren Energie		Flächenspezifischer Energieertrag [GJ/ha, a]	Qualitativer Raumanpruch / Art der Flächennutzung
Bioenergie	Waldholz	25–150	Wald (unterschiedliche Bewirtschaftungsformen möglich)
	Energiepflanzen	50–200	Landwirtschaftliche Flächen (unterschiedliche Bewirtschaftungsformen möglich)
	Biogene Reststoffe (Grünschnitt, Altholz, Bioabfälle etc.)	Ohne Relevanz	Teilweise mit Flächenbezug (Flächenpflege, landwirtschaftliche Reststoffe)
Solarenergie	Photovoltaik (Elektrisch)	3.000–5.500	Gebäudeflächen, Konversionsflächen etc.; vereinzelt Ackerflächen (bebaut aber unversiegelt) und mit Zweitnutzungsoption
	Solarkollektoren (Wärme)	8.000–10.000	Hauptsächlich Gebäudeflächen
Windenergie	Windkraftanlagen: bebaute Fläche / mit Abstandsflächen	80.000 / 800–1.500	Versiegelte Fläche gering; größere Fläche beeinflusst durch bewegte Elemente, Licht- und Lärmemissionen
	Offshore mit Abstandsflächen	(2.500–3.500)	Kaum Flächenrelevanz, bewegte Elemente, Lärm
Erdwärme	Geothermie	nicht vergleichbar, da unterirdisch	Unterirdisch, dort allerdings mit noch nicht gut erforschten Effekten
Speicher & Infrastruktur	Pumpspeicherkraftwerk	~360 (bei 400m Höhendifferenz)	Speicherbecken (z. T. versiegelt) ohne natürlichen Artenbestand durch wechselnde Wasserstände mit völliger Durchmischung

Flächeninanspruchnahme und Umweltwirkungen erneuerbarer Energieträger
Die Energiewende ist mit vielfältigen Umweltwirkungen verbunden. Mit der Gewinnung und Nutzung erneuerbarer Energien geht im Allgemeinen ein hoher Flächenbedarf einher (Tabelle 3.1). Flächenbedarf und Umweltwirkungen ergeben sich durch erforderliche Bodenversiegelungen, eine erhöhte Nachfrage nach Flächen für die land- und forstwirtschaftliche Produktion, geänderte Anbauprodukte und Bewirtschaftungsformen, Beeinträchtigungen des Landschaftsbildes und der Erholungsfunktion sowie von Lebensräumen durch

Windräder oder stromführende Hindernisse sowie Lärm- und Lichtemissionen. Umweltrelevante Wirkungen entstehen sowohl auf den jeweiligen Produktionsstandorten als auch durch die dazugehörigen Infrastrukturen.

Dabei unterscheiden sich die möglichen flächenspezifischen Energieerträge [GJ/ha, a] der einzelnen Energieträger und die Qualitäten der genutzten Flächen erheblich. Bioenergie und Windenergie nehmen in Bezug auf Raumwirksamkeit und Umweltwirkungspotential eine dominierende Stellung ein: Derzeit werden auf 2,1 Mio. ha Ackerflächen

Energiepflanzen angebaut (FNR, 2012), auf 200.000 ha Windparks und auf 2.500 ha Freiflächensolaranlagen (Bundesverband Solarwirtschaft, 2011) betrieben. Eine detaillierte Betrachtung der qualitativen Raumanprüche und den sich daraus ergebenden Auswirkungen auf Biodiversität und Ökosystemleistungen erfolgt in den nachfolgenden Kapiteln. Aufgrund der gegenwärtig geringen Flächenrelevanz von (Freiflächen-)Solaranlagen wird hier auf eine weitere Betrachtung verzichtet.

Mit dem fortschreitenden Aufbau eines nachhaltigen Energiesystems werden die Flächenkonkurrenz und der Steuerungsbedarf zwischen unterschiedlichen Nutzungsoptionen weiter verstärkt. Entscheidend für die Beurteilung der Umweltauswirkungen auf den für erneuerbare Energien genutzten Flächen ist jeweils die Integration der betroffenen Flächen in die naturschutzfachlichen, sozialen und infrastrukturellen Gegebenheiten vor Ort. Da 70 % des Wind- und 60 % des Bioenergiestroms in Räumen mit ländlicher Siedlungsstruktur installiert sind (BSR, 2010), besteht in ländlichen Regionen Potential für naturschutzfachliche Entwicklung und zur Partizipation der Bevölkerung (Bioenergiedörfer, Energiegenossenschaften; BBSR, 2010; Agentur für Erneuerbare Energien und DGRV, 2011) andererseits aber auch Konfliktpotential mit Anwohnern und dem Naturschutz.

Eine der wichtigsten Maßnahmen um Flächenkonkurrenzen entgegenzuwirken bleibt ein effizienter Einsatz der gewonnenen Energie. Dazu gehören nicht nur sparsamer Energieverbrauch oder Wärmedämmung, sondern auch durchgängig hohe Wirkungsgrade entlang der Energiebereitstellungskette.

3.3.2 Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus auf die Biodiversität
Energiepflanzen sind ein- oder mehrjährige landwirtschaftliche Anbaukulturen, die teilweise oder komplett für Energiezwecke genutzt werden; in 2011 machten sie rund ein Drittel der bereitgestellten Bioenergie aus, gegenüber 53 % aus forstlichen Rohstoffen (BMU, 2012). Aufgrund ihrer vielfältigen Inhaltsstoffe (Zucker, Stärke, Öle, Zellulose, Lignozellulose etc.) können Energiepflanzen über verschiedene Aufbereitungsschritte in unterschiedliche Energieträger überführt werden (z. B. Biogas, Biodiesel, Bioethanol, Fischer-Tropsch-Kraftstoffe). Dem steht jedoch die Photosynthese mit einer geringen Umwandlungseffizienz des Sonnenlichts gegenüber, sodass die Energiepflanzennutzung umstritten ist (Anton und Steinicke, 2012; UBA, 2012a).

Der Energiepflanzenanbau ist eng mit der Praxis der Agrarproduktion (siehe auch Kapitel 4) verbunden und nimmt nach Schätzungen der FAO rund 2 % der global genutzten Agrarflächen in Anspruch. Dennoch konkurriert die Nutzung von Biomasse zur Energiebereitstellung vor Ort mit den anderen Versorgungsleistungen der Ökosysteme wie z. B. der Nahrungsmittelproduktion. Dabei ist die Produktion von Biomasse auf landwirtschaftlichen Flächen von einem hohen und wiederkehrenden Input (z. B. Düngung, Pestizide, großmaschinelle Einsätze) geprägt, kann bestehende landwirtschaftliche Fruchtfolgen verkürzen und somit die biologische Vielfalt in der Landwirtschaft verringern sowie die natürliche Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes (Regulierungs- und Erhaltungsleistungen) belasten (Peters, 2011a). Die Nutzungsintensivierung auf landwirtschaftlichen Flächen in Deutschland ist auch mit der Aufgabe von landwirtschaftlichen Brachen und artenreichem Grünland verbunden. Weiterhin können neue Energiepflanzenarten auch zu potentiellen Invasionsarten werden. Hier ist eine Risikoanalyse vorzuschalten.

Nachhaltigkeitsstandards sind für Teilbereiche (Biokraftstoffe, Strombereitstellung aus flüssigen Bioenergieträgern) verabschiedet; sie sanktionieren die Energiepflanzenproduktion auf Flächen mit hoher Biodiversität oder hohem Kohlenstoffanteil und fordern die Einhaltung der guten landwirtschaftlichen Praxis und einen Mindestbeitrag zum Klimaschutz (Europäische Kommission, 2008). Neben den Effekten auf die heimischen Flächen können bei der Verlagerung der Nahrungsmittelproduktion in andere Regionen und/oder der Nutzung von importierter Biomasse auch transnational raumwirksame Effekte ausgelöst werden (siehe auch Abschnitt 3.4). Die energetische Steuerung zur umweltverträglichen Bereitstellung von Energiepflanzen und Energieholz führt deshalb auch zu Leakage-Effekten (Produktions- und Nachfrageverlagerungen) und indirekten Landnutzungsänderungen (Edwards et al., 2010; Europäische Kommission, 2010; Kretschmer, 2011; Van Stappen et al., 2011).

▶ Jedoch muss der Anbau von Biomasse zur Energiegewinnung nicht zwangsläufig zu Konflikten mit der Erhaltung von Biodiversität und Ökosystemleistungen führen, unter bestimmten Voraussetzungen können sich vielmehr auch Synergien ergeben. Beispiele hierfür sind: Einführung neuer Strukturelemente und Erhöhung der Artenvielfalt in der Landschaft: Neue Anbausysteme, wie beispielsweise streifenförmig angelegte Kurzumtriebsplantagen können die Artenvielfalt erhöhen und ausgeräumte Agrarlandschaften

strukturieren (siehe auch »Alley-Cropping-Systems: Kurzumtriebsplantagen (KUP) im Streifenanbau« in Abschnitt 4.4.3).

- Inwertsetzung von Landschaftspflege und Blühstreifen: Die energetische Nutzung von Landschaftspflegematerial reduziert die Erhaltungskosten für Offenlandbiotope. Auch Blüh- und Ackerrandstreifen, welche die Artenvielfalt fördern und zur biologischen Schädlingsbekämpfung beitragen, können so gefördert und besser in Wert gesetzt werden (siehe auch »Landschaftspflegematerial: Blühstreifen für Biogasanlagen« in Abschnitt 4.4.3).
- Ganzjährige Kultivierung zur Verminderung landwirtschaftlicher Bodenausträge: Mehrkultursysteme und Zwischenfrüchte können in Gebieten mit ausreichend Niederschlag zusätzlich Biomasse bereitstellen und durch die ganzjährige Bodenbedeckung die Bodenerosion und den Austrag von Nähr- und Schadstoffen in Grund- und Oberflächen-gewässer sowie die Atmosphäre reduzieren.
- Nutzung von Reststoffen: Bei der energetischen Nutzung von Bioabfall, Gülle, Altholz etc. werden oft gesundheits- und klimarelevante Emissionen gemeinsam reduziert (die z.B. durch Güllelagerung und -ausbringung entstehen).

3.3.3 Wasserkraft und Durchlässigkeit der Gewässer

Wasserkraft lieferte 2012 in Deutschland 15,7% des aus erneuerbaren Energien gewonnenen Stroms. Damit ist sie nach Windenergie, Biomasse und Photovoltaik die viertgrößte Quelle (BMU, 2013). Die Nutzung der Wasserkraft verändert die Durchgängigkeit der Gewässer (durch Querbauwerke) und den Mindestwasserabfluss, stört den Geschiebehaushalt und hat durch den direkten Aufstau einen signifikanten Einfluss auf die Fauna und Flora von Fließgewässern (Peters, 2011b). Andererseits liegt der Bau vieler Wasserkraftanlagen lange zurück und es haben sich teilweise neue schutzwürdige Lebensräume entwickelt. Die Störung der Dynamik und Durchgängigkeit von Fließgewässern führt häufig zum Verdrängen und Aussterben von Arten, die sich an die bisher vorherrschenden Bedingungen angepasst haben. Aus diesem Grund sollte die Wasserkraftnutzung jeweils an die ökologischen Verhältnisse vor Ort angepasst und gegebenenfalls unter Berücksichtigung der ökologischen Belange modernisiert werden (Dumont, 2007; Peters, 2011b; SRU, 2011). Statt eines weiteren Neubaus sollte die Ausschöpfung des bestehenden Potentials durch Modernisierung und ökologische Optimierung von Anlagen Ziel sein (Naumann und Igel, 2005). Prioritär ist dabei eine

Verbesserung der gewässerökologischen Durchgängigkeit in Kombination mit der Anpassung des Mindestwasserabflusses, die Verbesserung der Uferstruktur und die Anbindung von Alt- und Seitenarmen sowie die Anlage von Flachwasserzonen (siehe dazu Damm et al., 2011).

3.3.4 Onshore-Windkraft

Die Windkraftnutzung steht mit den Zielen des Schutzes der biologischen Vielfalt in Konflikt. Vor allem wegen der möglichen Kollisionen von Vögeln und Fledermäusen (besonders mit dem sich drehenden Motor, aber auch mit dem Turm einer Windkraftanlage) sowie wegen Verdrängungseffekten bei Vögeln (beispielsweise durch Lärm) (Hötter et al., 2005; Piela, 2010; Sprötge et al., 2004). Die Zahl der Vogel- und Fledermausopfer ist stark abhängig von der naturräumlichen Situation in der Umgebung der Windkraftanlage (Hötter et al., 2005; Rodrigues et al., 2008). In der Nähe von Feuchtgebieten sind Onshore-Windparks für Vögel und in der Nähe von Waldstandorten für Fledermäuse besonders risikoreich.

Für Greifvögel wie Rotmilan, Mäusebussard und Seeadler, die sich über längere Zeiträume im Höhenbereich der Rotoren aufhalten, die beim Wechsel zwischen verschiedenen Teillebensräumen, z.B. Nahrungsraum und Nistplatz, oder die während des Vogelzuges die Rotorenbereiche durchfliegen, können Windkraftanlagen gefährlich werden.

Für rastende Vögel wie Gänsearten, Pfeifente, Goldregenpfeifer und Kiebitz können Windkraftanlagen außerdem das potentielle Rastgebiet einengen, denn viele dieser Vogelarten halten mehrere hundert Meter Abstand zu den Anlagen.

Durch eine geeignete Ortswahl und zeitliche Steuerung von Onshore-Windparks können negative Effekte reduziert werden (Brinkmann et al., 2011). Bei der Suche nach Standorten sollten deshalb Zugkorridore von Vögeln, bedeutende Vogelrastgebiete, Feuchtgebiete, Wälder und Gebirgsrücken mit hoher Vogeldichte möglichst gemieden werden. Für Arten mit Aktionsradien von mehreren Kilometern um den Brutplatz herum muss das Erreichen von Nahrungsflächen berücksichtigt werden (Piela, 2010). Onshore-Windparks sollten ebenfalls nicht auf Flächen mit besonderer Bedeutung für die Erhaltungs- und Entwicklungsziele des Naturschutzes errichtet werden wie zum Beispiel in Schutzgebieten (vgl. Abschnitt 3.2.6), gesetzlich geschützten Biotopen, Schutzwäldern, naturnahen Wäldern, Waldrändern sowie in Erholungsgebieten mit qualitativ hochwertigen Landschaftsbildern (BfN, 2011b). Da in Deutschland eine

ausreichende Fläche für einen natur- und umweltfreundlichen Ausbau der Onshore-Windenergie vorhanden ist, ist es möglich, für den Neubau von Anlagen auf die Nutzung naturschutzfachlich wertvoller Flächen zu verzichten (Lütkehus et al., 2013).

3.3.5 Auswirkungen der Offshore-Windkraft auf die Meeres- und Küstenökosysteme

In ihrem Energiekonzept aus dem Jahre 2010 (Bundesregierung, 2010) sieht die Bundesregierung bis 2030 den Bau von Offshore-Windparks (OWP) in den deutschen ausschließlichen Wirtschaftszonen (AWZ) in Nord- und Ostsee mit einer Stromerzeugungskapazität von 25 GW vor. Beim gegenwärtigen Stand der Technik entspricht das einer Anzahl von ca. 5.000 Turbinen. Neben positiven Effekten wie der Treibhausgasreduzierung oder der Schaffung von Arbeitsplätzen sind konkrete Auswirkungen auf die Meeres- und Küstenökosysteme zu erwarten. OWPs schaffen feste Strukturen und Hartsubstrate in ansonsten oftmals relativ homogenen Meeresbereichen, was zu Änderungen der biologischen Vielfalt und weiterer Ökosystemeigenschaften führen kann (Burkhard et al., 2011). Hierbei können neue Habitate in Form von künstlichen Riffen entstehen (Wilhelmsson und Malm, 2008), deren Effekte, insbesondere im Zusammenspiel mit zu erwartenden Fischereiverboten in OWPs, auch über lokale Einzelturbinen und -windparks hinaus wirken können (Gill, 2005; Punt et al., 2009; Wilhelmsson et al., 2006). Durch Veränderungen in der Bereitstellung von Ökosystemleistungen wie Energie, Nahrung oder Landschaftsästhetik wirken sich OWPs bis in angrenzende Küstenregionen aus (Busch et al., 2011; Lange et al., 2010). Andere Studien vermuten nur geringe bzw. lokal begrenzte Effekte (Petersen und Malm, 2006). Seevögel (Exo et al., 2003) und marine Säuger (Skeate et al., 2012) gehören voraussichtlich zu den in ihren Beständen am stärksten negativ beeinflussten Artengruppen. Zu unterscheiden sind eher kurzfristige Effekte während der Bauphasen sowie längerfristige Effekte während der Betriebsphasen (Burkhard und Gee, 2012). Differenziert werden muss weiterhin zwischen Effekten eines einzelnen OWPs und eines großflächigen Ausbaus der Offshore-Windkraft und sich daraus ergebender kumulativer Effekte auf die biologische Vielfalt sowie die Bereitstellung von Ökosystemleistungen, z.B. auf die Fischerei (Berkenhagen et al., 2010.). Konkrete Erfahrungen liegen bisher ausschließlich in Ländern mit bereits existierenden OWPs vor, sodass noch enormer Bedarf an entsprechender Forschung vor dem Hintergrund der massiven OWP-Ausbau-pläne und deren Auswirkungen auf die biologische Vielfalt und auf Ökosystemleistungen besteht (Inger et al., 2009).

3.3.6 Wirkungen von Stromverteilung und -speicherung

Herstellung und Verbrauch von elektrischer Energie erfolgen selten am gleichen Ort. Sowohl der zentral, kontinuierlich und raumsparend in großen Mengen durch Kraftwerke erzeugte Strom als auch die mit zum Teil großen zeitlichen Schwankungen und in vergleichsweise kleinen Mengen in dezentralen Windkraft- oder Solaranlagen erzeugte Energie muss transportiert werden. Für kurze und mittlere Distanzen können sich Erdkabel eignen, auch wenn die Kosten für die Verlegung nicht unerheblich sind und leicht das Vielfache der Kosten für Freileitungen erreichen können und auch die Wirkungen der begleitenden Infrastruktur auf die Biodiversität beachtet werden müssen. Auf große Distanz ist ein effektiver Transport von elektrischer Energie aber nur über Freileitungen sinnvoll (Brakelmann und Erlich, 2010). Diese weisen jedoch aus Sicht des Naturschutzes gegenüber der Verlegung von Erdkabeln mehrere entscheidende Nachteile auf: Sie zerschneiden den freien Raum und, besonders relevant für Wälder, den Lebensraum mit Auswirkungen auf Populationen von Tieren und Pflanzen, und beeinflussen das Landschaftsbild.

Ein besonderes Problem besteht darin, dass Freileitungen mit offenen elektrischen Potentialen arbeiten, da das Isolations- und Kühlmedium für die Leiter bei Freileitungen die Luft ist. Die Leiterseile werden daher nicht wie Kabel mit einem Isolator ummantelt, sondern nur punktuell mit Isolatoren am Mast abgehängt oder abgestützt.

Tiere können entweder mit den Leiterseilen kollidieren oder durch Stromschlag ums Leben kommen, weil sie Potentiale überbrücken, wenn sie sich in Mastnähe auf die Leitungen setzen. Es genügt aber schon, dass sie leitenden Elementen beim Durchflug mit den Flügelspitzen zu nahe kommen oder als auffliegender Schwarm die Isolation überbrücken (Bevanger, 1998). Aufgrund der oft hohen bis sehr hohen Spannungen von mehreren hundert Kilovolt müssen die Seile dabei nicht einmal berührt werden um einen Kurzschluss bzw. Lichtbogen herbeizuführen.

Freileitungen stellen aus diesen Gründen vor allem für fliegende Organismen – hauptsächlich Vögel und in geringerem Maß auch für Fledermäuse – eine der anthropogen bedingten Haupttodesursachen dar (Banks, 1979; Loss et al., 2012; Roth und Erdmann, 2006). Erickson et al. (2005) rechnen mit Opferzahlen zwischen 500 Mio. und 1 Mrd. Vögeln, die in den Vereinigten Staaten von Amerika allein durch diese direkte menschlich bedingte Einwirkung in jedem Jahr

zu Tode kommen. Für die Niederlande wird mit zwischen ca. 750.000 und 1 Mio. Kollisionsopferten pro Jahr gerechnet (Koops zitiert aus Erickson et al., 2005). Generell rechnet diese Studie mit etwa 113 Kollisionsereignissen pro Kilometer Hochspannungsleitung und Jahr für Grünland, 58 Ereignissen über landwirtschaftlichen Flächen und bis zu 489 Ereignissen an Flussüberquerungen der Leitungen. Direkte Kollisionen stellen nach einer zusammenfassenden Analyse von Bevanger (1998) mit ungefähr 90% den überwiegenden Anteil, während Stromschlägen nur etwa 9% der Vögel zum Opfer fielen.

Problematisch werden Freileitungen vor allem in für Vögel und Fledermäuse wichtigen Habitaten. Waldlebende Vögel oder Fledermäuse werden versuchen, zwischen den durch die Schneise getrennten Habitatfragmenten hin und her zu wechseln und setzen sich damit einem hohen Kollisionsrisiko aus. In der freien Landschaft wiederum sind die über große Distanzen frei hängenden Leitungsseile unerwartete und selbst für die gut sehenden Vögel nur schlecht wahrnehmbare Hindernisse, die weit in den ansonsten hindernisfreien Luftraum hineinragen. Die Leiterseile von Starkstromtrassen hängen z.B. in Höhen, die von natürlichen Objekten wie großen Bäumen in der freien Landschaft nur selten erreicht werden. Darüber hinaus sind sie oft in mehreren Ebenen angeordnet. Ausweichbewegungen zur Kollisionsvermeidung mit einem Leiterseil führen dann oft zur Kollision mit einem anderen, oft darüber hängenden Seil. In Kombination mit dem spezifischen Zugverhalten (z.B. Nachtzieher), bestimmten Landschaftskonfigurationen (Hochspannungsleitungen an Vogelzugstrecken, Flussquerungen) oder Witterungsereignissen (Nebel, Windböhen) ergeben sich besondere Gefährdungen. Eine weiterführende und sehr umfangreiche Bewertung des Gefährdungspotentials von Energiefreileitungen findet sich bei Roth und Erdmann (2006).

Während der Gefährdung durch Stromschlag relativ gut mit konstruktiven Maßnahmen begegnet werden kann, kann das Kollisionspotential von Freileitungen nur sehr bedingt gering gehalten werden, etwa durch Trassenbündelung, Markierung oder einer Vermeidung von Trassen in sensiblen Habitaten (Haas et al., 2003).

Stromspeicher werden zur räumlichen und zeitlichen Entkoppelung von Stromerzeugung und -verbrauch eingesetzt. Eine räumliche Trennung findet vor allem durch Akkumulatoren von mobilen elektrischen Geräten (z.B. Elektrofahrzeuge, Notebooks, Mobiltelefone) statt. Die

großskalige Speicherung von Strom erfolgt überwiegend in Form von potentieller Energie des Wassers – mehr als 99% der weltweit installierten elektrischen Speicherkapazität stellen Pumpspeicherkraftwerke dar (Rastler, 2010). In Deutschland werden gegenwärtig 32 Pumpspeicherkraftwerke betrieben. Dabei entfallen ca. 70% der installierten Leistung (ca. 6.400MW) auf die Bundesländer Baden-Württemberg, Thüringen und Sachsen.

Flexibel zu steuernde Stromspeicher sind gerade mit Blick auf die Energiewende von besonderer Bedeutung, da die diskontinuierliche Energieeinspeisung bei Solar- und Windkraftanlagen den Regelungsbedarf im Stromnetz erhöht. Pumpspeicherkraftwerke werden genutzt um ein Überangebot von elektrischer Leistung zu Spitzenzeiten aufzunehmen und bei Bedarf wieder ins Netz einzuspeisen.

Teilweise können Pumpspeicherkraftwerke einen erheblichen Eingriff in die ökologischen Funktionszusammenhänge und ins Landschaftsbild darstellen (Forstenlechner et al., 1997), weshalb der weitere Ausbau dieser Technik in Deutschland stark diskutiert wird. Die notwendigen topographischen Gegebenheiten (zwei verbundene Speicherseen unterschiedlicher Höhenlage) setzen zum Teil große, landschaftsformende Eingriffe voraus. Im laufenden Betrieb werden die Speicherseen durch wechselnde Wasserstände beansprucht, weshalb sie in der Regel betoniert werden müssen und sich dadurch kein natürlicher Bewuchs bilden kann. Weiterhin verhindert die häufige, völlige Durchmischung des Wasserkörpers das Einstellen einer naturnahen Limnologie (Dmitrieva et al., 1992).

3.4 INTERNATIONALE ASPEKTE DER DEUTSCHEN KLIMAPOLITIK

Die Naturkapital Deutschland – TEEB DE-Studie betrachtet vorrangig Ökosysteme und Ökosystemleistungen in Deutschland. Die deutsche Klimapolitik sowie die weltweite Vernetzung der deutschen Handelsströme für Agrar- und Forstprodukte sowie Energierohstoffe haben aber auch entscheidende Auswirkungen auf die Klimaregulation und die biologische Vielfalt im internationalen Raum. So ist die deutsche Klimapolitik mit Zielsetzungen für erneuerbare Energien eine direkte politische und ökonomische Triebkraft für Produktion und Import von Biokraftstoffen aus dem Ausland. Gleichzeitig sind die indirekten Effekte der Landnutzung für Importprodukte für Deutschland von großer Relevanz für Biodiversität und die damit verbundenen Ökosystemleistungen. Dies umfasst z.B. die globale Klimaregulation als auch adaptive Kapazitäten der Ökosys-

teme an klimawandelbedingte Veränderungen in den Herkunftsländern. Hier wird nur ein kurzer Überblick über die Problematik gegeben.

3.4.1 Fernwirkungen der nationalen und der EU-Klimapolitik

Die deutsche Klimapolitik sieht eine mögliche Verdopplung der Deckung des deutschen Energiebedarfs durch Biomasse von heute 5% auf 10% im Jahr 2020 vor, wobei Import-Biomasse eine zunehmende Bedeutung zukommt (BMELV, 2012a). Art und Umfang des Energiepflanzenanbaus im Ausland für den deutschen Import haben jedoch einen maßgeblichen Einfluss auf die Integrität globaler Ökosysteme und deren Ökosystemleistungen wie die Klimaregulation, Regeneration regionaler Wasserkörper, Bewahrung der Bodenfruchtbarkeit und Erhaltung der Biodiversität (Jering et al., 2012), sodass das Gebot der Nachhaltigkeit in den deutschen Biomasseaktionsplan aufgenommen wurde (BMELV, 2012a). Die genaue Ausgestaltung und Umsetzung dieser Kriterien ist jedoch noch nicht geklärt. Zurzeit werden ca. ein Drittel der in der EU verwendeten Biokraftstoffe importiert, während ein Anstieg der Importe bis zu 50% des Gesamtvolumens für 2020 vorausgesagt wird (European Commission, 2012). Dies führt zu einer Externalisierung der damit verbundenen Umweltkosten. Da importierte Biokraftstoffe

als »zero emission« unter dem Kyoto Protokoll bilanziert werden, gilt diese Externalisierung auch für Emissionen. Die Produktion von bioenergetischer Biomasse im Ausland ist oft mit gravierenden indirekten Landnutzungsänderungen durch Erschließung neuer Flächen, Entwaldung und Einsatz von Pestiziden verbunden, auch durch Nutzungskonkurrenz und Verdrängung anderer Landnutzungsformen und lokaler Landwirtschaft in schützenswerte Ökosysteme. Dies kann zu hohen zusätzlichen Kohlenstoffemissionen, dem Verlust von Biodiversität, verstärkter Erosion und Humusabbau führen. Für diese Faktoren wird ein zunehmender Einfluss prognostiziert (Karousakis et al., 2012).

Weltweit werden inzwischen 5% des Palmöls als Rohstoff für die Strom- und Wärmeproduktion sowie als Rohstoff für die Biokraftstoffproduktion genutzt (BMELV, 2011) (Infobox 3.2). Allerdings ist die Debatte um die Klimabilanz von Palmöl divers. Laut Analysen der Europäischen Kommission ist Palmöl (ohne Methanbindung an der Ölmühle) der Biokraftstoff mit der schlechtesten Klimabilanz, wenn indirekte Landnutzungsänderungen einbezogen werden (European Commission, 2012). Diese Gesamtemissionen können z.B. durch ein verändertes Produktionsverfahren (Methanbindung an der Ölmühle) verbessert werden.

Die weltweit stetig steigende Nachfrage nach Palmöl führt dazu, dass die tropischen Wälder vor allem in Südost-Asien mit Schwerpunkt in Malaysia und Indonesien für Palmölplantagen gerodet werden (Koh und Wilcove, 2007). Weltweit hat sich die Produktion zwischen 1992 und 2010 mehr als verdreifacht, in Indonesien sogar verzehnfacht (FAO, 2012). Dadurch werden vor allem Sumpfwälder auf Torfböden, die weltweit einen der größten Kohlenstoffspeicher und Hotspots für Biodiversität darstellten (Myers et al., 2000), entwaldet und großflächig entwässert. Bei der Entwaldung für Palmölplantagen können Emissionen zwischen 472,8–1.743,7 t CO₂ pro ha (Achten und Verchot, 2011) bzw. 702–3.452 t CO₂ pro ha (Fargione et al., 2008) entstehen, vor allem auf kohlenstoffreichen Torfböden. Die Kohlenstoffaufnahme durch Palmölplantagen kann diese Emissionen theoretisch erst wieder nach 59–220 Jahren (Achten und Verchot, 2011) bzw. 86–423 Jahren (Fargione et al., 2008) ausgleichen. Dies hat gravierende Auswirkungen auf die globale Klimaregulation, andere Ökosystemleistungen auf derselben Fläche und die Erhaltung der biologischen Vielfalt. So brachen z.B. in den extrem trockenen El Niño-Jahren 1997–98 großflächig unkontrollierte Feuer auf entwässerten Waldflächen in Südostasien aus, wobei die CO₂-Emissionen dieser Großbrände ca. 13–40% der jährlichen globalen

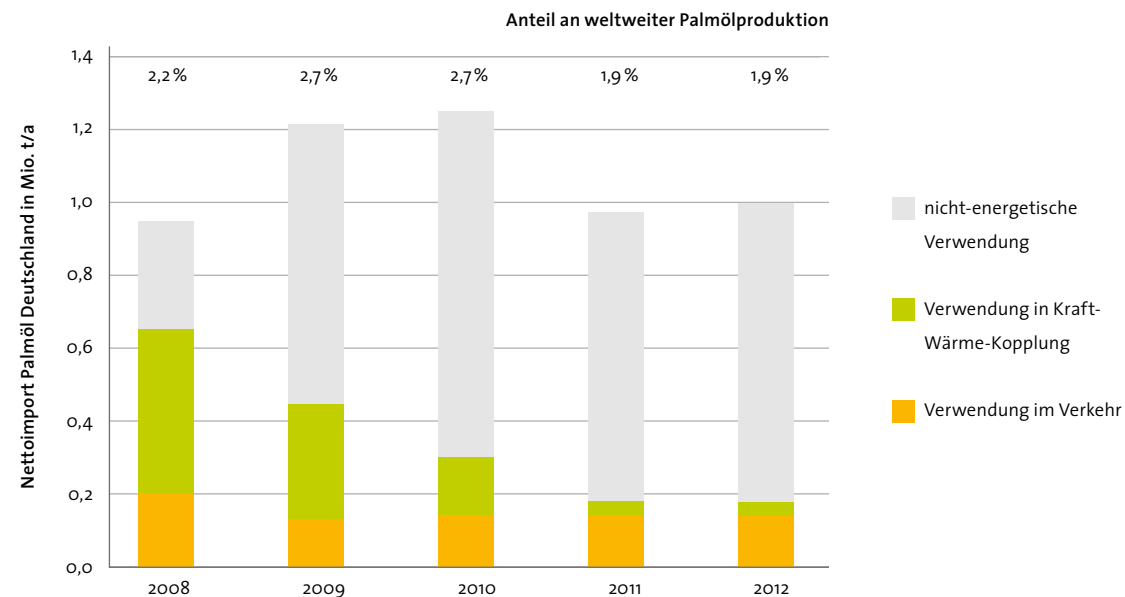
INFOBOX 3.2

Palmölproduktion – Auswirkung auf globale und regionale Klimaregulation und Ökosystemleistungen

Ein eindrückliches Beispiel für die ökologische Relevanz deutscher Klima- und Handelspolitik ist der Import von Produkten der Ölpalme (*Elaeis guineensis*). Weltweit ist Palmöl eines der wichtigsten Pflanzenöle mit einem Marktanteil von 30% am globalen Gesamtverbrauch. Im Jahr 2012 wurde etwa 1 Mt Palmöl nach Deutschland importiert (netto) (DESTATIS, 2014) und entspricht ca. 2% der weltweiten Produktion (ca. 52 Mt in 2012; Oil World, 2012). In Deutschland wurden 2007 noch etwa 70% des importierten Palmöls energetisch genutzt, während der verbleibende Teil auf die Verwendung in der Nahrungsmittelproduktion sowie der kosmetischen und chemischen Industrie entfiel. Vor allem aufgrund des Preisanstiegs von Pflanzenöl ist dessen Nutzung in Blockheizkraftwerken zur gekoppelten Strom- und Wärmeerzeugung in 2011 und 2012 nun auf 20% des importierten Palmöls zurückgegangen (Abbildung 3.3; DBFZ, 2012).

ABBILDUNG 3.3 ▶ Nettoimport von Palmöl in Deutschland.

(DBFZ, eigene Berechnung auf Basis von DESTATIS 2014, OILWORLD 2013, BAFA und AGEE-Stat.-Daten).



Emissionen durch fossile Brennstoffe entsprachen (Page et al., 2002) und die ökonomischen Verluste mehrere Milliarden US-\$ betrugen (ADB, 1999).

Basierend auf der Richtlinie der EU zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen 2009/28/EG (Renewable Energy Directive – RED) müssen seit 2009 in Deutschland alle energetisch genutzten Biomassen als nachhaltig zertifiziert werden (Biokraft-NachV für Biokraftstoffe sowie BioSt-NachV für Pflanzenöl in der gekoppelten Strom- und Wärmeherstellung). Diese Nachweise sind notwendig für die Anerkennung des entsprechenden Biokraftstoffs auf die Biokraftstoffquote (§37 BImSchG) bzw. die Vergütung des Stroms gemäß dem Erneuerbare Energien Gesetz (EEG).

Im November 2012 wurde das dreizehnte Zertifizierungssystem RSPO RED (Roundtable on Sustainable Palm Oil RED) durch die Europäische Kommission anerkannt. Anhand der darin definierten Kriterien kann die Produktion von Biokraftstoffen aus Palmöl als nachhaltig entsprechend der Anforderungen der RED zertifiziert werden. Dies ist ein erster Schritt in der Entwicklung von Mindestanforderungen an eine nachhaltige Palmölproduktion. Um allerdings nicht nur

INFOBOX 3.3

Deutsche Klimapolitik im Ausland

Da Klimaregulation eine globale, standortunabhängige Ökosystemleistung darstellt, fördert die Bundesregierung Maßnahmen für den Klimaschutz im internationalen Raum. Inzwischen liegen 60 % der Projekte der deutschen Kreditanstalt für Wiederaufbau (KfW) im Umwelt- und Klimaschutzbereich. Dies kann sowohl durch Export und Finanzierungen von Technologien für eine nachhaltigere Energieproduktion und -nutzung in Entwicklungs- und Schwellenländern als auch durch gezielte Renaturierungsprojekte von Ökosystemen mit hohem Kohlenstoffspeicherpotential geschehen. Dabei müssen Synergien und Konflikte mit anderen Ökosystemleistungen und dem Biodiversitätsschutz sowie sozio-ökonomische und ökologische Effekte durch indirekte Landnutzungsänderung bilanziert werden, sodass langfristige (Kosten-) Effizienzen erreicht werden können. Dies ist vor allem auch bei der Planung und Finanzierung von technischen Großprojekten für erneuerbare Energien, z. B. im Bereich der Wasserkraft, wichtig.

Verschiebungen zwischen den Absatzmärkten zu erreichen, sollte eine verpflichtende Zertifizierung aller palmölbasierten Produkte angestrebt werden, nicht nur für Biokraftstoffe. Mit fortschreitenden Entwaldungsraten, z. B. für Palmöl-Plantagen (Koh und Wilcove, 2007), von insgesamt 8 % bzw. 20 % zwischen 1990 und 2010 (FAOSTAT online service) in Gebieten wie Indonesien und Malaysia ist Dringlichkeit geboten.

Neben der Förderung von erneuerbaren Energien im In- und Ausland importiert Deutschland für die Deckung heimischen Energieverbrauchs auch fossile Rohstoffe für die Energieversorgung wie Gas, Erdöl, Kohle und Uran, deren Abbau-Auswirkungen auf die globale Biodiversität und Ökosystemleistungen in diesem Bericht nicht thematisiert wird. Die Verbrennung fossiler Rohstoffe in Deutschland führt zu verstärktem Klimawandel mit Konsequenzen für Ökosysteme und biologische Vielfalt weltweit.

3.4.2 Gefährdung globaler Ökosystemleistungen und Biodiversität durch internationale Handels- und Lieferketten

Die Industrienationen profitieren in hohem Maße von natürlichen Ressourcen und Ökosystemleistungen weltweit (Balmford et al., 2002; TEEB, 2010), nicht nur durch die Nutzung von Bioenergie. Weltweit verschärft sich der Druck auf Landflächen und Wasserressourcen (land grabbing and water grabbing) zur Produktion von Nahrungs- und Futtermitteln, Forstprodukten, pflanzlichen und tierischen Rohstoffen für industrielle Produktion sowie energetische Biomasse (Jering et al., 2012), wobei sich Risiken durch indirekte Landnutzungsänderung für Klimaregulation und andere Ökosystemleistungen sowie die Biodiversität ergeben (Freudenberger et al., 2010). Global stammen 13,5 % der Treibhausgasemissionen aus Landwirtschaft, Landnutzung und Landnutzungsänderung und 17,4 % aus Entwaldung. Mehr als 58 % der weltweit geernteten Agrar- und Forstbiomasse entfällt auf Futtermittel für Nutztiere, während der Nutztiersektor global die größte Landfläche in Anspruch nimmt (FAO, 2012). Derzeit ist der Zuwachs in der Nutztierhaltung der größte Faktor für Entwaldung in Südamerika und der Karibik sowie für die Überweidung auch in anderen Gebieten (FAO, 2012) und führt, zusammen mit erheblichen Methan-Ausstößen insbesondere von Wiederkäuern, zu deutlichen Treibhausgasemissionen. Gleichzeitig führt der erhöhte Bedarf an Futtermittel-Anbau zu weiterer Umwandlung von Wäldern und Steppe in Agrarland, wobei neben erhöhter CO₂-Freisetzung vor allem der Einsatz von Mineraldünger und die damit verbundenen Lachgasemissionen (N₂O) umweltrelevant sind. Deutschland steht mit Agrarimporten von fast 73 Mrd.

Euro an zweiter Stelle im Weltagrarhandel (Daten für 2011, einschließlich EU Binnenhandel; BMELV, 2012b). Bezogen auf deutsche Sojaschrotimporte für Futtermittel wurde berechnet (Fargione et al., 2008; Reichert und Reichert, 2011), dass allein durch Anbau, Verarbeitung und Transport und die damit verbundene Landnutzungsänderung jährlich 20,4–22,2 Mio. t CO₂-Äq emittiert werden, was fast 30 % der Emissionen der deutschen landwirtschaftlichen Produktion entspricht (ca. 20 %, wenn man Landnutzungsänderungen mit einbezieht). Nach Berechnungen von Karstensen et al. (2013; Karstensen, pers. Komm.) führte der deutsche Sojaimport allein in Brasilien zu einer Entwaldung, die für den Zeitraum von 1990–2010 mehr als 180 Mio. t CO₂ in die Atmosphäre freisetzte.

Weitere Auswirkungen der indirekten Landnutzungsänderung führen zur Flächenkonkurrenz mit Nahrungsmittelanbau, Verlust der Bodenfruchtbarkeit und Biodiversität, verstärkter Erosion sowie erhöhtem Pestizideinsatz (Lenzen et al., 2012). Folgeeffekte des Futtermittelimportes nach Deutschland sind größere THG-Emissionen und Nitratbelastungen durch die verstärkte Tierhaltung durch Verdauung (Methan) und Gülleausbringung (Lachgas) (siehe Kapitel 4).

Degradiertere Ökosysteme im internationalen Raum werden auch in Zukunft weniger resilient gegenüber klimatischen Veränderungen sein. Die verringerte sozio-ökologische Kapazität zur Anpassung an den Klimawandel wird negative Folgen für die Erhaltung biologischer Vielfalt und die Bereitstellung globaler Ökosystemleistungen haben, auch für Deutschland. Hier müssen Lösungen gefunden werden, wie die Wertschätzung des Naturkapitals global durch internationale Handelsabkommen und Zertifizierungen formalisiert werden kann, z. B. durch Einbeziehung von Kriterien zur Erhaltung von Biodiversität und Ökosystemleistungen (siehe TEEB DE-Berichte »Ökosystemleistungen und Entwicklung ländlicher Räume« und »Naturkapital Deutschland: neue Handlungsoptionen ergreifen – eine Synthese«).

3.5 KLIMAPOLITIK, ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN UND BIOLOGISCHE VIelfALT – KONFLIKTE UND SYNERGIEN

Auch wenn sich Ökosysteme ändern, aber eine gewisse Funktionalität beibehalten, können sie weiterhin wichtige Ökosystemleistungen bereitstellen. Generell ist anzunehmen, dass auch der Ausgangszustand eines Ökosystems bestimmt, wie stark seine Funktionen und Leistungen durch den Klimawandel beeinträchtigt werden. Während stark degradierte Ökosysteme weniger resilient bzw. vulnerabler

gegenüber klimatischen Veränderungen und ihren Folgen sind, bieten Ökosysteme in einem naturnäheren Zustand eine bessere Grundlage, um klimabedingte Störungen abzu puffern (Isbell et al., 2011; Scheffer et al., 2001; Turner et al., 2009). Aus diesem Grund ist die Verringerung von scheinbar vom Klimawandel unabhängigen negativen Auswirkungen auf die Natur, wie beispielsweise Landschaftszerschneidung, Biodiversitätsverlust und stoffliche Umweltverschmutzung, gleichzeitig eine der wichtigsten Maßnahmen für Klimawandelanpassung und der Schutz von naturnahen Ökosystemen ein wichtiger Grundstein zur Sicherstellung von Ökosystemleistungen.

Zur Ermittlung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Biodiversität und um zu überprüfen ob und mit welchen Wirkungen auf die biologische Vielfalt die durch die Politik vorgegebenen Ziele erreicht werden (wie zum Beispiel die Umsetzung und auch die Weiterentwicklung der Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel), ist ein umfassendes Biodiversitätsmonitoring notwendig. Durch ein geeignetes Biodiversitätsmonitoring können Klimadaten mit Zustandsdaten zur Biodiversität und Veränderungen im Naturraum, sowohl in Schutzgebieten als auch in der sogenannten Normallandschaft, verknüpft und abgebildet werden (Dröschmeister, 2001; SRU, 2012; Marquard et al., 2013). Daten aus einem allgemeinen Biodiversitätsmonitoring sind jedoch in vielen Fällen nicht unbedingt zum Nachweis der Auswirkungen des Klimawandels geeignet. Es bedarf der Erweiterung und Anpassung durch spezifische Indikatoren (Higa et al., 2013; Wiemers et al., 2013). Eine Anpassung der biologischen Vielfalt an die Wirkungen des Klimawandels kann nur bei mittelfristig erfolgreichem Klimaschutz gelingen und wenn Klimaschutzmaßnahmen möglichst günstige Effekte auf die biologische Vielfalt haben. Die Auswirkungen des Klimawandels auf die Biodiversität und auf das Angebot von Ökosystemleistungen sind aus naturschutzfachlicher Sicht größtenteils negativ zu bewerten.

Mit der Ausweitung und erhöhter bzw. neuartiger Nutzung des Naturraums zur Energiebereitstellung entsteht neues Konfliktpotential zwischen den Bereichen Biodiversitätsschutz und Ökosystemleistungen. Trotz aller Synergiepotentiale bleibt ein effizienter Einsatz der gewonnenen Energie eine der wichtigsten Maßnahmen des Klimaschutzes.

Die Ausschöpfung potentieller Synergien zwischen Ökosystemleistungen gewinnt zunehmend an Bedeutung in Naturschutz- und Umweltplanung und wird hier unter dem Konzept der Multifunktionalität betrachtet (Dosskey et al.,

2012; Selman, 2009). Multifunktionalität wird dabei häufig als übergreifendes Konzept einer nachhaltigen Landschaftsentwicklung interpretiert (Fry, 2001; von Haaren et al., 2007; Mander et al., 2007). Landschaften sollen gleichzeitig eine möglichst breite Palette an Ökosystemleistungen erfüllen, um steigenden Nutzungsdruck aufzufangen und soweit wie möglich zu minimieren (von Haaren und Rode, 2010). Allgemeingültige Aussagen zu Synergien oder Konflikten in den komplexen Wechselbeziehungen zwischen Ökosystemleistungen für den Klimaschutz und anderen Nutzungsformen sind dabei nur sehr begrenzt möglich. In welcher Beziehung verschiedene Ökosystemleistungen zueinander stehen, zeigt sich erst, wenn man sie unter der Berücksichtigung der standörtlichen Eigenschaften im konkreten räumlichen Kontext untersucht.

Zur Verfolgung eines stärker synergetischen Ansatzes sollten multifunktionelle Aspekte berücksichtigt werden. So können Landschaften auf ein und denselben Flächen eine Vielzahl von Ökosystemleistungen erbringen. Diese Leistungen lassen sich nach dem Millennium Ecosystem Assessment in Basisleistungen, Versorgungsleistungen, Regulierungsleistungen sowie kulturelle Leistungen untergliedern (Naturkapital Deutschland – TEEB DE, 2012; Reid, 2005). Zwischen diesen Ökosystemleistungskategorien bestehen Abhängigkeiten, die sich in einer gegenseitigen Förderung (Synergien) oder Beeinträchtigung (Konflikte) äußern können. Beispielsweise sind die Versorgungs-, Regulierungs- und kulturellen Leistungen grundsätzlich von Basisleistungen wie Nährstoffkreislauf und Bodenbildung abhängig. Die Regulierungsleistungen wiederum stellen häufig Vorstufen für die Versorgungsleistungen dar. So ist die Wassereinigung eine Vorleistung für die Versorgung mit Trinkwasser. Darüber hinaus bestehen zwischen Versorgungs-, Regulierungs- und kulturellen Leistungen wichtige Wechselwirkungen.

Dementsprechend können z.B. die Bereitstellung von Nahrungsmitteln und die damit verbundenen Treibhausgasemissionen im Konflikt mit dem Klimaschutz stehen. Im Gegensatz hierzu können Wälder durch die Bereitstellung des Rohstoffes Holz wichtige Versorgungsleistungen erfüllen und auch durch die Speicherung großer Mengen Kohlenstoffdioxids in Vegetation und Boden zum Klimaschutz und zur Regulierung des lokalen Klimas und der Luftqualität beitragen. Mit Bezug auf die häufigsten Landnutzungen werden diese Wechselwirkungen in den folgenden Kapiteln diskutiert.

LITERATUR

- ACHTEN, W.M.J., VERCHOT, L.V., 2011.** Implications of Biodiesel-Induced Land-Use Changes for CO₂ Emissions: Case Studies in Tropical America, Africa, and Southeast Asia. *Ecology and Society* 16(4): 14.
- ADB – NATIONAL DEVELOPMENT PLANNING AGENCY, 1999.** Planning for the Fire Prevention and Drought Management. Jakarta.
- AGENTUR FÜR ERNEUERBARE ENERGIEN E. V., 2010.** Erneuerbare Energien in der Fläche. Potentiale 2020 – Wie viel Flächen brauchen wir für die Erneuerbaren Energien? Agentur für Erneuerbare Energien e.V., Berlin.
- AGENTUR FÜR ERNEUERBARE ENERGIEN E.V., DGRV – DEUTSCHER GENOSSENSCHAFTS- UND RAIFFEISENVERBAND (HRSG.) 2011.** Energiegenossenschaften. Bürger, Kommunen und lokale Wirtschaft in guter Gesellschaft. Berlin.
- ANTON, C., STEINICKE, H., 2012.** Bioenergie: Möglichkeiten und Grenzen. Deutsche Akademie der Naturforscher Leopoldina, Halle.
- ARAUJO, M.B., THUILLER, W., PEARSON, R.G., 2006.** Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe *Journal of Biogeography* 33: 1712–1728.
- BADECK, F.-W., STERZEL, T., 2010.** Nitrogen deposition – a major risk for biodiversity. In: Settele, J., Penev, L., Georgiev, T., Grabau, R., Grobelnik, V., Hammen, V., Klotz, S., Kotarac, M., Kühn, I. (Hrsg.) *Atlas of biodiversity risk*. 120–121. Pensoft, Sofia (Bulgaria), Moscow (Russia).
- BADECK, F., BÖHNING-GAESE, K., CRAMER, W., IBISCH, P., KLOTZ, S., KREFT, S., KÜHN, I., VOHLAND, K., ZANDER, U., 2007.** Schutzgebiete Deutschlands im Klimawandel – Risiken und Handlungsoptionen. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 46: 151–167.
- BALMFORD, A., BRUNER, A., COOPER, P., COSTANZA, R., FARBER, S., GREEN, R.E., JENKINS, M., JEFFERISS, P., JESSAMY, V., MADDEN, J., MUNRO, K., MYERS, N., NAEEM, S., PAAVOLA, J., RAYMENT, M., ROSENDO, S., ROUGHGARDEN, J., TRUMPER, K., TURNER, R.K., 2002.** Economic reasons for conserving wild nature. *Science* 297: 950–953.
- BANKS, R.C., 1979.** Human related mortality of birds in the United States, Federal Government Series. Special Scientific Report – Wildlife. U.S. Fish and Wildlife Service. Download 14.10.2014 (<http://pubs.er.usgs.gov/publication/5230238>).
- BBSR – BUNDESINSTITUT FÜR BAU- STADT- UND RAUMFORSCHUNG. 2010.** Genügend Raum für den Ausbau erneuerbarer Energien?, Bonn, Deutschland.
- BECK, S., BOVET, J., BAASCH, S., REISS, P., GÖRG, C., 2011.** Synergien und Konflikte von Strategien und Maßnahmen zur Anpassung an den Klimawandel. *Climate Change* Nr. 18/2011. Umweltbundesamt, Dessau-Rosslau.
- BECKMANN, M., HOCK, M., BRUELHEIDE, H., ERFMEIER, A., 2012.** The role of UV-B radiation in the invasion of *Hieracium pilosella* – A comparison of German and New Zealand plants. *Environmental and Experimental Botany* 75: 173–180.
- BEIERKUHNLEIN, C., THIEL, D., JENTSCH, A., WILLNER, E., KREYLING, J., 2011.** Ecotypes of European grass species respond differently to warming and extreme drought. *Journal of Ecology* 99: 703–713.
- BERKENHAGEN, J., DÖRING, R., FOCK, H., KLOPPMANN, M., PEDERSEN, S.A., SCHULZE, T., 2010.** Decision bias in marine spatial planning of offshore wind farms: Problems of singular versus cumulative assessments of economic impacts on fisheries. *Marine Policy* 34: 733–736.
- BERRY, P.M., 2009a.** Costing adaptation for natural ecosystems. In: Parry, M., Arnell, N., Berry, P., Dodman, D., Fankhauser, S., Hope, C., Kovats, S., Nicholls, R., Satterthwaite, D., Tiffin, R., Wheeler, T. (Hrsg.) *Assessing the costs of adaptation to climate change – A review of the UNFCCC and other recent estimates*: 91–99. iied, London.
- BERRY, P.M., 2009b.** Biodiversity in the balance – mitigation and adaptation conflicts and synergies. Pensoft, Sofia (Bulgaria).
- BEVANGER, K., 1998.** Biological and conservation aspects of bird mortality caused by electricity power lines: a review. *Biological Conservation* 86: 67–76.
- BFN – BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, 2011a.** Gesamtflächen ausgewählter Schutzgebietstypen in den Bundesländern und in Deutschland. Download 14.10.2014 (http://www.bfn.de/fileadmin/MDb/documents/themen/gebietsschutz/Tab_Ausgewaehlte%20Schutzgebiete_10_2011.pdf).
- BFN – BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, 2011b.** Windkraft über Wald. Positionspapier. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- BIESMEIJER, J.C., ROBERTS, S.P.M., REEMER, M., OHLEMULLER, R., EDWARDS, M., PEETERS, T., SCHAFFERS, A.P., POTTS, S.G., KLEUKERS, R., THOMAS, C. D. SETTELE, J., KUNIN, W.E., 2006.** Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313: 351–354.
- BMBF – BUNDESMINISTERIUM FÜR BILDUNG UND FORSCHUNG, 2010.** Nationale Forschungsstrategie BioÖkonomie 2030. Unser Weg zu einer bio-basierten Wirtschaft. BMBF, Berlin.

BMELV – BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ, 2011. Der volle Durchblick in Sachen Bioenergie. Daten & Fakten zur Debatte um eine wichtige Energiequelle. BMELV, Berlin.

BMELV – BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ, 2012a. Nationaler Biomasseaktionsplan für Deutschland. Beitrag der Biomasse für eine nachhaltige Energieversorgung.

BMELV – BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ, 2012b. Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 2012. Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup.

BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 2013. Entwicklung der erneuerbaren Energien in Deutschland im Jahr 2012 – Grafiken und Tabellen, Stand: Feb 2013 – unter Verwendung aktueller Daten der Arbeitsgruppe Erneuerbare Energien-Statistik (AGEE-Stat).

BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 2012. Erneuerbare Energien in Zahlen. Nationale und internationale Entwicklung. Berlin, Deutschland.

BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 2010. Bundesrepublik Deutschland. Nationaler Aktionsplan für erneuerbare Energie gemäß der Richtlinie 2009/28/EG zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen. Download 14.10.2014 (http://www.ebb-eu.org/legis/ActionPlanDirective2009_28/national_renewable_energy_action_plan_germany_de.pdf) (14.10.2014).

BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 2007a. Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt, vom Bundeskabinett am 7. November 2007 beschlossen. BMU, Berlin.

BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 2007b. Bericht zur Umsetzung der in der Kabinettsklausur am 23./24.08.2007 in Meseberg beschlossenen Eckpunkte für ein Integriertes Energie- und Klimaprogramm. Berlin.

BOHN, U., GOLLUB, G., HETTWER, C., 2000. Map of the Natural Vegetation of Europe. Scale 1:2.500.000. Part 2: Legend 153pp; Part 3 Maps. Landwirtschaftsverlag, Münster.

BOTH, C., VAN ASCH, M., BIJLSMA, R.G., VAN DEN BURG, A.B., VISSER, M.E., 2009. Climate change and unequal phenological changes across four trophic levels: constraints or adaptations? *Journal of Animal Ecology* 78: 73–83.

BRAKELMANN, H., ERLICH, I. 2010. 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. Studie, Materialien zur Umweltforschung. Sachverständigenrat für Umweltfragen, Berlin.

BRIDLE, J.R., POLECHOVÁ, J., KAWATA, M., BUTLIN, R.K., 2010. Why is adaptation prevented at ecological margins? New insights from individual-based simulations. *Ecology Letters* 13: 485–494.

BRINKMANN, R., BEHR, O., NIERMANN, I., REICH, M., 2011. Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen. Cuvellier-Verlag, Göttingen.

BUNDESREGIERUNG, 2008. Deutsche Anpassungsstrategie an den Klimawandel. Vom Bundeskabinett am 17. Dezember 2008 beschlossen. Bundesregierung, Berlin.

BUNDESREGIERUNG, 2010. Energiekonzept für eine umweltschonende, zuverlässige und bezahlbare Energieversorgung. Das Energiekonzept – Beschluss des Bundeskabinetts vom 28. September 2010. Bundesregierung, Berlin.

BUNDESVERBAND SOLARWIRTSCHAFT E. V., 2011. Landwirtschaftliche Flächen für Solarkraftwerke nutzen. Pressemitteilung. Download 14.10.2014 (<http://www.solarwirtschaft.de/presse-mediathek/pressemeldungen/pressemeldungen-im-detail/news/landwirtschaftliche-flaechen-fuer-solarkraftwerke-nutzen.html>)

BURKHARD, B., GEE, K., 2012. Establishing the resilience of a coastal-marine socio-ecological system to the installation of offshore wind farms. *Ecology & Society* 17: 32.

BURKHARD, B., OPITZ, S., LENHART, H.-J., AHRENDT, K., GARTHE, S., MENDEL, B., WINDHORST, W., 2011. Ecosystem based modeling and indication of ecological integrity in the German North Sea – case study offshore wind parks. *Ecological Indicators* 11: 168–174.

BUSCH, M., GEE, K., BURKHARD, B., LANGE, M., STELLJES, N., 2011. Conceptualizing the link between marine ecosystem services and human well-being: the case of offshore wind farming. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 7: 190–203.

CAISSIE, D., 2006. The thermal regime of rivers: a review. *Freshwater Biology*, 51, 1389–1406.

CARPENTER, S., WALKER, B., ANDERIES, J.M., ABEL, N., 2001. From Metaphor to Measurement: Resilience of What to What? *Ecosystems* 4: 765–781.

CLELAND, E.E., CHUINE, I., MENZEL, A., MOONEY, H.A., SCHWARTZ, M.D., 2007. Shifting plant phenology in response to global change. *Trends in Ecology & Evolution* 22: 357–365.

COLIJN, F., FANGER, H.U., BOERSMA, M., FRANKE, H.-D., EHRICH, S., KRABERG, A., KRÖNCKE, I., WILTSHIRE, K., 2011. Klimabedingte Änderungen in aquatischen Ökosystemen: Elbe, Wattenmeer und Nordsee. In: Storch, H., Claussen, M. and KlimaCampus Autoren Team (Hrsg.) Klimabericht für die Metropolregion Hamburg: 177–194. Springer. Berlin, Heidelberg.

CONRADT, T., HATTERMANN, F., WECHSUNG F., 2008. Simulation von räumlich differenzierten Abflußdargebotsszenarien und landwirtschaftlichen Ertragspotentialen für das Elbegebiet mit dem ökohydrologischen Modell SWIM. In: Wirkung des globalen Wandels auf den Wasserkreislauf im Elbegebiet – Risiken und Optionen. Schlussbericht GLOWA-Elbe II, Kapitel 2.2. Download 14.10.2014 (http://www.glowa-elbe.de/german/schlussbericht_glowa2.htm)

CONRADT, T., KOCH, H. HATTERMANN, F.F., WECHSUNG, F., 2012. Spatially differentiated management-revised discharge scenarios for an integrated analysis of multi-realisation climate and land use scenarios for the Elbe River basin. *Regional Environmental Change* 12: 633–648.

COUMOU, D., ROBINSON, A., RAHMSTORF, S., 2013. Global increase in record-breaking monthly-mean temperatures. *Climatic Change*

CRICK, H.Q.P., SPARKS, T.H., 1999. Climate change related to egg-laying trends. *Nature* 399: 423–423.

DAMM, C., DISTER, E., FAHLKE, N., FOLLNER, K., KÖNIG, F., KORTE, E., LEHMANN, B., MÜLLER, K., SCHULLER, J., WEBER, A., WOTKE, A., 2011. Auenschutz, Hochwasserschutz, Wasserkraftnutzung: Beispiele für eine ökologisch vorbildliche Praxis. BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag. Naturschutz und Biologische Vielfalt, 112, Münster.

DBFZ – DEUTSCHES BIOMASSEFORSCHUNGSZENTRUM, 2012. Monitoring zur Wirkung des Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) auf die Entwicklung der Stromerzeugung aus Biomasse. DBFZ, Leipzig.

DE JONG, R., VERBESSELT, J., ZEILEIS, A., SCHAEPMAN, M., 2013. Shifts in Global Vegetation Activity Trends. *Remote Sensing* 5: 1117–1133.

DEMPE, H., JAESCHKE, A., BITTNER, T., BEIERKUHNLEIN, C., 2012. Future of Oak-Hornbeam Forests and Heathlands in the Face of Climate Change – Potential development of habitat coherence in the Natura 2000 Network. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 44: 149–153.

DESTATIS – STATISTISCHES BUNDESAMT, 2014. Außenhandel (endgültige Jahresergebnisse). Wiesbaden. Download 22.10.2014 (<https://www-genesis.destatis.de/genesis/online/>)

DEVICTOR, V., VAN SWAAY, C., BRERETON, T., BROTONS, L., CHAMBERLAIN, D., HELIOLA, J., HERRANDO, S., JULLIARD, R., KUUSSAARI, M., LINDSTROM, A., REIF, J., ROY, D.B., SCHWEIGER, O., SETTELE, J., STEFANESCU, C., VAN STRIEN, A., VAN TURNHOUT, C., VERMOUZEK, Z., WALLISDEVRIES, M., WYNHOFF, I., JIGUET, F., 2012. Differences in the climatic debts of birds and butterflies at a continental scale. *Nature Clim. Change* 2: 121–124.

DIPPNER, J.W., VUORINEN, I., DAUNYS, D., FLINKMAN, J., HALKKA, A., KÖSTER, F.W., LEHIKONEN, E., MACKENZIE, B.R., MÖLLMANN, C., MØHLENBERG, F., OLENIN, S., SCHIEDEK, D., SKOV, H., WASMUND, N., 2008. Climate-related amrine ecosystem change. In: T. B. A. Team (Hrsg.) Assessment of climate change for the Baltic Sea basin: 309–377. Springer Regional Climate Studies. Berlin, Heidelberg, Springer.

DISTER, E., HENRICHFREISE, A., 2009. Veränderungen des Wasserhaushalts und Konsequenzen für den Naturschutz. *Natur und Landschaft* 84(1): 26–31.

DMITRIEVA, I.L., MAKAREVICH, T.F., MIKOTS, L.M., 1992. Ecological aspects of operating a pumped-storage station. *Hydrotechnical Construction* 26: 557–559.

DOLGENER, N., FREUDENBERGER, L., SCHNEEWEISS, N., IBISCH, P.L., TIEDEMANN, R., 2013. Projecting current and potential future distribution of the Fire-bellied toad *Bombina bombina* under climate change in north-eastern Germany. *Regional Environmental Change*: 1–10.

DONATO, D.C., 2013. Limits to upward movement of subalpine forests in a warming climate. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110: 7971–7972.

DOSSKEY, M., WELLS, G., BENTRUP, G., WALLACE, D., 2012. Enhancing ecosystem services: designing for multifunctionality. *Journal of Soil and Water Conservation* 67: 37A–41A.

DOYLE, U., RISTOW, M., 2006. Biodiversitäts- und Naturschutz vor dem Hintergrund des Klimawandels. Für einen dynamischen integrativen Schutz der biologischen Vielfalt. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 38: 101–107.

DRÖSCHMEISTER, R., 2001. Bundesweites Naturschutzmonitoring in der Normallandschaft mit der Ökologischen Flächenstichprobe. *Natur und Landschaft* 76: 58–69.

DUMONT, U., 2007. Wasserkraft. Ökologische Auswirkungen und Strategien. Naturschutz und Biologische Vielfalt 39: 119–131.

EDWARDS, R., MULLIGAN, D., MARELLI, L., 2010. Indirect land use change from increased biofuels demand. JRC Scientific and Technical Reports JRC, 59771.

ELLENBERG, H. 1996. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 5. Auflage. UTB, Stuttgart.

ERICKSON, W.P., JOHNSON, G.D., YOUNG, J.D.P., 2005. A summary and comparison of bird mortality from anthropogenic causes with an emphasis on collisions, Tech. Rep. PSW-GTR-191. US Dept. of Agriculture-Forest Service, 1029–1042.

ESSL, F., RABITSCH, W., 2013. Biodiversität und Klimawandel. Auswirkungen und Handlungsoptionen für den Naturschutz in Mitteleuropa. Springer, Berlin, Heidelberg.

EUROPEAN COMMISSION, 2012. Commission staff working document impact assessment. Accompanying the document: Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council amending Directive 98/70/EC relating to the quality of petrol and diesel fuels and amending Directive 2009/28/EC on the promotion of the use of energy from renewable sources. SWD(2012): 343 final.

EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2010. Bericht der Kommission über indirekte Landnutzungsänderungen im Zusammenhang mit Biokraftstoffen und flüssigen Biobrennstoffen. KOM(2010:) 811. Brüssel.

EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2008. Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen (von der Kommission vorgelegt) (KOM(2008): 30 – SEK(2008): 57 – SEK(2008): 85. Brüssel.

EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2007. Eine Energiepolitik für Europa. Brüssel.

EXO, K.-M., HÜPPOP, O., GARTHE, S., 2003. Birds and offshore wind farms: a hot topic in marine ecology. Wader Study Group Bulletin 100: 50–53.

FAO – WORLD FOOD AND AGRICULTURE ORGANISATION. 2012. FAO Statistical Yearbook. FAO, Rome.

FARGIONE, J., HILL, J., TILMAN, D., POLASKY, S., HAWTHORNE, P., 2008. Land Clearing and the Biofuel Carbon Debt. Science 319: 1235–1238.

FNR – FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E. V. 2012. Jahresbericht Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. 2011/2012. Gülzow-Prüzen, Deutschland.

FORSTENLECHNER, E., HÜTTE, M., BUNDI, U., EICHENBERGER, E., PETER, A., ZOBRIST, J., 1997. Ökologische Aspekte der Wasserkraftnutzung im alpinen Raum. vdf Hochschulverlag, Zürich.

FRANCIS, R.A., GOODMAN, M.K., 2009. Post-normal science and the art of nature conservation. Journal for Nature Conservation, 18: 89–105.

FREUDENBERGER, L., HOBSON, P., SCHLUCK, M., KREFT, S., VOHLAND, K., SOMMER, H., REICHLE, S., NOWICKI, C., BARTHLOTT, W., IBISCH, P., 2013. Nature conservation: priority-setting needs a global change. Biodiversity and Conservation 22: 1255–1281.

FREUDENBERGER, L., SCHLUCK, M., HOBSON, P., SOMMER, H., CRAMER, W., BARTHLOTT, W., IBISCH, P.L., 2010. A view on global patterns and interlinkages of biodiversity and human development. In: Ibisch, P. L., Vega, A., Herrmann, T. M. (Hrsg.): Interdependence of biodiversity and development under global change: 37–57. Montreal, Canada.

FRY, G.L.A., 2001. Multifunctional landscapes – towards transdisciplinary research. Landscape and Urban Planning 57:159–168.

GALLOPÍN, G.C., 2006. Linkages between vulnerability, resilience, and adaptive capacity. Global Environmental Change 16: 293–303.

GEYER, J., KIEFER, I., KREFT, S., CHAVEZ, V., SALAFSKY, N., JELTSCH, F., IBISCH, P.L., 2011. Classification of Climate-Change-Induced Stresses on Biological Diversity. Conservation Biology 25: 708–715.

GILL, A.B., 2005. Offshore renewable energy: ecological implications of generating electricity in the coastal zone. Journal of Applied Ecology 42: 605–615.

GÖRGEN, K., BEERSMA, J., BRAHMER, G., BUITEVELD, H., CARAMBIA, M., DE KEIZER, O., KRAHE, P., NILSON, E., LAMMERSEN, R., PERRIN, C., VOLKEN, D., 2010. Assessment of climate change impacts on discharge in the Rhine River Basin: Results of the RheinBlick2050 Project. CHR Report No. I–23.

GRANTHAM, H.S., WILSON, K.A., MOILANEN, A., REBELO, T., POSSINGHAM, H.P., 2009. Delaying conservation actions for improved knowledge: how long should we wait? Ecology Letters 12: 293–301.

GUNDERSON, L.H., 2000. Resilience in theory and practice. Annual Review of Ecology and Systematics 31: 425–436.

GUSTAFSSON, B.G., SCHENK, F., BLENCKNER, T., EILOLA, K., MEIER, H.E.M., MÜLLER-KARULIS, B., NEUMANN, T., RUOHO-AIROLA, T., SAVCHUK, O.P., ZORITA, E., 2012. Reconstructing the development of Baltic Sea eutrophication 1850–2006. Ambio 41: 534–548.

GUTTE, P., KLOTZ, S., LAHR, C., TREFFLICH, A., 1987. Ailanthus altissima (Mill.) Swingle – eine vergleichend pflanzengeographische Studie. Folia Geobotanica et Phytotaxonomica 22: 241–262.

HAAS, D., NIPKOW, M., FIEDLER, G., SCHNEIDER, R., HAAS, W., SCHÜRENBERG, B., 2003. Vogelschutz an Freileitungen. Tödliche Risiken für Vögel und was dagegen zu tun ist: ein internationales Kompendium. NABU (Naturschutzbund Deutschland e.V.), Bonn.

HAMPE, A.R., PETIT, J., 2005. Conserving biodiversity under climate change: the rear edge matters. Ecology Letters 8: 461–467.

HANSPACH, J., KÜHN, I., KLOTZ, S., 2013a. Risikoabschätzung für Pflanzenarten, Lebensraumtypen und ein funktionelles Merkmal. In: Vohland, K., Badeck, F., Böhning-Gaese, K., Ellwanger, G., Hanspach, J., Ibisch, P.L., Klotz, S. Kreft, S., Kühn, I., Schröder, E., Trautmann, S., Cramer, W. (Hrsg.): Schutzgebiete Deutschlands im Klimawandel – Risiken und Handlungsoptionen: 71–86. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.

HANSPACH, J., KÜHN, I., KLOTZ, S., 2013b. Risikoabschätzung für Pflanzenarten, Lebensraumtypen und ein funktionelles Merkmal. In: Vohland, K., Badeck, F., Böhning-Gaese, K., Ellwanger, G., Hanspach, J., Ibisch, P.L., Klotz, S. Kreft, S., Kühn, I., Schröder, E., Trautmann, S., Cramer, W. (Hrsg.): Schutzgebiete Deutschlands im Klimawandel – Risiken und Handlungsoptionen: 71–86. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.

HASSALL, C., THOMPSON, D.J., FRENCH, G.C., HARVEY, I.F., 2007. Historical changes in the phenology of British Odonata are related to climate. Global Change Biology 13: 933–941.

HIGA, M., NAKAO, K., TSUYAMA, I., NAKAZONO, E., YASUDA, M., MATSUI, T., TANAKA, M., 2013. Indicator plant species selection for monitoring the impact of climate change based on prediction uncertainty. Ecological Indicators 29: 307–315.

HOLSTEN, A., VETTER, T., VOHLAND, K., KRYSANOVA, V., 2009. Impact of climate change on soil moisture dynamics in Brandenburg with a focus on nature conservation areas. Ecological Modelling 220: 2076–2087.

HÖTKER, H., THOMSEN, K.-M., KÖSTER, H., 2005. Auswirkungen regenerativer Energiegewinnung auf die biologische Vielfalt am Beispiel der Vögel und der Fledermäuse. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.

IEA – INTERNATIONAL ENERGY AGENCY, 2012. Key World Energy Statistics 2012. Paris, France.

IKSR – INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS (NILSON, E., KRAHE, P.), 2011. Study of Scenarios for the Discharge Regime of the Rhine. ICPR Report 188.

ILG, C., DZIOCK, F. FOECKLER, F., FOLLNER, K., GERISCH, M., GLAESER, J., RINK, A., SCHANOWSKI, A., SCHOLZ, M., DEICHNER, O., HENLE, K., 2008. Long-term differential reactions of plants and macroinvertebrates to extreme floods in floodplain grasslands. Ecology 89(9): 2392–2398.

INGER, R., ATTRILL, M.J., BEARHOP, S., BRODERICK, A.C., GRECIAN, W.J., HODGSON, D.J., MILLS, C., SHEEHAN, E., VOTIER, S.C., WITT, M.J., GODLEY, B.J., 2009. Marine renewable energy: potential benefits to biodiversity? An urgent call for research. Journal of Applied Ecology 46: 1145–1153.

IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 2012. Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation. A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Field, C.B., Barros, V., Stocker, T.F., Qin, D., Dokken, D.J., Ebi, K.L., Mastrandrea, M.D., Mach, K.J., Plattner, G.-K., Allen, S.K., Tignor, M., Midgley, P.M. (Hrsg.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK, and New York, NY, USA.

IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 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 University Press, Cambridge.

IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 2007b. Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge.

ISELL, F., CALCAGNO, V., HECTOR, A., CONNOLLY, J., HARPOLE, W.S., REICH, P.B., SCHERER-LORENZEN, M., SCHMID, B., TILMAN, D., VAN RUIJVEN, J., WEIGELT, A., WILSEY, B.J., ZAVALITA, E.S., LOREAU, M., 2011. High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. Nature 477: 199–202.

JENTSCH, A., KREYLING, J., BEIERKUHNLEIN, C., 2007. A new generation of climate-change experiments: events, not trends. Frontiers in Ecology and the Environment 5: 365–374.

JERING, A., KLATT, A., SEVEN, J., EHLERS, K., GÜNTHER, J., OSTERMEIER, A., MÖNCH, L., 2012. Globale Landflächen und Biomasse nachhaltig und ressourcenschonend nutzen. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

JUNK, W.J., 2005. Flood pulsing and linkages between terrestrial, aquatic, and wetland systems, Verh. Internat. Verein. Limnol. 29: 11–38.

KARELL, P., AHOLA, K., KARSTINEN, T., VALKAMA, J., BROMMER, J.E., 2011. Climate change drives microevolution in a wild bird. Nat Commun 2: 208.

- KAROUSAKIS, K., VAN OORSCHROT, M., PERRY, E., BAKKENES, J.M., 2012. Biodiversity. In: OECD - Organisation for Economic Co-operation and Development (Hrsg.): OECD Environmental Outlook to 2050. The Consequences of Inaction. OECD, Paris. 155–205.
- KARSTENSEN, J., PETERS, G.P., ROBBIE, M.A., 2013. Attribution of CO₂ emissions from Brazilian deforestation to consumers between 1990 and 2010. *Environmental Research Letters* 8: 024005.
- KLANDERUD, K. TOTLAND, O., 2005. Simulated climate change altered dominance hierarchies and diversity of an alpine biodiversity hotspot. *Ecology* 86: 2047–2054.
- KLAUS, S.P., LOUGHEED, S.C., 2013. Changes in breeding phenology of eastern Ontario frogs over four decades. *Ecology and Evolution* 3: 835–845.
- KLINGENSTEIN, F., KORNACKER, P.M., MARTENS, H., SCHIPPMANN, U., 2005. Gebietsfremde Arten des Bundesamtes für Naturschutz. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- KLIWAS, 2013. KLIWAS kompakt. Ergebnisse des durch das BMVBS finanzierten Forschungsprogramm KLIWAS. Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserstraßen und Schifffahrt – Entwicklung von Anpassungsoptionen. KLIWAS, Koblenz.
- KLOTZ, S., 2013. Biologische Invasionen – Gefahr im Verzug? In: Beck, E. (Hrsg.) Die Vielfalt des Lebens: 190–201. Wiley-VCH, Weinheim.
- KOH, L.P., WILCOVE, D.S., 2007. Cashing in palm oil for conservation. *Nature* 448: 993–994.
- KOWARIK, I., SÄUMEL, I., 2007. Biological flora of Central Europe: *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 8: 207–237.
- KREFT, S., IBISCH, P.L., 2013. Indexbasierte Analysen der Sensitivität gegenüber dem Klimawandel am Beispiel deutscher Brutvögel. Page im Druck. In: Vohland, K., Badeck, F., Böhning-Gaese, K., Ellwanger, G., Hanspach, J., Ibsch, P.L., Klotz, S. Kreft, S., Kühn, I., Schröder, E., Trautmann, S., Cramer, W. (Hrsg.) Schutzgebiete Deutschlands im Klimawandel – Risiken und Handlungsoptionen: 71–86. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- KREFT, S., TUCCI, F., SCHLUCK, M., STRIXNER, L., V. AHEE, I., BIENEK, M., LINKE, N., IBISCH, P.L., 2013. Indexbasierte Vulnerabilitätsabschätzung für Schutzgebiete und Ableitung von Handlungsoptionen. . In: Vohland, K., Badeck, F., Böhning-Gaese, K., Ellwanger, G., Hanspach, J., Ibsch, P.L., Klotz, S., Kreft, S., Kühn, I., Schröder, E., Trautmann, S., Cramer, W. (Hrsg.) Schutzgebiete Deutschlands im Klimawandel – Risiken und Handlungsoptionen: 71–86. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.Kretschmer, B. 2011. The Land-use implications of EU Bioenergy Policy. Going beyond ILUC.
- KRETSCHMER, B. 2011: The Land-use implications of EU Bioenergy Policy. Going beyond ILUC. Institute for European Environmental Policy (IEEP). Download 14.10.2014 http://www.ieep.eu/assets/750/Policy_briefing_ILUC_21_01_2011_FINAL.pdf
- KRÖNCKE, I., BOERSMA, M., CZECK, R., DIPPNER, J.W., EHRICH, S., EXO, O. HÜPPPO, O., MALZAHN, A., MARENCIC, H., MRKERT, A., MILLAT, G., NEUMANN, H., REISS, H., SELL, S.F., SOBOTTKA, M., WEHRMANN, A., WILTSHIRE, K.H., WIRTZ, K., 2012. Auswirkungen auf Marine Lebensräume. In: Mosbrugger, V., Brasseur, G., Schaller, M., Stribny, B. (Hrsg.) Klimawandel und Biodiversität – Folgen für Deutschland: 106–127. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt.
- KTBL – KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT, 2009. Faustzahlen für die Landwirtschaft. 14. Auflage, Darmstadt, Deutschland.
- KÜHN, I., POMPE, S., TRAUTMANN, S., BÖHNING-GAESE, K., ESSL, F., RABITSCH, W., 2013. Klimawandeleffekte morgen: Was könnte noch kommen? In: Essl, F., Rabitsch, W. (Hrsg.) Biodiversität und Klimawandel – Auswirkungen und Handlungsoptionen für den Naturschutz in Mitteleuropa: 86–101. Springer, Berlin, Heidelberg.
- KÜHN, I., VOHLAND, K., BADECK, F., HANSPACH, J., POMPE, S. KLOTZ, S., 2009. Aktuelle Ansätze zur Modellierung der Auswirkungen von Klimaveränderungen auf die biologische Vielfalt. *Natur und Landschaft* 84: 8–12.
- KUNZE, B., KREFT, S., IBISCH, P.L., 2013. Naturschutz im Klimawandel: Risiken und generische Handlungsoptionen für einen integrativen Naturschutz. In: Vohland, K., Badeck, F., Böhning-Gaese, K., Ellwanger, G., Hanspach, J., Ibsch, P.L., Klotz, S. Kreft, S., Kühn, I., Schröder, E., Trautmann, S., Cramer, W. (Hrsg.) Schutzgebiete Deutschlands im Klimawandel – Risiken und Handlungsoptionen: 71–86. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- LANE, J.E., KRUUK, L.E.B., CHARMANTIER, A., MURIE, J.O., DOBSON, F.S., 2012. Delayed phenology and reduced fitness associated with climate change in a wild hibernator. *Nature* 489: 554–557.
- LANGE, M., BURKHARD, B., GARTHE, S., GEE, K., KANNEN, A., LENHART, H., WINDHORST, W., 2010. Analyzing coastal and marine changes: offshore wind farming as a case study. GKSS Research Centre, Geesthacht, Germany.
- LEADLEY, P.W., PEREIRA, H.M., ALKEMADE, R., FERNANDEZ-MANJARRÉS, J.F., PROENÇA, V., SCHARLEMANN, J.P.W., WALPOLE, M.J., 2010. Biodiversity Scenarios: Projections of 21st century change in biodiversity and associated ecosystem services. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal.

- LEADLEY, P.W., NIKLAUS, P.A., STOCKER, R., KÖRNER, C., 1999. A field study of the effects of elevated CO₂ on plant biomass and community structure in a calcareous grassland. *Oecologia* 118: 39–49.
- LENZEN, M., MORAN, D., KANEMOTO, K., FORAN, B., LOBEFARO, L., GESCHKE, A., 2012. International trade drives biodiversity threats in developing nations. *Nature* 468: 109–114.
- LINGEMANN, I., NILSON, E., CARAMBIA, M., KRAHE, P., 2013. Änderungen des Wasserhaushalts der Elbe im 21. Jahrhundert. In: Zukunft des Wasserhaushaltes im Elbegebiet. BfG Veranstaltungen: 47–57. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- LOSS, S.R., WILL, T., MARRA, P.P., 2012. Direct human-caused mortality of birds: improving quantification of magnitude and assessment of population impact. *Frontiers in Ecology and the Environment* 10: 357–364.
- LÜTKEHUS, I., SALECKER, H., ADLUNGER, K., 2013. Potential der Windenergie an Land. Studie zur Ermittlung des bundesweiten Flächen- und Leistungspotentials der Windenergienutzung an Land. Umweltbundesamt, Dessau-Rosslau.
- MACARTHUR, R.H., WILSON, E.O., 1967. The Theory of Island Biogeography. Princeton University Press, New Jersey.
- MACIAS-FAURIA, M., JOHNSON, E.A., 2013. Warming-induced upslope advance of subalpine forest is severely limited by geomorphic processes. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110: 8117–8122.
- MANDER, Ü., WIGGERING, H., HELMING, K., 2007. Multifunctional land use: meeting future demands for landscape goods and services. Springer Verlag, Berlin.
- MARQUARD, E., DAUBER, J., DOERPINGHAUS, A., DRÖSCHMEISTER, R., FROMMER, J., FROMMOLT, K.-H., GEMEINHOLZER, B., HENLE, K., HILLEBRAND, H., KLEINSCHMIT, B., KLOTZ, S., KRAFT, D., PREMKE-KRAUS, M., RÖMBKE, J., VOHLAND, K., WÄGELE, W., 2013. Biodiversitätsmonitoring in Deutschland: Herausforderungen für Politik, Forschung und Umsetzung (Biodiversity monitoring in Germany: Challenges for policy, science and implementation). *Natur und Landschaft* 8: 337–341.
- MEIER, H.E.M., MÜLLER-KARULIS, B., ANDERSSON, H., DIETERICH, C., EILOLA, K., GUSTAFSSON, B.G., HÖGLUND, A., HORDOIR, R., KUZNETSOV, I., NEUMANN, T., RANJBAR, Z., SAVCHUK, A.P., SCHIMANKE, S., 2012. Impact of Climate Change on Ecological Quality Indicators and Biogeochemical Fluxes in the Baltic Sea: A Multi-Model Ensemble Study. *Ambio* 41: 558–573.
- MEINKE, I., GERSTNER, E.M., 2009. Digitaler Norddeutscher Klimaatlas informiert über möglichen künftigen Klimawandel. Mitteilungen DMG: 17.
- MENZEL, A., SPARKS, T.H., ESTRELLA, N., KOCH, E., AASA, A., AHAS, R., ALM-KÜBLER, K., BISSOLLI, P., BRASLAVSKÁ, O.G., BRIEDE, A., CHMIELEWSKI, F.M., CREPINSEK, Z., CURNEL, Y., DAHL, Å., DEFILA, C., DONNELLY, A., FILELLA, Y., JATCZAK, K., MÅGE, F., MESTRE, A., NORDLI, O., PEÑUELAS, J., PIRINEN, P., REMIŇOVÁ, V., SCHEIFINGER, H., STRIZ, M., SUSNIK, A., VAN VLIET, A.J.H., WIELGOLASKI, F.E., ZACH, S., ZUST, A.N.A., 2006. European phenological response to climate change matches the warming pattern. *Global Change Biology* 12: 1969–1976.
- MICHALSKI, S., DURKA, W., JENTSCH, A., KREYLING, J., POMPE, S., SCHWEIGER, O., WILLNER, E., BEIERKUHNLEIN, C., 2010. Evidence for genetic differentiation and divergent selection in an autotetraploid forage grass (*Arrhenatherum elatius*). *Theoretical and Applied Genetics* 120: 1151–1162.
- MOSBRUGGER, V., BRASSEUR, G., SCHALLER, M., STRIBNY, B. (HRSG.), 2012. Klimawandel und Biodiversität – Folgen für Deutschland. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt.
- MUDELSEE, M., BORNGEN, M., TETZLAF, G., GRUNEWALD, U., 2003. No upward trends in the occurrence of extreme floods in central Europe. *Nature* 425: 166–169.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., D. FONSECA, G.A.B., KENT, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858.
- NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE, 2012. Der Wert der Natur für Wirtschaft und Gesellschaft – Eine Einführung. ifuplan, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Bundesamt für Naturschutz Bonn, München Leipzig Bonn.
- NAUMANN, S., IGEL, F., 2005. Leitfaden für die Vergütung von Strom aus Wasserkraft nach dem Erneuerbare-Energien-Gesetz für die Neuerrichtung und Modernisierung von Wasserkraftanlagen. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Berlin.
- NEUBERT, M., RANNO, S. (HRSG.) Managing protected areas in Central and Eastern Europe under climate change, Dresden.
- OIL WORLD, 2012. Oil World Monthly 19 Oct, 42(5).
- OZGUL, A., CHILDS, D.Z., OLI, M.K., ARMITAGE, K.B., BLUMSTEIN, D.T., OLSON, L.E., TULJAPURKAR, S., COULSON, T., 2010. Coupled dynamics of body mass and population growth in response to environmental change. *Nature* 466: 482–485.

- PAGE, S.E., SIEGERT, F., RIELEY, J.O., BOEHM, H.D.V., JAYA, A., LIMIN, S., 2002. The amount of carbon released from peat and forest fires in Indonesia during 1997. *Nature* 420: 61–65.
- PAULI, H., GOTTFRIED, M., DULLINGER, S., ABDALADZE, O., AKHALKATSI, M., ALONSO, J.L.B., COLDEA, G., DICK, J., ERSCHBAMER, B., CALZADO, R.F., GHOSN, D., HOLTEN, J.I., KANKA, R., KAZAKIS, G., KOLLÁR, J., LARSSON, P. MOISEEV, P., MOISEEV, D., MOLAU, U., MESA, J.M., NAGY, L., PELINO, G., PUŞÇAŞ, M., ROSSI, G., STANISCI, A., SYVERHUSET, A.O., THEURILLAT, J.-P., TOMASELLI, M., UNTERLUGGAUER, P., VILLAR, L., VITTOZ, P., GRABHERR, G., 2012. Recent Plant Diversity Changes on Europe’s Mountain Summits. *Science* 336: 353–355.
- PEARSON, R.G., DAWSON, T.P., 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography* 12: 361–371.
- PETERS, W., 2011a. Naturschutzstandards Erneuerbarer Energien – Schlussbericht. BMU FKZ: 0325016. Berlin.
- PETERS, W., 2011b. Naturschutzstandards Erneuerbarer Energien. Schlussbericht FKZ: 0325016, gefördert durch das BMU. bosch & partner, Berlin.
- PETERSEN, J.K., MALM, T., 2006. Offshore windmill farms: threats to or possibilities for the marine environment. *Ambio* 35: 75–80.
- PETOUKHOV, V., RAHMSTORF, S. PETRI, S., SCHELLNHUBER, H.J., 2013. Quasi-resonant amplification of planetary waves and recent Northern Hemisphere weather extremes. *Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)*.
- PETOUKHOV, V., SEMENOV, V. A., 2010. A link between reduced Barents-Kara sea ice and cold winter extremes over northern continents. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 115: D21111.
- PETROLEUM, B.P.-B., 2012. BP Statistical Review of World Energy June 2012. London, UK.
- PIELA, A., 2010. Tierökologische Abstandskriterien bei der Errichtung von Windenergieanlagen in Brandenburg (TAK). *Natur und Landschaft* 85: 51–60.
- POMPE, S., BERGER, S., BERGMANN, J., BADECK, F., LÜBBERT, J., KLOTZ, S., REHSE, A.-K., SÖHLKE, S., SATTLER, S., WALTHER, G.R., KÜHN, I., 2011. Modellierung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Flora und Vegetation in Deutschland. *BfN-Skripten* 304: 1–98 + Appendices.
- POMPE, S., HANSPACH, J., BADECK, F.W., KLOTZ, S., BRUELHEIDE, H., KÜHN, I., 2010. Investigating habitat-specific plant species pools under climate change. *Basic and Applied Ecology* 11: 603–611.
- POMPE, S., HANSPACH, J., BADECK, F., KLOTZ, S., THUILLER, W., KÜHN, I., 2008. Climate and land use change impacts on plant distributions in Germany. *Biology Letters* 4: 564–567.
- PRANGE, S., VOHLAND, K., CONRADT, T., HATTERMANN, F.F., 2013. Klimabedingte Veränderungen der Abflusssdynamik von ausgewählten deutschen Fließgewässern und ihre naturschutzfachliche Bedeutung. In: Vohland, K., Badeck, F., Böhning-Gaese, K., Ellwanger, G., Hanspach, J., Ibisch, P.L., Klotz, S., Kreft, S., Kühn, I., Schröder, E., Trautmann, S., Cramer, W. (Hrsg.) *Schutzgebiete Deutschlands im Klimawandel – Risiken und Handlungsoptionen*: 71–86. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- PUNT, M.J., GROENEVELD, R.A., VAN IERLAND, E.C., STEL, J.H., 2009. Spatial planning of offshore wind farms: A windfall to marine environmental protection? *Ecological Economics* 69: 93–103.
- PYŠEK, P., RICHARDSON, D.M., REJMÁNEK, M., WEBSTER, G.L., WILLIAMSON, M., KIRSCHNER, J., 2004. Alien Plants in Checklists and Floras: Towards Better Communication between Taxonomists and Ecologists. *Taxon* 53: 131–143.
- QUIEL, K., BECKER, A., KIRCHESCH, V., SCHÖLL, A., FISCHER, H., 2011. Influence of global change on phytoplankton and nutrient cycling in the Elbe River. *Regional Environmental Change* 11: 405–421.
- RABITSCH, W., ESSL, F., KÜHN, I., NEHRING, S., ZANGGER, A., BÜHLER, C., 2013. Arealänderungen. In: Essl, F., Rabitsch, W. (Hrsg.) *Biodiversität und Klimawandel – Auswirkungen und Handlungsoptionen für den Naturschutz in Mitteleuropa*: 59–66. Springer.
- RABITSCH, W., WINTER, M., KÜHN, E., KÜHN, I., GÖTZL, M., ESSL, F., GRUTTKE, H., 2010. Auswirkungen des rezenten Klimawandels auf die Fauna in Deutschland. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- RASTLER, D., 2010. Electricity Energy Storage Technology Options. EPRI (Electric Power Research Institute), Palo Alto, California.
- REICH, M., RÜTER, S., PRASSE, S., MATTHIES, S., WIX, N., ULLRICH, K., 2012. Biotopverbund als Anpassungsstrategie für den Klimawandel? Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 122.
- REICHERT, T., REICHERT, M., 2011. Saumagen und Regenwald. Klima- und Umweltwirkungen deutscher Agrarrohstoffimporte am Beispiel Sojaschrot: Ansatzpunkte für eine zukunftsfähige Gestaltung: 232. *Forum Umwelt und Entwicklung*, Germanwatch.
- REID, W.V., 2005. Ecosystems and Human Well-being. Synthesis. A Report of the Millennium Ecosystem Assessment.
- REN21 – RENEWABLE ENERGY POLICY NETWORK FOR THE 21ST CENTURY (HRSG.) 2012. Renewables 2012 Global Status Report. REN21 Secretariat, Paris.

- RODRIGUES, L., BACH, L., DUBOURG-SAVAGE, M.-J., GOODWIN, J., HARBUSCH, C., 2008. Leitfaden für die Berücksichtigung von Fledermäusen bei Windenergieprojekten. UNEP/EUROBATS, Bonn.
- ROITHMEIER, O., 2008. Vulnerability of lakes in Germany against climate change – An assesment with Bayesian methods. University of Applied Sciences, Eberswalde & Potsdam-Institute for Climate Impact Research.
- ROTH, M., ERDMANN, F., 2006. Zerschneidung als Mortalitätsfaktor. In: Baier, H., Erdmann, F., Holz, R., Waterstraat, A. (Hrsg.) *Freiraum und Naturschutz: Die Wirkungen von Störungen und Zerschneidungen in der Landschaft*: 205–229. Springer, Berlin, Heidelberg, New York.
- 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., N. 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: 1770–1774.
- SCBD – SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY, 2010. Global Biodiversity Outlook 3, Montréal.
- SCHEFFER, M., CARPENTER, S., FOLEY, J.A., FOLKE, C., WALKE, B., 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413 (6856), 591–596.
- SCHOLZ, M., DZIOCK, F., GLÄSER, J., FOECKLER, F., FOLLNER, K., GERISCH, M., GIEBEL, H., HÜSING, V., KONJUCHOW, F., ILG, C., SCHANOWSKI, A., HENLE, K., 2009. Auswirkungen des Elbehochwassers 2002 auf ausgewählte Artengruppen – eine Einführung in das Projekt HABEX. In: *Naturschutz im Land Sachsen Anhalt. 30 Jahre Biosphärenreservat Mittelbe. Forschung und Management im Biosphärenreservat Mittelbe.* 46. Jg., Sonderheft 2009(1): 58–67.
- SCHÖNWIESE, C., JANOSCHITZ, D.R., 2005. Klima-Trendatlas Deutschland 1901–2000. Berichte des Instituts für Atmosphäre und Umwelt der Universität Frankfurt.
- SCHRECKENBACH, K., 2007. Mögliche Einflüsse des Klimawandels auf die Fischerei. Berlin. Download 14.10.2014 (http://lfv-westfalen.de/images/klima_und_fischerei.pdf)
- SCHWEIGER, O., ESSL, F., KRUESS, A., RABITSCH, W., WINTER, M., 2013. Erste Änderungen in ökologischen Beziehungen. In: Essl, F., Rabitsch, W. (Hrsg.) *Biodiversität und Klimawandel – Auswirkungen und Handlungsoptionen für den Naturschutz in Mitteleuropa*: 75–83. Springer.
- SCHWEIGER, O., HEIKKINEN, R.K., HARPKE, A., HICKLER, T., KLOTZ, S., KUDRNA, O., KÜHN, I., PÖRYR, J. SETTELE, J., 2012. Increasing range mismatching of interacting species under global change is related to their ecological characteristics. *Global Ecology and Biogeography* 21 (1): 88–99.
- SCHWEIGER, O., ARAÚJO, M.B., HANSPACH, J., HEIKKINEN, R.K., KÜHN, I., LUOTO, M., OHLEMÜLLER, R., VIRKKALA, R., 2010. Assessing Risks for Biodiversity with Bioclimatic Envelope Modelling. In: Settele, J., Penev, L., Georgiev, T., Grabaum, R., Grobelnick, V., Hammen, V., Klotz, S., Kühn, I. (Hrsg.) *Atlas of Biodiversity Risk*. Pensoft, Sofia, Sofia-Moscow.
- SCHWEIGER, O., SETTELE, J., KUDRNA, O., KLOTZ, S., KÜHN, I., 2008. Climate change can cause spatial mismatch of trophically interacting species. *Ecology* 89: 3472–3479.
- SELMAN, P., 2009. Planning for landscape multifunctionality. *Sustainability: Science, Practice, & Policy* 5: 45–52.
- SEPPELT, R., KÜHN, I., KLOTZ, S., FRANK, K., SCHLOTER, M., AUGÉ, H., KABISCH, S., GOERG, C., JAX, K., 2009. Land Use Options – Strategies and Adaptation to Global Change *Terrestrial Environmental Research. Gaia-Ecological Perspectives for Science and Society* 18: 77–80.
- SKEATE, E. R., PERROW, M.R., GILROY, J.J., 2012. Likely effects of construction of Scroby Sands offshore wind farm on a mixed population of harbour Phoca vitulina and grey Halichoerus grypus seals. *Marine Pollution Bulletin* 64: 872–881.
- SPANGENBERG, J.H., BONDEAU, A., CARTER, T.R., FRONZEK, S., JAEGER, J., JYLHÄ, K., KÜHN, I., OMANN, I., PAUL, A., REGINSTER, I., ROUNSEVELL, M., SCHWEIGER, O., STOCKER, A., SYKES, M.T., SETTELE, J., 2012. Scenarios for investigating risks to biodiversity. *Global Ecology and Biogeography* 21: 5–18.
- SPRÖTGE, M., SINNING, F., REICHENBACH, M., 2004. Zum naturschutzfachlichen Umgang mit Vögeln und Fledermäusen in der Windenergieplanung. In: BUND (Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland) (Hrsg.) *Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz*: 281–292. BUND, Bremen.
- SRU – SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN, 2012. Medienübergreifendes Monitoring. In: SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (Hrsg.) *Umweltgutachten 2012. Verantwortung in einer begrenzten Welt*: 239–364. Erich Schmidt, Berlin.
- SRU – SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN, 2011. Wege zur 100 % erneuerbaren Stromversorgung. Sondergutachten. Erich Schmidt, Berlin.
- SUCHROW, S., POHLMANN, N., STOCK, M., JENSEN, K., 2012. Long-term surface elevation changes in German North Sea salt marshes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 98 (2012) 71e83.

- TEEB, 2010. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB. Download 14.10.2014 (<http://www.teebweb.org/our-publications/teeb-study-reports/synthesis-report/>)
- THOMAS, C.D., GILLINGHAM, P.K., BRADBURY, R.B., ROY, D.B., ANDERSON, B.J., BAXTER, J.M., BOURN, N.A.D., CRICK, H.Q.P., FINDON, R.A., FOX, R., HODGSON, J.A., HOLT, A.R., MORECROFT, M.D., O'HANLON, N.J., OLIVER, T.H., PEARCE-HIGGINS, J.W., PROCTER, D.A., THOMAS, J.A., WALKER, K.J., WALMSLEY, C.A., WILSON, R.J., HILL, J.K., 2012. Protected areas facilitate species' range expansions. PNAS, 109, 14063–14068.
- THRÄN, D., EDEL, M., PEIFER, J. PONITKA, J., RODE, M., KNIPSEL, S., 2011. DBFZ Report Nr. 4, Identifizierung strategischer Hemmnisse und Entwicklung von Lösungsansätzen zur Reduzierung der Nutzungskonkurrenzen beim weiteren Ausbau der Biomassenutzung. Fischer Druck, Leipzig.
- TOCKNER, K., STANFORD, J.A., 2002. Riverine floodplains: present state and future trends. Environmental Conservation 29: 308–330.
- TRAUTMANN, S., LÖTTERS, S., OTT, J. BUSE, J., FILZ, K., RÖDDER, D., WAGNER, N., JAESCHKE, A., SCHULTE, U., VEITH, M., GRIEBELER, E.-M., BÖHNING-GAESE, K., 2012. Auswirkungen auf geschützte und schutzwürdige Arten. In: Mosbrugger, V., Brasseur, G., Schaller, M., Stribrny, B. (Hrsg.) Klimawandel und Biodiversität. Folgen für Deutschland: 260–289. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt.
- TURNER, W.R., OPPENHEIMER, M., WILCOVE, D.S., 2009. A force to fight global warming. Nature 462: 278–279.
- UBA – UMWELTBUNDESAMT, 2012a. Globale Landflächen und Biomasse nachhaltig und ressourcenschonend nutzen. UBA, Dessau-Rosslau.
- UBA – UMWELTBUNDESAMT, 2012b. Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen seit 1990.
- VAN STAPPEN, F., BROSE, I., SCHENKEL, Y., 2011. Direct and indirect land use changes issues in European sustainability initiatives: State-of-the-art, open issues and future developments. Biomass and Bioenergy 35: 4824–4834.
- VAN SWAAY, C.A.M., HARPKE, A., VAN STRIEN, A., FONTAINE, B., STEFANESCU, C., ROY, D., MAES, D., KÜHN, E., ÖUNAP, E., REGAN, E.C., ŠVITRA, G., HELIÖLÄ, J., SETTELE, J., MUSCHE, M., WARREN, M.S., PLATTNER, M., KUUSAAARI, M., CORNISH, N., SCHWEIGER, O., FELDMANN, R., JULLIARD, R., VEROVNIK, R., ROTH, T., BRERETON, T., DEVICTOR, V., 2010. The impact of climate change on butterfly communities 1990–2009. Butterfly Conservation Europe & De Vlinderstichting, Wageningen.
- VISSER, M.E., PERDECK, A.C., VAN BALEN, J.H., BOTH, C., 2009. Climate change leads to decreasing bird migration distances. Global Change Biology 15: 1859–1865.
- VISSER, M.E., HOLLEMAN, L.J.M., 2001. Warmer springs disrupt the synchrony of oak and winter moth phenology. Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences 268: 289–294.
- VOHLAND, K., BADECK, F., WROBEL, M., 2013a. Klimawandel in Schutzgebieten. In: Vohland, K., Badeck, F., Böhning-Gaese, K., Ellwanger, G., Hanspach, J., Ibisch, P.L., Klotz, S., Kreft, S., Kühn, I., Schröder, E., Trautmann, S., Cramer, W. (Hrsg.) Schutzgebiete Deutschlands im Klimawandel – Risiken und Handlungsoptionen: 71–86. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- VOHLAND, K., BÖHNING-GAESE, K., ELLWANGER, G., HANSPACH, J., IBISCH, P.L., KLOTZ, S., KREFT, S., KÜHN, I., SCHRÖDER, E., 2013b. Schutzgebiete als Inseln im Klimastress? – Einleitung und Projektbeschreibung. In: Vohland, K., Badeck, F., Böhning-Gaese, K., Ellwanger, G., Hanspach, J., Ibisch, P.L., Klotz, S., Kreft, S., Kühn, I., Schröder, E., Trautmann, S., Cramer, W. (Hrsg.) Schutzgebiete Deutschlands im Klimawandel – Risiken und Handlungsoptionen: 71–86. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- VOHLAND, K., ESSL, F., ELLWANGER, G., HANSPACH, J., KÜHN, I., SSYMANK, A., SCHRÖDER, E., 2013c. Können Schutzgebiete ihre Schutzgüter verlieren. In: Essl, F., Rabitsch, W. (Hrsg.) Biodiversität und Klimawandel: Auswirkungen und Handlungsoptionen für den Naturschutz in Mitteleuropa: 293–302. Springer, Berlin, Heidelberg.
- 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., Stribrny, B. (Hrsg.) Klimawandel und Biodiversität – Folgen für Deutschland: 343–371. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt.
- VOHLAND, K., BADECK, F., BÖHNING-GAESE, K., HANSPACH, J., KLOTZ, S., KÜHN, I., LAUBE, I., SCHWAGER, M., TRAUTMANN, S., CRAMER, W., 2011. Schutzgebiete im Klimawandel – Risiken für Schutzgüter. Natur und Landschaft 5: 204–213.
- VOHLAND, K., RANNOW, S., STAGL, J., 2014. Modeling Climate Change – Benefits and limitations for conservation management. In: Neubert, M., Rannow S. (Hrsg.) Managing protected areas in Central and Eastern Europe under climate change. 63–76. Springer, Dresden.

- VON HAAREN, C., GALLER, C., OTT, S., 2007. Landschaftsplanung – Grundlage vorsorgenden Handelns. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- VON HAAREN, C., RODE, M.V., 2010. Potentiale und Grenzen multifunktionaler Landnutzung am Beispiel Hannover-Kronsberg. In: Harth, A., Scheller, G. (Hrsg.) Soziologie in der Stadt- und Freiraumplanung – Analysen, Bedeutung und Perspektiven: 381–391. Verlag für Sozialwissenschaften, Wiesbaden.
- WALTHER, G.-R., ROQUES, A., HULME, P.-E., SYKES, M.T., PYŠEK, P., KÜHN, I., ZOBEL, M. AND MEMBERS OF THE ALARM CLIMATE CHANGE – BIOLOGICAL INVASIONS WORKING GROUP (BACHER, S., BOTTA-DUKÁT, Z., BUGMANN, H., CZÚCZ, B., DAUBER, J., HICKLER, T., JAROŠÍK, V., KENIS, M., KLOTZ, S., MINCHIN, D., MOORA, M., NENTWIG, W., OTT, J., PANOV, V.E., REINEKING, B., ROBINET, C., SEMENCHENKO, V., SOLARZ, W., THUILLER, W., VILÀ, M., VOHLAND, K., SETTELE, J.), 2009. Alien species in a warmer world – risks and opportunities. Trends in Ecology & Evolution 23: 686–693.
- WALTHER, G.R., BURGA, C.A., EDWARDS, P.J., 2001. "Fingerprints" of Climate Change – Adapted behaviour and shifting species ranges. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York / London.
- WBGU – WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT DER BUNDESREGIERUNG GLOBALE UMWELTVERÄNDERUNGEN, 2006. Die Zukunft der Meere – zu warm, zu hoch, zu sauer. WBGU, Berlin.
- WEISSE, R., 2011. Das Klima der Region und mögliche Änderungen in der Deutschen Bucht. In: von Storch, H., Claussen, M., und Klima-Campus Autoren Team (Hrsg.) Klimabericht für die Metropolregion Hamburg: 91–119. Springer, Berlin, Heidelberg.
- WIEMERS, M., MUSCHE, M., STRIESE, M., KÜHN, I., WINTER, M., DENNER, M., 2014. Naturschutzfachliches Monitoring Klimawandel und Biodiversität Teil 2: Weiterentwicklung des Monitoringkonzeptes und Auswertung ausgewählter vorhandener Daten. Schriftenreihe des LfULG Heft 25/2013.
- WIENEKE, S., PRATI, D., BRANDL, R., STÖCKLIN, J., AUGÉ, H., 2004. Genetic variation in *Sanguisorba minor* after 6 years in situ selection under elevated CO₂. Global Change Biology 10: 1389–1401.
- WILHELMSSON, D., MALM, T., 2008. Fouling assemblages on offshore wind power plants and adjacent substrata. Estuarine, Coastal and Shelf Science 79: 459–466.
- WILHELMSSON, D., MALM, T., ÖHMAN, M.C., 2006. The influence of offshore windpower on demersal fish. ICES Journal of Marine Science 63: 775–784.
- WILKE, C., BACHMANN, J., HAGE, G., HEILAND, S., 2011. Planungs- und Managementstrategien des Naturschutzes im Lichte des Klimawandels. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- WILLIAMSON, M.H., 1996. Biological Invasions. Chapman & Hall, London.
- WRI – WORLD RESOURCES INSTITUTE, 2012. Climate Analysis Indicators Tool (CAIT) version 9.o. WRI, Washington, D.C.
- WWF DEUTSCHLAND (HRSG.), 2007. Die mögliche Wirkung des Klimawandels auf Wassertemperaturen von Fließgewässern. Erläuterungsbericht. Frankfurt am Main Download 07.03.2015, http://www.wwf.de/fileadmin/fm-wwf/Publikationen-PDF/Wirkung_des_Klimawandels_auf_Wassertemperaturen_von_Fliessgewaessern.pdf

4

LANDWIRTSCHAFT:
EMISSIONEN REDUZIEREN,
GRÜNLANDUMBRUCH
VERMEIDEN UND BIOENERGIE
UMWELTFREUNDLICH NUTZEN

KOORDINIERENDER AUTOR

BERNHARD OSTERBURG

AUTORINNEN UND AUTOREN

JOCHEN KANTELHARDT, HORST LIEBERSBACH, BETTINA MATZDORF,
MICHAELA REUTTER, NORBERT RÖDER, LENA SCHALLER

GUTACHTER

OLAF CHRISTEN, ULRICH HAMPICKE

4.1	Einleitung	101
4.1.1	Die Rolle der Landwirtschaft in der Klimapolitik	101
4.1.2	Landwirtschaft und Ökosystemleistungen	102
4.2	Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft	104
4.2.1	Quellgruppe Landwirtschaft	105
4.2.2	Quellgruppe Landnutzung und Landnutzungswandel	105
4.2.3	Vor- und nachgelagerte Sektoren	105
4.3	Überlegungen zur ökonomischen Bewertung von Klimaschutzmaßnahmen	106
4.4	Wirkungen von Klimaschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft	
	auf Ökosysteme	107
4.4.1	Grünlanderhaltung	107
4.4.2	Intensivierung, Extensivierung und Steigerung der Ressourceneffizienz	110
4.4.3	Energetische Nutzung landwirtschaftlich erzeugter Biomasse	113
4.5	Anpassung an den Klimawandel	115
4.5.1	Klimawandel und Extremwetterereignisse: ein Problem für die Landwirtschaft?	115
4.5.2	Reaktionsmöglichkeiten der Landwirtschaft	116
	Literatur	117

KERNAUSSAGEN

- Die Landwirtschaft ist ein Verursacher von Treibhausgas (THG)-Emissionen mit einem Anteil von ca. 11% der für Deutschland berichteten Treibhausgasemissionen (2010) und ist gleichzeitig vom Klimawandel betroffen. Im Vergleich zur Forstwirtschaft bestehen aber bessere Voraussetzungen, sich kurzfristig durch Änderungen des jährlichen Anbauprogramms an klimatische Veränderungen anzupassen.
- Ein Indikator für die Bewertung von Klimaschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft ist die produktbezogene Belastung mit THG-Emissionen. Extensive Produktionsformen verursachen flächenbezogen zwar weniger THG-Emissionen, benötigen für die gleiche Produktmenge aber auch mehr Fläche. Unter Klimaschutzaspekten schneiden sie deshalb nicht immer besser ab als intensive, aber ressourceneffiziente Produktionsformen. Aus Sicht des Klimaschutzes ist also eine hohe Flächen- und Ressourcenproduktivität (z. B. bzgl. der eingesetzten Düngemittel) anzustreben. Dies steht einer stärkeren Integration von Ökosystemleistungen (ÖSL) in eine multifunktionale, extensivere Landnutzung entgegen.
- Synergien zwischen Klimaschutz und anderen Umweltzielen können durch eine Optimierung der Stickstoffdüngung erreicht werden. Dadurch würden die Lachgasemissionen gesenkt und gleichzeitig die flächendeckenden Belastungen der Biosphäre durch reaktive Stickstoffverbindungen abgebaut. Auch die Produktion bestimmter Energiepflanzen kann positive Effekte auf Wasser, Boden, Biodiversität und Landschaft haben. Schließlich ist die Erhaltung von kohlenstoffreichen Grünlandböden ein Beitrag zum Klimaschutz und trägt zur Erhaltung der an Grünland gebundenen Biodiversität bei. Die Grünlandnutzung durch Wiederkäuer, vor allem Rinder, ist mit hohen Treibhausgasemissionen aus der Verdauung verbunden. Daher ist die Aufrechterhaltung der Grünlandnutzung in Hinblick auf Klimaschutzziele nicht frei von Widersprüchen.
- Im Rahmen der Förderung von Bioenergie aus der Landwirtschaft werden derzeit vor allem einjährige Energiepflanzen mit hohem Düngungsniveau begünstigt (z. B. Raps und Mais). Die Produktion von Biotreibstoffen und Biogas aus Kulturpflanzen ist nicht nur mit höheren Umweltbelastungen verbunden, sondern weist im Vergleich zur Nutzung von Holzbiomasse weitaus höhere CO₂-Vermeidungskosten auf.
- Die Landwirtschaft kann sich aufgrund der jährlich veränderbaren Anbauentscheidungen vergleichsweise kurzfristig an den Klimawandel anpassen. Viele Anpassungsmaßnahmen im Bereich des Pflanzenbaus und der Bodenbearbeitung können positive Effekte auf den Biodiversitäts- und Ressourcenschutz haben, beispielsweise wenn eine dauerhafte Bodenbedeckung angestrebt wird.

4.1 EINLEITUNG

4.1.1 Die Rolle der Landwirtschaft in der Klimapolitik

Die Landwirtschaft trägt durch die mit ihr verbundenen THG-Emissionen zum Klimawandel bei und ist zugleich selbst von den Folgen des Klimawandels besonders betroffen. Darüber hinaus weist sie durch die Bindung von Kohlenstoff aus der Luft auch Potentiale auf, zur Lösung des Klimaproblems beizutragen. Als wichtigster Flächennutzer – ca. 50% der Gesamtfläche Deutschlands sind landwirtschaftlich bewirtschaftet – hat die Landwirtschaft einen hohen Einfluss auf die Landnutzung und davon abhängige, klimarelevante Funktionen. Die »Landwirtschaft« wird im Folgenden

als Quellgruppe für THG-Emissionen und als wirtschaftliche Aktivität betrachtet, die wiederum Einfluss auf Ökosysteme und die mit diesen verbundenen Leistungen ausübt.

Im Jahr 2010 hatte die Landwirtschaft mit 105 Mio. t CO₂-Äq einen Anteil von 11% an den gesamten, für Deutschland berichteten THG-Emissionen (UBA, 2011). Davon entfielen 67,5 Mio. t CO₂-Äq auf Emissionen von Methan und Lachgas, die unmittelbar mit dem Pflanzenbau und der Tierhaltung in Verbindung stehen und in der »Quellgruppe 4, Landwirtschaft« zusammengefasst werden. Weitere 37,5 t CO₂-Äq sind auf die Nutzung von organischen Böden und die Umwandlung von Grünland in Ackerland zurückzuführen. Diese

werden in der »Quellgruppe 5, Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft« (LULUCF) berichtet. Darüber hinaus verursacht die Landwirtschaft weitere, vor allem indirekte Emissionen, die durch die Bereitstellung von Vorleistungen wie Mineraldünger oder Importfuttermittel entstehen. Die THG-Emissionen werden mithilfe international vereinbarter Berechnungs- und Schätzmethode ermittelt. Die absolute Höhe der so berechneten Methan- und insbesondere der Lachgasemissionen aus der Landwirtschaft ist mit großen Unsicherheiten behaftet, weshalb diese Zahlen und ihr Anteil an den Gesamtemissionen mit entsprechender Vorsicht zu interpretieren sind (vgl. Kapitel 4.3). Über die Entwicklungstrends der Emissionen lassen sich hingegen auf Grundlage statistischer Zeitreihendaten über die Tierhaltung, Bodennutzung und Düngung belastbare Aussagen ableiten.

In der deutschen Klimaschutzpolitik spielt die Landwirtschaft bisher eine untergeordnete Rolle. Die Methan- und Lachgasemissionen der Quellgruppe Landwirtschaft werden trotz der genannten Unsicherheiten über deren absolute Höhe auf die im Kyoto-Protokoll vereinbarten Minderungsverpflichtungen angerechnet. Allerdings fehlt eine mit quantitativen Zielen verbundene THG-Minderungsstrategie für den Agrarsektor¹. Beispielsweise beinhalten die Meseberger Beschlüsse zum Integrierten Energie- und Klimaprogramm der Bundesregierung (BMW und BMU, 2007) zwar eine Maßnahme zur Energieeinsparung im Land- und Gartenbau, Vorschläge zur Reduzierung der Methan- und Lachgasemissionen fehlen jedoch. Im Gegensatz dazu sind die Strategien zur Förderung der Bioenergie wesentlich weiter entwickelt. Diese zielen auf THG-Minderungen im Energiesektor ab, können jedoch erhöhte produktionsbedingte Emissionen im Bereich Landwirtschaft und Landnutzung zur Folge haben. Die Anrechnung der THG-Emissionen aus landwirtschaftlichen Flächen in der Quellgruppe LULUCF auf die Kyoto-Ziele ist freiwillig. Hiervon wurde in Deutschland bisher kein Gebrauch gemacht. Auch dies ist ein Hinweis auf die bisher noch geringe Einbindung von Landwirtschaft und Landnutzung in die deutsche Klimaschutzpolitik.

Mittelfristig ist aber damit zu rechnen, dass auch vom Agrarsektor verstärkte Klimaschutzanstrengungen erwartet werden. Dies zeigen die Kommissionsvorschläge zur nächsten Agrarreform vom Herbst 2011 (Europäische Kommission, 2011a), die eine stärkere Integration von Klimaschutzzielen in die Gemeinsame Agrarpolitik der Europäischen Union anstreben, genauso wie der Fahrplan für den Übergang zu einer wettbewerbsfähigen CO₂-armen Wirtschaft bis 2050, der ehrgeizige THG-Minderungsziele auch für die EU-Landwirtschaft formuliert (Europäische Kommission, 2011b). Demnach sollen die Emissionen der Landwirtschaft bis zum Jahr 2050 gegenüber 1990 um 42–49 % reduziert werden.

4.1.2 Landwirtschaft und Ökosystemleistungen

Landwirtschaftlich genutzte Landschaften sind stark durch den Menschen geprägte Ökosysteme, die zudem in Abhängigkeit von gesellschaftlichen, technischen und ökonomischen Entwicklungen starken Veränderungen unterworfen sind. In landwirtschaftlich genutzten Landschaften steht die Produktion von Nahrungsmitteln und nachwachsenden Rohstoffen im Vordergrund, wobei die Landwirtschaft sowohl positive als auch negative Einflüsse auf die potentiellen ÖSL dieser Landschaften ausübt.

Die Landwirtschaft ist Nutznießer von ÖSL wie vor allem der natürlichen Bodenfruchtbarkeit und der Bestäubung. Weitere Beispiele sind die Stickstofffixierung durch Leguminosen und die natürliche Schädlingsregulation. Darüber hinaus fördert die Landwirtschaft die Bereitstellung bestimmter ÖSL. So sind Landwirte bestrebt, die Bodenfruchtbarkeit zu erhalten und zu erhöhen. Auch die unter Landwirtschaftsflächen gegenüber Wald höhere Grundwasserneubildung, die Erhaltung der Kulturlandschaft mit ihrer Erholungsfunktion und kulturellen Werten sowie die Schaffung und Erhaltung von Lebensräumen für Arten der Offenlandschaft (»Erhaltung durch Nutzung«) sind zu nennen. Grünland spielt als halbnatürlicher Lebensraum², Kohlenstoffsенke und Beitrag zum Wasser- und Bodenschutz eine besonders wichtige Rolle bei der aktiven Bereitstellung von ÖSL durch die Landwirtschaft.

¹ Das nach Fertigstellung dieses Textes im Dezember 2014 vom Bundeskabinett beschlossene Aktionsprogramm Klimaschutz 2020 enthält u.a. Klimaschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft: Novelle der Düngeverordnung, Erhöhung des Flächenanteils des ökologischen Landbaus, Grünlanderhaltung und Schutz von Moorböden.

² In Mitteleuropa wäre Grünland ohne menschlichen Einfluss auf wenige Sonderstandorte wie Salzwiesen und Almen beschränkt. Wald als die dominierende, natürliche Vegetation wurde erst durch menschliche Nutzung zurückgedrängt. Bei Grünland mit hoher Vielfalt an Pflanzen- und Tierarten spricht man dennoch von einem »halbnatürlichen«, vom Menschen nur mäßig beeinflussten Lebensraum (vgl. Kapitel 4.4 Grünlanderhaltung). In der Ökologie wird der menschliche Einfluss auf die natürliche Vegetation in sogenannten Hemerobiestufen gemessen. Halbnatürliche Lebensräume werden als mesohemerob oder semihemerob bezeichnet. Dies entspricht einer mittleren Stellung auf einer Skala zwischen ahemerob (natürlich) bis polyhemerob (naturfern) (Kovarik, 2006).

INFOBOX 4.1

Kuppelprodukte, externe Effekte, Multifunktionalität, öffentliche Güter – Einordnung von in der Agrarökonomie und Agrarpolitik verwendeten Begriffen

In der Agrarökonomie und Agrarpolitik werden Begrifflichkeiten zur Beschreibung der Zusammenhänge von Landwirtschaft und Umwelt verwendet, die Ähnlichkeiten mit dem Konzept der ÖSL aufweisen, wobei aber die Wirkungen menschlicher Tätigkeit auf die Umwelt im Mittelpunkt stehen.

Unter **Kuppelprodukten** (»joint products«) werden Produkte verstanden, deren Produktion sich gegenseitig technisch bedingt. Im landwirtschaftlichen Zusammenhang sind dies zum Beispiel Milch und Fleisch, aber auch sogenannte Nebeneffekte der landwirtschaftlichen Produktion, wie die Bereitstellung von Kulturlandschaft oder von Lebensräumen für Tiere und Pflanzen der Agrarlandschaft (OECD, 2001).

Umweltveränderungen, die andere betreffen als das Unternehmen, das diese Effekte durch seine Produktionstätigkeit auslöst, und die keiner Marktregulierung unterliegen, werden als externe Effekte bezeichnet. Dabei kann es sich um positive, die gesellschaftliche Wohlfahrt mehrende oder negative, die Wohlfahrt vermindern **externe Effekte** handeln. Eine »Internalisierung« externer Effekte erfolgt durch die Bewertung und Bezahlung am Markt oder mithilfe staatlicher, marktnaher Mechanismen. So werden positive externe Effekte der Landwirtschaft wie z. B. die Erhaltung der Kulturlandschaft über öffentliche Zahlungen honoriert. Eine Internalisierung negativer externer Effekte kann beispielsweise über die Einführung von Umweltafgaben erfolgen. Rechtliche Verbote und Auflagen können bewirken, dass negative externe Effekte wie beispielsweise Luft- und Wasserverschmutzung gar nicht erst eintreten. In diesem Fall tragen die landwirtschaftlichen Unternehmen nach dem Verursacherprinzip die Kosten der Luft- und Wasserreinigung (Bromley, 1997).

Unter **Multifunktionalität** der Landwirtschaft wird die Bereitstellung verschiedener Outputs verstanden, von Nahrungsmitteln und nachwachsenden Rohstoffen über ländliche Beschäftigung bis hin zu Wirkungen auf unterschiedliche Umweltmedien, Landschaft und Biodiversität (OECD, 2001; vgl. auch Van Huylbrook und Durand, 2003; Wüstemann, 2007). In der Definition der OECD (2001) werden auch negativ bewertete Umweltwirkungen als »Output« genannt. Eine zentrale Frage ist, ob die Bereitstellung von Umweltgütern durch eine multifunktionale Landwirtschaft im Vergleich zu einer von der

landwirtschaftlichen Produktion unabhängigen Bereitstellung effizienter ist. In Deutschland wird diese Frage unter den Stichworten »Integration« oder »Segregation« diskutiert (vgl. z. B. Hampicke, 1991), also der Frage, inwieweit Naturschutzziele in die landwirtschaftliche Flächennutzung integriert oder räumlich von dieser getrennt realisiert werden sollen. Auch aktuell gibt es in der Wissenschaft eine Kontroverse darüber, ob Naturschutzziele in der Agrarlandschaft verbindlich und flächendeckend (so der SRU, 2009) oder stärker konzentriert auf Regionen mit ungünstigeren landwirtschaftlichen Produktionsbedingungen verfolgt werden sollen (so der Wissenschaftliche Beirat Agrarpolitik, 2010).

Öffentliche Güter zeichnen sich durch Nicht-Ausschließbarkeit und Nicht-Rivalität des Konsums aus. Beispielsweise können Menschen nicht oder nur schwer vom Anblick einer Landschaft ausgeschlossen werden, und bis zum Erreichen einer sehr hohen Besucherzahl besteht keine Rivalität zwischen den Nutznießern. Aufgrund dieser Eigenschaften werden öffentliche Güter nicht über den Markt bewertet und gehandelt. Soweit das Güterangebot aufgrund dieses Marktversagens im Verhältnis zur Nachfrage zu knapp ausfällt, gilt ein politisches Eingreifen als gerechtfertigt, z. B. über Transferzahlungen für Umweltleistungen (Cooper et al., 2009). Als öffentliche Güter, die durch die Landwirtschaft bereitgestellt werden, werden in den Studien von Cooper et al. (2009) und Hart et al. (2011) Umweltgüter (Biodiversität, Wasserqualität und -verfügbarkeit, Bodenfunktionen, Luftqualität, Klimaschutz, Schutz vor Hochwasser und Feuer), Kulturlandschaft, ländliche Entwicklung, Tierschutz und Ernährungssicherung genannt.

Die Multifunktionalität der Landwirtschaft und die durch die Landwirtschaft bereitgestellten öffentlichen Güter sind Konzepte, die im Kontext der agrarpolitischen Diskussion die positiven Leistungen der Landwirtschaft in den Mittelpunkt stellen. Ob die Minderung von THG-Emissionen aus der Landwirtschaft und Landnutzung jedoch als Leistung angesehen werden soll oder als eine nach dem Verursacherprinzip von den Unternehmen umzusetzende Verpflichtung, steht nicht von vornherein fest, sondern ist – im Sinne des Konzepts der externen Effekte – Gegenstand politischer Aushandlungen zur Festlegung von Eigentumsrechten und -pflichten (»property rights«).

Andererseits steht die Landwirtschaft als Verursacher verringerter oder eingeschränkter ÖSL in der Kritik. Die natürliche Vegetationsentwicklung wird zugunsten der landwirtschaftlichen Produktion zurückgedrängt, mit entsprechenden Folgen für die ÖSL naturnäherer Ökosysteme. Um die landwirtschaftliche Produktion zu optimieren, werden Landschaftselemente entfernt, Grünland in Ackerland umgewandelt und Moor- und Auenböden entwässert. Darüber hinaus verursacht die Landwirtschaft Emissionen von reaktiven Stickstoff (N)-Verbindungen, die andere Ökosysteme, z.B. durch Eutrophierung und Versauerung, in ihrer Funktionsweise und Leistungsfähigkeit einschränken. Als weitere, durch die Landwirtschaft verursachte Belastungen sind u.a. Emissionen von Treibhausgasen, Phosphat und Pflanzenschutzmitteln sowie Erosion und Bodenverdichtung von Bedeutung.

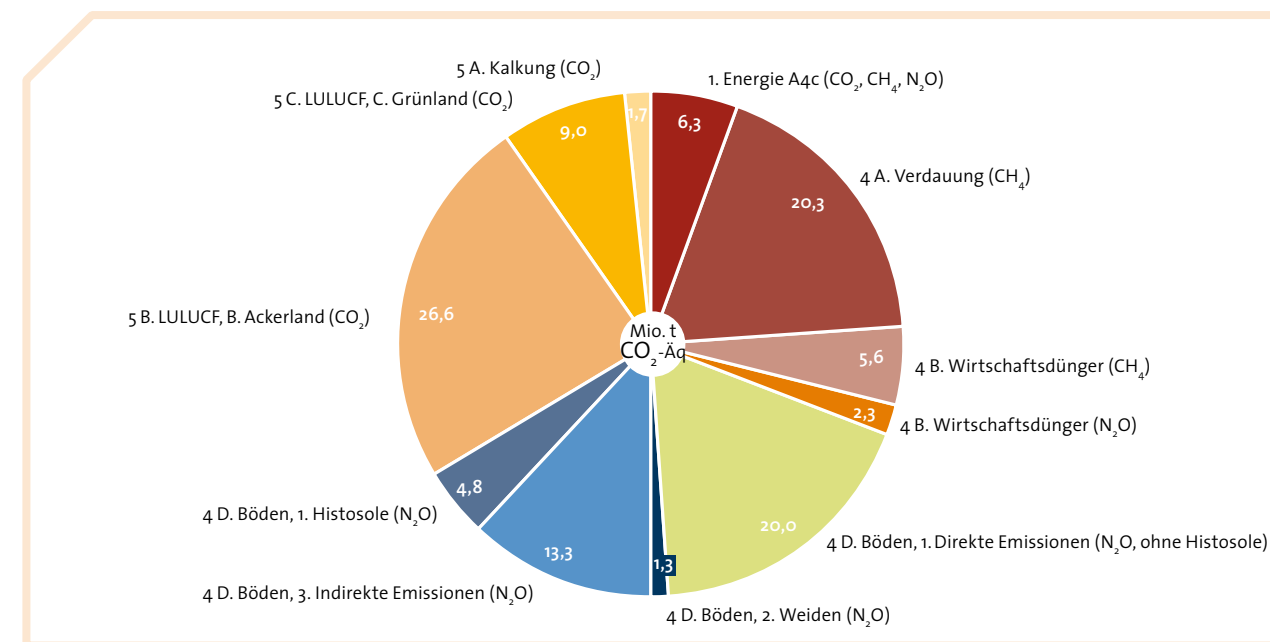
In Hinblick auf den Flächennutzungswandel ist die Landwirtschaft auch als von externen Entwicklungen betroffener Sektor anzusehen. Die Ausdehnung der Siedlungs- und Verkehrsflächen findet in Deutschland vor allem auf Kosten landwirtschaftlich genutzter Ökosysteme statt. Die auf Basis der Liegenschaftskataster erfasste Landwirtschaftsfläche ist zwischen den Jahren 2000 und 2010 jährlich um über 35.000 ha zurückgegangen, das entspricht ca. 0,2 % pro Jahr. In Hinblick auf Klimaschutzziele ist diese Entwicklung

kritisch zu sehen. Zwar kann es durch die Etablierung von Gehölzen auf Siedlungs- und Verkehrsflächen zu einem Aufbau von Kohlenstoffspeichern kommen. Die betroffenen Flächen gehen aber der Nahrungsproduktion verloren, was Landnutzungsänderungen und eine Intensivierung der Produktion auf anderen Flächen nach sich ziehen kann. Beispielsweise wurde in der deutschlandweiten Betrachtung der Verlust an Ackerflächen aufgrund neuer Siedlungs- und Verkehrsflächen seit Mitte der 1990er Jahre durch die Umwandlung von Grünland in Ackerfläche kompensiert. Die Verluste an Landwirtschaftsfläche stellen sich im Saldo somit als Rückgang der Grünlandflächen dar (vgl. Tietz et al., 2012).

4.2 TREIBHAUSGASEMISSIONEN AUS DER LANDWIRTSCHAFT

Im Folgenden werden THG-Emissionen und die Festlegung von Kohlenstoff in der Landwirtschaft sowie durch landwirtschaftliche Landnutzung und Landnutzungsänderungen dargestellt. Als Datengrundlage wird die deutsche Emissionsberichterstattung für das Jahr 2012 herangezogen (UBA, 2011; UBA, 2012; EEA, 2012). Die Berichterstattung unterscheidet verschiedene Quellgruppen. In Quellgruppe 4 (Landwirtschaft) werden Methan- und Lachgasemissionen aus der landwirtschaftlichen Bodennutzung und Tierhaltung berichtet, in Quellgruppe 5 (Landnutzung, Landnutzungs-

ABBILDUNG 4.1 ▶ THG-Emissionen des deutschen Agrarsektors auf Basis der Emissionsberichterstattung in Mio. t CO₂-Äq
(Quelle: UBA, 2011; EEA, 2012). Bezeichnung der Treibhausgasquellen gemäß internationalen Berichtsformaten.



änderung und Forstwirtschaft, LULUCF) werden in erster Linie Emissionen berichtet, die aus dem Auf- und Abbau von Kohlenstoffspeichern im Bereich der Landnutzungen entstehen. Anders als in der Forstwirtschaft wird die Kohlenstofffestlegung in der landwirtschaftlichen Produktion nicht in der Berichterstattung abgebildet, da von einer baldigen Freisetzung der aufgebauten Vorräte durch Verbrauch der erzeugten Agrargüter ausgegangen wird. Abbildung 4.1 gibt einen Überblick über die im Folgenden erläuterten, direkten Emissionen der Landwirtschaft der Quellgruppen 4 und 5 in Höhe von zusammen ca. 105 Mio. t CO₂-Äq (67,5 Mio. t CO₂-Äq in Quellgruppe 4, 37,5 Mio. t CO₂-Äq aus landwirtschaftlicher Nutzung in Quellgruppe 5). Dies entspricht 11 % der gesamten THG-Emissionen in Deutschland. Darüber hinaus werden in Abbildung 4.1 die direkten, energiebedingten Emissionen der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft aus Quellgruppe 1 (Energie) in Höhe von ca. 6,3 Mio. t CO₂-Äq ergänzt.

4.2.1 Quellgruppe Landwirtschaft

Zur Quellgruppe 4 (Landwirtschaft) gehören die verdaunungsbedingten CH₄-Emissionen aus der Tierhaltung, CH₄- und N₂O-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement und N₂O-Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden. Die zuletzt genannte Teilquelle umfasst N₂O-Emissionen aus der Düngung, aus der Umsetzung von Ernterückständen, aus gasförmigen N-Verlusten und N-Austrägen ins Grund- und Oberflächenwasser sowie aus der Mineralisierung von Moorböden. Im Jahr 2010 stammten 29,9 % der Emissionen im Sektor Landwirtschaft aus der Verdauung (20,3 Mio. t CO₂-Äq als CH₄), 8,2 % als CH₄ sowie 3,3 % als N₂O aus dem Wirtschaftsdüngermanagement (zusammen 7,8 Mio. t CO₂-Äq) und 58,5 % als N₂O aus dem N-Eintrag in Böden (39,4 Mio. t CO₂-Äq). Die Rinderhaltung dominiert bei den CH₄-Emissionen aus der Verdauung mit einem Anteil von 95 %, ebenso im Wirtschaftsdüngermanagement mit 74 % der THG-Emissionen (Lagerung von Gülle und Festmist).

4.2.2 Quellgruppe Landnutzung und Landnutzungswandel

Die Emissionen aus der Landnutzungskategorie B. Ackerland betrugen im Jahr 2010 insgesamt 28,5 Mio. t CO₂-Äq, wobei mit 25,1 Mio. t CO₂ der größte Teil aus ackerbaulich genutzten Moorböden stammt. 23,4 Mio. t CO₂ emittierten im Jahr 2010 aus der Ackernutzung auf Moorböden, und zusätzlich 1,7 Mio. t CO₂ nach Umwandlung von anderen Flächennutzungen auf Moorböden in Ackerland. Von der Umwandlung betroffen ist vor allem Grünland. Durch die laufende Ackernutzung auf Mineralböden entstehen der

Emissionsberichterstattung zufolge keine Emissionen. Die Kohlenstoffspeicherung in diesen Ackerböden wird also im deutschlandweiten Durchschnitt als stabil angesehen. Aufgrund der Kalkung landwirtschaftlicher Flächen wurden 1,6 Mio. t CO₂ freigesetzt.

Unter der Landnutzungskategorie C. Grünland wurden im Jahr 2010 Emissionen in Höhe von 9 Mio. t CO₂ freigesetzt. Emissionen aus der Grünlandnutzung auf Moorböden lagen bei 11,2 Mio. t CO₂. Diesen Emissionen stand 2010 die Erhöhung von Kohlenstoffspeicher in Höhe von 2,2 Mio. t CO₂ gegenüber. Diese entsteht vor allem durch Gehölzaufwuchs auf brachgefallenem Ackerland und auf Grünlandflächen.

Die landwirtschaftliche Nutzung von Moorböden als Acker- und Grünland verursachte im Jahr 2010 Emissionen von insgesamt 41 Mio. t CO₂-Äq, dies entspricht 4,3 % der gesamten deutschen THG-Emissionen einschließlich der Quellgruppe LULUCF auf insgesamt nur 8 % der gesamten deutschen Agrarfläche. N₂O-Emissionen aus der Torfzersetzung auf landwirtschaftlich genutzten Moorflächen, die in der Quellgruppe 4 berichtet werden, sind in dieser Summe enthalten. Acker- und Grünlandnutzung von Moorböden stellt somit eine besonders bedeutende Emissionsquelle dar (siehe Kapitel 5).

4.2.3 Vor- und nachgelagerte Sektoren

Der Agrarsektor verursacht durch seine Nachfrage nach Produktionsmitteln wie z.B. Elektrizität, Mineraldünger oder Importfuttermittel weitere indirekte THG-Emissionen, die bei Herstellung und Transport dieser Inputs in den der Landwirtschaft vorgelagerten Sektoren entstehen. Im Falle von importierten Produkten entstehen diese Emissionen vor allem außerhalb von Deutschland und tauchen dementsprechend in den THG-Bilanzen anderer Staaten auf. Bei inländischer Herstellung sind die Emissionen zwar in der deutschen Berichterstattung enthalten, sie werden aber nicht getrennt ausgewiesen.

Weitere energiebedingte Emissionen des Agrar- und Ernährungssektors entstehen durch den Transport, die Verarbeitung, Lagerung und Distribution von Agrarprodukten in den der Landwirtschaft nachgelagerten Sektoren. Die THG-Emissionen, die auf landwirtschaftliche Produktionsmittel, Energieeinsatz, Transport, Verarbeitung und Vermarktung einschließlich Gastronomie zurückzuführen sind, werden von Osterburg et al. (2013) auf gut 50 Mio. t CO₂-Äq geschätzt. Der überwiegende Teil der Emissionen des Agrar- und Ernährungssektors stammt demnach direkt aus der landwirtschaftlichen Produktion und Landnutzung.

Durch die energetische Nutzung landwirtschaftlich erzeugter Biomasse können fossile Energieträger ersetzt werden. Die in der Quellgruppe 1 Energie ausgewiesenen Emissionen fallen aufgrund dieser Substitution geringer aus. Die CO₂-Freisetzung aus der Verbrennung von landwirtschaftlich erzeugter Biomasse wird nicht als THG-Emission berichtet, da sie aus zuvor biologisch gebundenem Kohlenstoff stammt. Durch die Nutzung landwirtschaftlich erzeugter Energiepflanzen einschließlich Importen wurden Schätzung zufolge im Jahr 2010 in Deutschland Emissionen in Höhe von 18,4 Mio. t CO₂-Äq vermieden (Biogas 10,3 Mio. t CO₂-Äq, Kraftstoffe 5,0 Mio. t CO₂-Äq und flüssige Brennstoffe 3,1 Mio. t CO₂-Äq) (BMU, 2011). Dabei dürfte es sich allerdings um eine Überschätzung handeln, denn die Auswirkungen direkter und indirekter Landnutzungsänderungen sind bei diesen Zahlen aufgrund fehlender Daten und Methoden nicht berücksichtigt (Memmler et al., 2009). Die Gesamtwirkung des Ausbaus erneuerbarer Energien wird auch durch unerwünschte Effekte auf die Energiepreise und auf den Handel mit Emissionszertifikaten verringert. So werden preissenkende Effekte beobachtet, die zu einem Anstieg des Energieverbrauchs beitragen. Ferner wirkt der Ausbau der Stromerzeugung aus erneuerbaren Quellen der Verknappung der Emissionsrechte im europäischen Emissionszertifikatehandel entgegen – in anderen Bereichen werden dann entsprechend weniger Emissionen eingespart. Dies ist aber nicht dem Ausbau der erneuerbaren Energien anzulasten, sondern der fehlenden Anpassung der Emissionsrechte.

4.3 ÜBERLEGUNGEN ZUR ÖKONOMISCHEN BEWERTUNG VON KLIMASCHUTZMASSNAHMEN

Bei der Bewertung der Vorzüglichkeit von Klimaschutzmaßnahmen stehen die Vermeidungskosten in € pro t CO₂-Äq und die Minderungspotentiale im Mittelpunkt. Da die THG-Emissionen nur mit sehr hohem Aufwand gemessen werden können, werden diese anhand von Aktivitätsdaten und Standard-Emissionsfaktoren berechnet. Bei den diffusen Methan- und Lachgasemissionen aus der Landwirtschaft handelt es sich dabei nur um Schätzungen, die insbesondere bei Lachgas mit großen Unsicherheiten behaftet sind. Die große Unsicherheit ist mit der Abhängigkeit der Emissionshöhe von zeitlich und räumlich sehr variablen Einflussfaktoren zu erklären, wie der biologischen Aktivität, der Verfügbarkeit von Stickstoff- und Kohlenstoffverbindungen und dem Sauerstoffgehalt im Boden. Beim Aufbau von Kohlenstoffspeichern spielt die Dauerhaftigkeit der Wirkung eine Rolle, da i. d. R. Sättigungseffekte eintreten und der festgelegte Kohlenstoff bei künftigen Landnutzungs- oder Kli-

maänderungen wieder freigesetzt werden kann. Von methodischer und auch politischer Bedeutung ist die Frage, ob Maßnahmenwirkungen in den nationalen THG-Budgets abgebildet werden können, wofür Methoden und Datengrundlagen bereitstehen müssen. Für die Maßnahmenbewertung ist ferner wichtig, wo die Minderungen in den THG-Bilanzen sichtbar werden und ob die Emissionsänderungen einzelnen Maßnahmen zugeordnet werden können (Osterburg et al., 2009).

Klimaschutzmaßnahmen können die Inputnachfrage oder Outputmengen verändern und dadurch marktvermittelte Anpassungen außerhalb des betrachteten Produktions- oder Landnutzungssystems auslösen. Hierunter fallen z. B. indirekte Landnutzungsänderungen wie z. B. die Umwandlung von Naturgebieten in Agrarflächen, die durch steigende Agrarpreise verursacht werden (Searchinger et al., 2008; Gawel und Ludwig, 2011). Die direkte Minderungswirkung einer Maßnahme kann durch solche indirekten Effekte (»leakage«, Smith et al., 2007) vermindert oder aufgehoben werden. Soweit indirekte Effekte nicht vermieden werden können, sollten die Netto-Effekte von Maßnahmen unter Berücksichtigung solcher Nebenwirkungen bewertet werden.

Aus gesellschaftlicher Sicht ergeben sich durch landwirtschaftsbezogene Klimaschutzmaßnahmen zahlreiche Synergien mit anderen Ökosystemleistungen (Smith et al., 2007). Der Nutzen entsteht nicht nur direkt durch die Emissionseinsparung, sondern auch in Hinblick auf andere Ziele, z. B. durch eine Erhaltung und Förderung von Biodiversität, Erosionsschutz, Landschaftsbild und Luftqualität. Ohne die Berücksichtigung solcher Synergien werden die tatsächlichen, gesellschaftlichen THG-Vermeidungskosten von »multifunktionalen« Maßnahmen überschätzt.

Aus Sicht landwirtschaftlicher Betriebe sind Klimaschutzmaßnahmen allerdings oftmals mit Kosten verbunden, die ihnen aufgrund des Öffentlichen-Gut-Charakters dieser Nutzenkategorien nicht ausgeglichen werden. So erfordern Klimaschutzmaßnahmen eine Umorganisationen bestehender landwirtschaftlicher Produktionsverfahren bzw. auch eine Veränderung der gegenwärtigen Flächennutzung (Schaller, in Vorbereitung; Röder und Grützmacher, 2012; Hampicke, 2009) und führen damit zu Einkommensminderungen (z. B. verminderte Naturalerträge, erhöhter Arbeitsaufwand etc.) bzw. zu landwirtschaftlichen Vermögensverlusten (z. B. Minderung des Ertragswertes landwirtschaftlicher Flächen, vgl. Köhne, 2007; zu Flächennutzungskosten (Pacht, Grundrente, Kaufpreise), vgl. Hampicke, 2013).

In der wissenschaftlichen Praxis wird die Höhe der landwirtschaftlichen Einkommensverluste zumeist mithilfe des Deckungsbeitrages bestimmt. Implizit wird damit die Annahme getroffen, dass die Umsetzung der betreffenden Klimaschutzmaßnahme keine Auswirkungen auf die betriebliche Faktorausstattung (Maschinen, Flächen, Gebäude) hat, sodass ausschließlich die Veränderung variabler Kosten und Leistungen zu berücksichtigt ist (Köhne, 2007; Schaller et al., 2012). Da die Fixkosten unverändert bestehen bleiben, errechnen sich mit einem solchen Ansatz verhältnismäßig hohe Kosten. Diese Art der Bewertung ist vor allem dann gerechtfertigt, wenn Klimaschutzmaßnahmen kurzfristig umzusetzen sind. Auf lange Sicht sind jedoch letztendlich alle Produktionsfaktoren als variabel (und damit als potentiell einsparbar) anzusehen, sodass andere Bewertungsansätze zu wählen sind (vgl. dazu auch Röder und Grützmacher, 2012). Eine geeignete Größe ist die Bodenrente, d. h. die Ertragsdifferenz zwischen zwei Flächen gleicher Größe bei gleichem Einsatz an Produktionsfaktoren (Köhne, 2007). Zur pragmatischen Ermittlung eines langfristigen Wertes verwenden viele Studien auch den jeweils in der Untersuchungsregion geltenden, aktuellen Pachtpreis (Schweppe-Kraft und Grunewald, 2013).

Abschließend ist festzuhalten, dass die betrieblichen Auswirkungen landwirtschaftsbezogener Klimaschutzmaßnahmen sehr vielfältig sein können und weit über die in der Literatur im Allgemeinen berücksichtigten Wirkungen hinausreichen können. In Übereinstimmung mit Köhne (2007) ist dementsprechend zu fordern, dass alle Auswirkungen sorgfältig und umfassend zu erfassen sind, um ein vollständiges Bild der Kosten zu erhalten. Des Weiteren ist darauf hinzuweisen, dass Klimaschutzmaßnahmen für den einzelnen Betrieb sehr gravierende Folgen haben können, wenn sie die Entwicklungsmöglichkeiten des Betriebes grundsätzlich beschränken (z. B. durch Einschränkung der Wachstumsmöglichkeiten aufgrund von Extensivierungsvorgaben), bzw. sogar dessen Existenz gefährden (z. B. durch eine umfassende Erfordernis zur Tierbestandsabstockung, Köhne, 2007).

4.4 WIRKUNG VON KLIMASCHUTZMASSNAHMEN IN DER LANDWIRTSCHAFT AUF ÖKOSYSTEME

4.4.1 Grünlanderhaltung

Grünland in Deutschland

Das Grünland in Mitteleuropa ist überwiegend erst durch die menschliche Nutzung entstanden und es hängt bis heute

von dieser Nutzung ab. ÖSL, die von Grünlandflächen erbracht werden, sind daher nur im Zusammenspiel mit der menschlichen Nutzung zu bewerten. Je nach Standort und Nutzung entstanden sehr unterschiedliche Grünlandausprägungen (Dierschke und Briemle, 2002). Die küstennahen Marschen und angrenzende Gebiete mit atlantischem Klima sind Zentrum intensiv genutzter Viehweiden. Weite Bereiche mit Kulturgrasland gibt es zudem in größeren Flussniederungen, soweit sie nur ein mäßig beeinflusstes Wasserregime aufweisen. Zudem wurden in den letzten zwei Jahrhunderten relativ große Anstrengungen zur Nutzarmachung von Moorstandorten unternommen. Nach Schäfer (2009, mit Bezug auf Höper, 2007) ist auf Moorstandorten Grünland mit über 50 % der Fläche die dominierende Nutzung. Auch in den landwirtschaftlichen Ungunstlagen des Mittelgebirges und der Alpen sind landwirtschaftlich prägende Grünlandgebiete zu finden. Eine Grünlandnutzung findet oftmals auf Standorten statt, die für die ackerbauliche Nutzung unter den bisherigen Rahmenbedingungen wenig attraktiv waren.

Aufgrund der veränderten Rahmenbedingungen in der Landwirtschaft inklusive des verstärkten Nutzungsdruckes durch den Anbau von Biomasse für energetische Zwecke stellt aktuell die Umwandlung von Grünland in Ackerland ein relevantes Szenario dar (Lind et al., 2008; Nitsch et al., 2009; Peters et al., 2010). Diesem wird versucht mit verschiedenen Instrumenten entgegen zu wirken (Schramek et al., 2012). Im Folgenden wird dieses Szenario bzgl. seiner klimarelevanten Wirkung betrachtet, einmal für das gesamte Grünland und einmal speziell für das artenreichste, sogenannte High Nature Value (HNV)-Grünland, um die Synergien zwischen Klimaschutz- und Biodiversitätsschutzmaßnahmen in den Fokus zu nehmen.

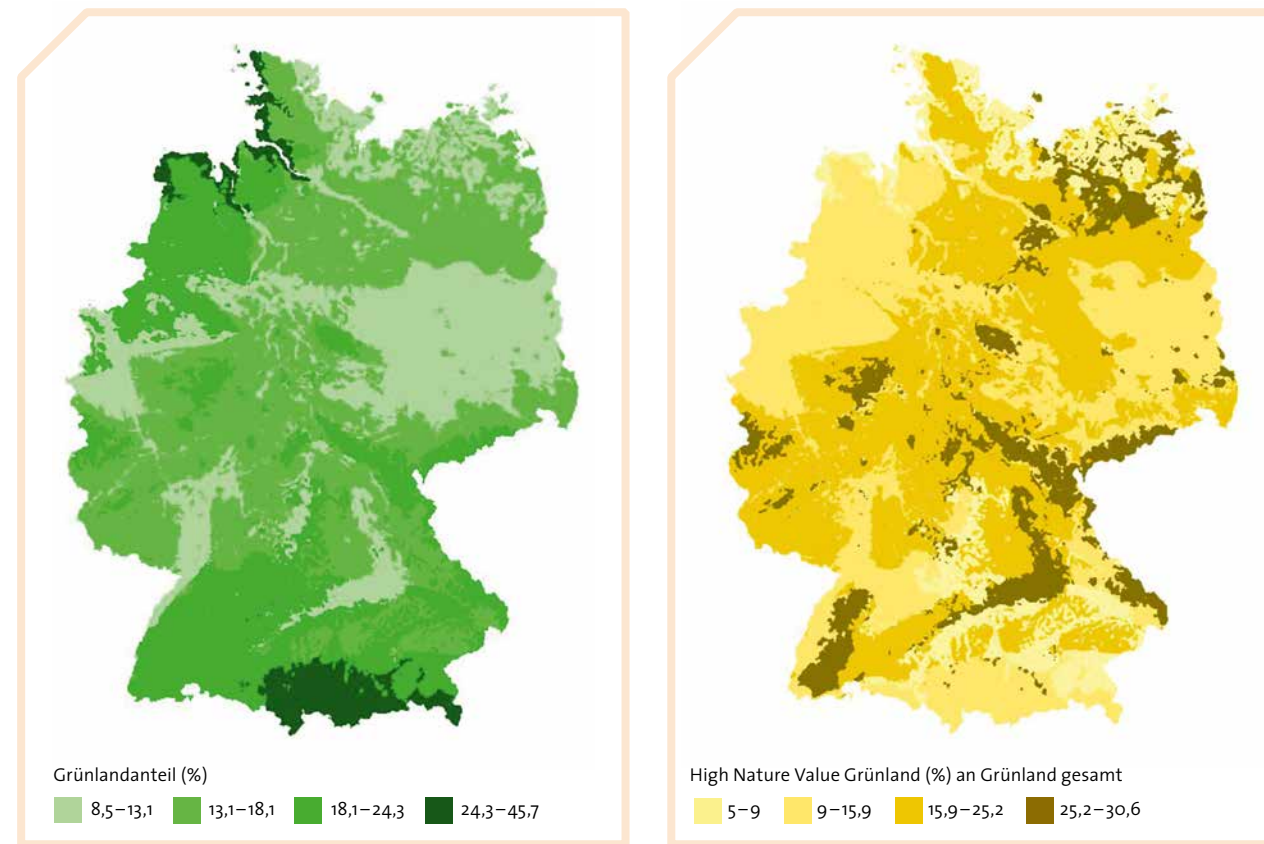
Das für die Biodiversität wertvollste Grünland existiert in Deutschland nur noch in geringem Umfang (vgl. Abbildung 4.2). Im Rahmen einer durch die europäische Agrarpolitik angestoßenen Erfassung der aus Biodiversitätssicht wertvollsten Agrarflächen (High Nature Value (HNV) Farmland) wurde deutschlandweit ein Anteil von etwa 16,8 % HNV-Grünland ermittelt (BfN, 2010). Dies sind gut 1 Mio. ha. Dazu zählen die nach der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie europaweit geschützten Grünland-Lebensräume, wie z. B. die Mageren Flachlandmähwiesen oder Brenndolden-Auenwiesen, aber auch die jeweils regional am besten erhaltenen, artenreichsten Grünlandflächen. Sie beherbergen eine standörtlich charakteristische und an die langfristige, extensive Nutzung angepasste Artenvielfalt und bieten somit die

Grundlage, um eine an die Grünlandnutzung gebundene, gebietstypische Artenvielfalt zu erhalten.

Neben der essenziellen Bedeutung des HNV-Grünlands für den Erhalt der Artenvielfalt können je nach Standort und Nutzung vielfältige andere ÖSL auf diesen Flächen erbracht werden – insbesondere im Vergleich zu einer intensiven Nutzung wie z. B. im Bereich Wasser-, Erosions- und Klimaschutz, aber auch für Tourismus und zur Naherholung (Matzdorf et al., 2010; Reutter und Matzdorf, 2013). Klimarelevant ist dabei insbesondere die Verhinderung einer Freisetzung von CO₂ bei einem veränderten Nutzungsregime wie z. B. bei einer intensiven Ackernutzung.³

ABBILDUNG 4.2 ▶ Prozentualer Grünlandanteil in standort-ökologischen Raumeinheiten.

(Eigene Darstellung auf der Grundlage der standortökologischen Raumgliederung des BfN und des Grünlandumfangs aus ATKIS 2008 (ATKIS = Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem).



CO₂-Freisetzung bei Umwandlung in Ackerland

Anhand einer vereinfachten und leicht veränderten Methodik des Inventarberichts (UBA, 2010) für den Bereich Landnutzungsänderung wurde auf Basis der Bodenübersichtskarte für Deutschland und Landnutzungsdaten eine standortabhängige Freisetzung von CO₂ bei der Umwandlung von Grünland in Ackerland bilanziert (Matzdorf et al., 2010; Reutter und Matzdorf, 2013).

Diese Ergebnisse sind Grundlage, um die Klimawirkung des Grünlanderhalts zu diskutieren und insbesondere die Standortabhängigkeit dieser Wirkung in Deutschland zu verdeutlichen. Mit Blick auf das gesamte Bündel an ÖSL, inklusive der Bedeutung von Flächen für Biodiversität, erfolgt eine besondere Quantifizierung des Klimabeitrages von HNV-Grünland für Deutschland.

ABBILDUNG 4.3 ▶ Prozentualer Anteil an High-Nature-Value-Grünland an der gesamten Grünlandfläche in Deutschlands.

(Quelle: Matzdorf et al., 2010 modifiziert; auf der Grundlage der standortökologischen Raumgliederung des BfN und Angaben zu den Anteilen von HNV-Grünland, BfN, 2010).

In Abhängigkeit der organischen Kohlenstoffvorräte bis 30 cm Tiefe, Rohdichte und Skelettanteilen entsteht bei den mineralischen Böden der Bodenübersichtskarte durch die Umwandlung von Grünland in Ackerland eine CO₂-Freisetzung von minimal 2 t CO₂/ha bis maximal fast 255 t CO₂/ha. Moorböden erreichen mit der angesetzten Methodik bei einer Zeitspanne von 10 Jahren den Maximalwert der mineralischen Böden (255 t CO₂/ha). Zu berücksichtigen ist dabei, dass die Wirkung bei den Moorstandorten auch über den hier angesetzten Zeitraum hinaus anhält.

Mittels räumlicher Analysen wurden flächengewichtete Freisetzungsraten je ha Grünland für verschiedene ökologische Raumeinheiten berechnet (Abbildung 4.4). Die Freisetzungsraten liegen zwischen 88 t CO₂/ha – 187 t CO₂/ha.

ABBILDUNG 4.4 ▶ Standörtliche Unterschiede in der Freisetzung von CO₂ bei der Umwandlung eines Hektars Grünland in Ackerland.

(Quelle: Reutter und Matzdorf, 2013 modifiziert; auf der Grundlage der standortökologischen Raumgliederung des BfN).

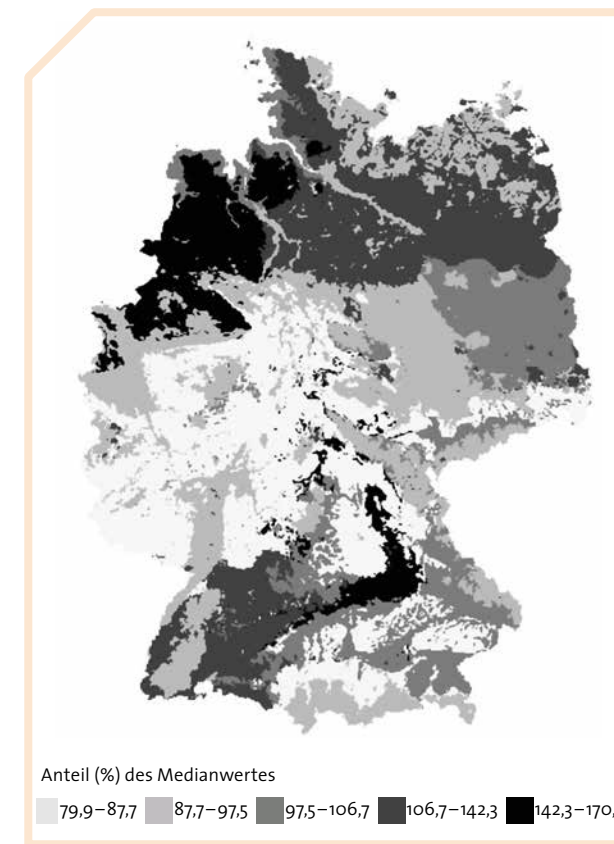


Abbildung 4.4 gibt durch den Bezug zum Median aller Freisetzungsraten einen Überblick zu Standorten mit besonders hohen Freisetzungsraten (dunkle Färbung). Die Übersicht zeigt die hohe Varianz der CO₂-Freisetzung bei der Umwandlung von Grünland in Ackerland aufgrund unterschiedlicher Bodenkohlenstoffgehalte. Damit können Räume in Deutschland identifiziert werden, in denen der Erhalt von Grünland besonders klimarelevant ist.

Die folgende Tabelle 4.1 stellt die potentiellen Gesamtemissionen dar, die bei der vollständigen Umwandlung von Grünland in Ackerland in Deutschland auftreten würden (100%). Die etwa 750 Mio. t CO₂ entsprechen knapp 80 % der gesamten deutschen THG-Emissionen eines Jahres. Neben diesem Wert sind zwei weitere Szenarien dargestellt, bei denen die Hälfte des Grünlandes bzw. 5 % des Grünlandes umgewandelt werden. Die 5 % sind eine aktuell bedeutende Größe, da diese Umwandlungsquote im Rahmen des aktuellen Förder- und Rechtsrahmens prinzipiell möglich ist. Die Werte für diese beiden Szenarien wurden unter der Annahme berechnet, dass in jeder oben angeführten standortökologischen Raumeinheit der gleiche Grünlandanteil umgewandelt werden würde.

Will man die klimarelevanten Emissionen vermeiden, erreicht man die höchsten Klimaeffekte durch eine konsequente Umsetzung der Vorgaben des Bundesnaturschutzgesetzes § 5. Demnach ist ein Grünlandumbruch auf sensiblen Standorten wie Überschwemmungsgebiete, grundwasser-nahe und Moorstandorte nicht zulässig (BGBl, 2013).

Tabelle 4.1 zeigt zudem die Klimaleistung von HNV-Grünland für die verschiedenen Szenarien. Wichtig ist, dass der Erhalt von HNV-Grünland essenziell ist, um die Biodiversitätsziele zu erreichen. Die Biodiversitätsleistung des HNV-Grünlands kann nicht durch andere Maßnahmen kompensiert werden. Die Verhinderung der Freisetzung von CO₂ ist dabei eine zusätzliche Leistung. Ein konsequenter Erhalt von HNV-Grünland würde unter der Annahme, dass ansonsten aktuell mindestens 5 % in Ackerland umgebrochen werden würden, die Freisetzung von 6 Mio. t CO₂ verhindern (Tabelle 4.1).

Die folgende Abbildung 4.5 zeigt, in welchen Regionen die höchsten Klimaeffekte durch den Erhalt des HNV-Grünlands erreicht werden. Auch bei dieser Berechnung wird die im Rahmen der derzeitigen Agrarförderung mögliche Umwandlung von 5 % des Grünlandes zugrunde gelegt.

Die Ergebnisse zeigen, dass mit dem Erhalt von Grünland

³Die Freisetzung von N₂O und CH₄ wird an dieser Stelle nicht berücksichtigt.

TABELLE 4.1 ▶ CO₂-Freisetzung in Abhängigkeit der Szenarien zur Umwandlung des Grünlands in Ackerland.

Anteil des Grünlandes in Deutschland, das in Ackerland umgewandelt wird	Szenario 100 %	Szenario 50 %	Szenario 5 %
Freisetzung CO ₂ (Mio. t)	749	375	37
Freisetzung CO ₂ (Mio. t) durch HNV-Grünland	125	62	6

ein wichtiger Beitrag zum Klimaschutz erreicht wird. Mit dem Erhalt von HNV-Grünland wird zudem ein essentieller Beitrag für den Biodiversitätsschutz geleistet. Dabei muss jedoch auch berücksichtigt werden, dass mit dem Grünland-erhalt auf einigen Standorten und nicht zuletzt bei mög-lichem HNV-Grünland auch ein weiteres potientiell-les Szenario verhindert wird, die Sukzession und damit mittel- und langfristig ein aus Klimasicht positiver Effekt. Nicht zuletzt vor diesem Hintergrund ist es bedeutsam, die gesamten ÖSL inklusive der Biodiversität zu betrachten und darauf aufbauend Landnutzungsentscheidungen zu fällen bzw. mögliche Steuerungsinstrumente zu entwickeln und einzusetzen.

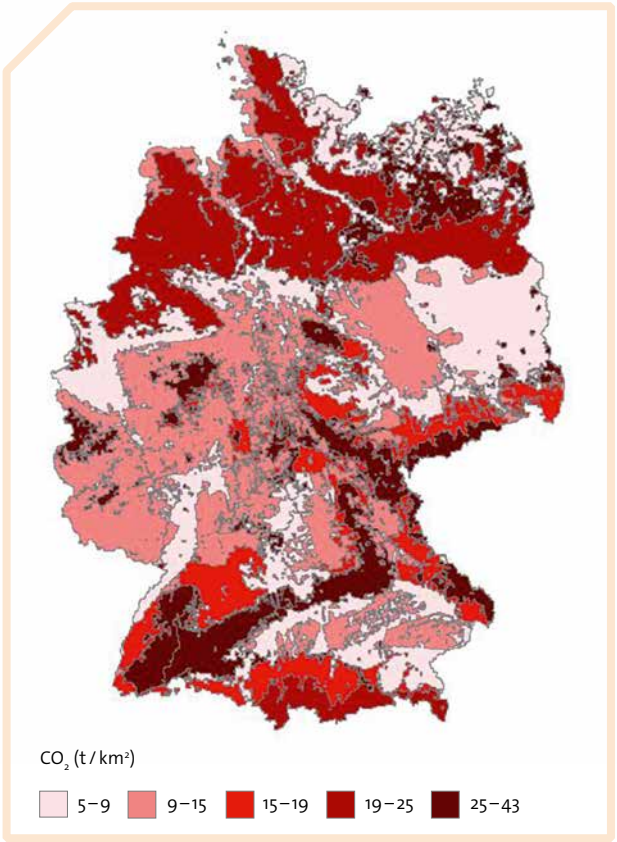
Bei der Bewertung der Klimaschutzwirkungen der Grünland-erhaltung dürfen nicht nur die Wirkungen auf die Kohlenstoffvorräte betrachtet werden. In Deutschland hängt die Grünlanderhaltung vor allem von der Haltung von Wieder-käuern ab. Unter Klimaschutzaspekten müssen die mit der Grünlanderhaltung verbundenen hohen, verdauungsbeding-ten CH₄-Emissionen aus der Rinder- und Schafhaltung be-rücksichtigt werden. Die politische Förderung des Grün-lands in der EU kann zu (weltweit) höheren Tierbeständen und mehr THG-Emissionen führen, als dies ohne Eingriffe in die Agrarmärkte der Fall wäre (Osterburg et al., 2008). Auch dieser Aspekt spricht für eine differenzierte, standortspezi-fische Vorgehensweise bei der Grünlanderhaltung.

4.4.2 Intensivierung, Extensivierung und Steigerung der Ressourceneffizienz

Für den Klimaschutz in der Landwirtschaft ist nicht allein eine Senkung der flächenbezogenen THG-Emissionen von Interesse. Im Mittelpunkt sollte vielmehr eine produktbezo-gene Betrachtung stehen. Bei gleich bleibendem Verbrauch an Agrarprodukten können durch Senkung der produktbe-zogenen Emissionen die kumulierten Klimabelastungen des Bedürfnisfelds Ernährung verringert werden. Dabei sind auch die THG-Emissionen aus Herstellung und Transport von landwirtschaftlichen Vorleistungen wie z.B. Düngemitteln

zu berücksichtigen. Neben einer klimaschonenderen Pro-duktion der am Markt nachgefragten Produkte kann eine Umstellung auf eine klimafreundlichere, veränderte Ernäh-rungsweise, z. B. mit weniger tierischen Produkten und we-niger Lebensmittelverderb, zur Verringerung der mit der Er-nährung verbundenen Klimabelastungen beitragen (Flessa et al., 2012; Hirschfeld et al., 2008).

ABBILDUNG 4.5 ▶ Freisetzung von CO₂ bei der Umwandlung von 5 % des regionalen HNV-Grünlands in Ackerland.
(Quelle: Matzdorf et al., 2010; auf der Grundlage der standort-ökologischen Raumgliederung des BfN).



Eine Extensivierung der Produktion verringert ganz ohne Zweifel die flächenbezogenen THG-Emissionen; ob es dabei aber auch bezüglich der produktbezogenen Belastungen zu Verbesserungen kommt, ist in der Wissenschaft umstritten (Flessa et al., 2012). Eine Extensivierung der landwirtschaft-lichen Produktion, wie sie z. B. im Ökolandbau (siehe dazu auch VO (EG) Nr. 889/2008) praktiziert wird, führt zu einem geringeren Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und Mineral-düngern sowie einem geringerem Tierbesatz pro Fläche (GVE/ha) im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft. Dies ist aus der Sicht des Natur- und Umweltschutzes wün-schenswert (siehe dazu BfN, 2004; NABU, 2013), führt aber auch zum Rückgang der landwirtschaftlichen Produktion (BMELV, 2011; De Ponti et al., 2012; Seufert et al., 2012). Die Ökolandbaubetriebe in Deutschland erreichen im Vergleich zu konventionell wirtschaftenden Betrieben im Durchschnitt um ca. 50 % geringere Getreideerträge (Thünen-Institut für Betriebswirtschaft, 2013). Die Ertrags-abstände fallen in Deutschland höher als in weltweiten Vergleichen (s. Seufert et al., 2012), die auch Standorte mit vergleichsweise niedrigen konventionellen Getreideerträ-gen einbeziehen. Im ökologischen Landbau wird das Pro-duktionspotential für Nahrungsmittel darüber hinaus durch die extensiveren Anbaukulturen begrenzt. Zu nennen sind der verstärkte Anbau ertragsschwächerer Kulturen wie Roggen und Sommergetreide und der für die biologische N-Bindung notwendige Leguminosenanbau wie z. B. Klee.

Für die meisten, im ökologischen Landbau hergestellten Produkte werden im Vergleich zur konventionellen Land-wirtschaft geringere produktbezogene THG-Belastungen ausgewiesen (Flessa et al., 2012; Hirschfeld et al., 2008). Bei diesen Untersuchungen wird die Wirkung des aufgrund ge-ringerer Erträge höheren Flächenanspruchs im ökologi-schen Landbau aber selten berücksichtigt.

Da landwirtschaftliche Flächen nicht unbegrenzt zur Verfü-gung stehen, ergeben sich auch aus Sicht des Klimaschut-zes Opportunitätskosten der Flächennutzung. Beispiels-weise könnte bei hoher Ertragsleistung theoretisch auf der dann nicht benötigten Fläche Wald etabliert werden, mit entsprechendem Nutzen für den Klimaschutz. Wird der damit verbundene Aufbau des Kohlenstoffspeichers dann auf den THG-Bilanzvergleich angerechnet, verschiebt sich die Bewertung deutlich zugunsten intensiver Verfahren mit hoher Flächenproduktivität. Den gleichen Effekt hat die Anrechnung indirekter Landnutzungsänderungen, die extensive Verfahren aufgrund ihrer produktbezogen höhe-ren Flächenansprüche haben. Damit ist nicht gesagt, dass

man auf eine Extensivierung der Landwirtschaft, für die es zahlreiche andere Gründe gibt, grundsätzlich verzich-ten sollte. In Hinblick auf die Klimabilanz des Agrarsektors und die Nettowirkungen unter Berücksichtigung möglicher, globaler Verlagerungseffekte kann eine Extensivierung der landwirtschaftlichen Produktion aber nicht pauschal als ge-eignete Klimaschutzmaßnahmen bewertet werden.

Nachhaltige Intensivierung
Der Begriff »nachhaltige Intensivierung« (Sustainable Intensification) wurde im Jahr 2009 von der Royal Society eingeführt (Garnett und Godfray, 2012; Taube, 2012). Es geht dabei zum einen um die Versorgungssicherheit mit Nahrungsmitteln vor dem Hintergrund zunehmender Ressourcenverknappung und zum anderen um den Erhalt wesentlicher Ökosystemfunktionen bzw. ÖSL agrarischer Ökosysteme hinsichtlich Klima- und Bodenschutz, Wasser-schutz und Biodiversität. Das Konzept verfolgt somit eine Integration verschiedenere Funktionen in die landwirt-schaftliche Flächennutzung. Die Gewichtung zwischen den beiden Zielbereichen und die Vorstellungen über die zu er-greifenden Maßnahmen fallen je nach Autor allerdings un-terschiedlich aus (Garnett und Godfray, 2012; Taube, 2012; Tscharncke et al., 2012).

Aufgrund des weltweiten Bevölkerungswachstums muss die Nahrungsmittelproduktion künftig weiter gesteigert werden. Im Zeitraum von 1961–2007 nahm die Bevölkerung von etwa 3,0 auf ca. 6,7 Mrd. zu (also um ca. 120 %), dagegen stieg die landwirtschaftlich genutzte Fläche nur von 4,51 auf 4,93 Mrd. ha an, also nur um ca. 10 %. Dabei wurde die be-wirtschaftete Ackerfläche von 1,27 auf 1,41 Mrd. ha vergröß-ert (FAOSTAT, 2009). Laut FAO (2009) ist bis zum Jahr 2050 aufgrund des weiteren Bevölkerungsanstiegs auf ca. 9 Mrd. mit einem zusätzlichen Nahrungsbedarf von zusätzlich etwa 70 % zu rechnen. Da in vielen Schwellenländern die Kaufkraft der Bevölkerung deutlich zunimmt, wird sich die Nachfrage nach tierischen Produkten überproportional er-höhen (Banse, 2013; Herzfeld, 2013). Dadurch werden die Anforderungen an die landwirtschaftliche Flächenprodukti-vität zusätzlich ansteigen, was sich auch auf Deutschland auswirken kann.

Für die Bewältigung der beschriebenen Herausforderungen stellt die nachhaltige Intensivierung der landwirtschaftli-chen Produktion aus Sicht von Garnett und Godfray (2012) und Taube (2012) ein wichtiges Element dar, vor allem in Ent-wicklungs- und Schwellenländern. In Industrieländern wie Deutschland mit einem bereits hohen landwirtschaftlichen

Intensitätsniveau wird eine umfangreiche Extensivierung oder eine Herausnahme von Flächen aus der Produktion aufgrund der zu erwartenden Agrarmarktentwicklung teuer und daher schwerer umzusetzen. Die durch energiepolitisch motivierte, staatliche Interventionen ausgelöste hohe Nachfrage nach landwirtschaftlich erzeugten Energiepflanzen hat in den vergangenen Jahren bereits zu einer starken Zunahme der Flächenkonkurrenzen beigetragen, die die beschriebene, langfristig zu erwartende Entwicklung letztlich nur vorwegnimmt.

Das Konzept der nachhaltigen Intensivierung soll Antworten auf diese Herausforderungen geben. Die landwirtschaftliche Produktion soll erhalten oder gesteigert werden. Dabei sollen knappe Ressourcen wie Energie, Wasser und Rohstoffe, z.B. Phosphat, möglichst effizient eingesetzt und gleichzeitig Ökosystemleistungen aufrechterhalten oder zumindest möglichst wenig nachteilig beeinflusst werden. Als Beispiel ist die Entwicklung des Präzisionslandbaus zu nennen. Dabei wird durch intensiveren Einsatz neuer Technologien der Produktionsmitteleinsatz je Produkteinheit, z.B. von Düngemitteln, reduziert (Flessa et al., 2012).

Klimaschutz durch Senkung der Stickstoff-Bilanzüberschüsse

Stickstoff-Bilanzüberschüsse entstehen dadurch, dass mehr N gedüngt als mit der Ernte der Fläche entzogen wird. Da es sich im Gegensatz zur Industrie bei der Landwirtschaft um ein offenes Produktionssystem handelt, das zudem einer hohen klimatischen und standörtlichen Variabilität unterliegt, können die N-Bilanzüberschüsse nie ganz vermieden werden (DLG, 2006). Durch die Verbesserung der Ausnutzung von Stickstoffdüngern kann aber eine deutliche Reduktion von N-Überschüssen erreicht werden (Flessa et al., 2012).

In Deutschland treten hohe landwirtschaftliche N-Bilanzüberschüsse von durchschnittlich über 100 kg N/ha auf. Dieser wichtige Agrarumweltindikator für den deutschen Agrarsektor (Bach et al., 2011) soll im Rahmen der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung auf 80 kg N/ha gesenkt werden (Bundesregierung, 2002). Eine Reduktion dieser Überschüsse steigert nicht nur die Ressourceneffizienz, sondern senkt die Umweltbelastungen durch N, darunter die Entstehung von Treibhausgasen aus landwirtschaftlich genutzten Böden in Form von Lachgas. Darüber hinaus werden Emissionen aus der Herstellung und Bereitstellung von Düngemitteln vermieden (Flessa et al., 2012). Je kg vermiedener N-Überschuss rechnen Flessa et al. (2012) mit einer Reduktion der THG-Emissionen aus Herstellung und Düngung

von 17,5 kg CO₂-Äq. Des Weiteren belasten N-Emissionen in Form von Nitrat-Oberflächen Grundwasser und Meere, und die aus Ammoniakemissionen resultierende N-Deposition belastet empfindliche Landökosysteme durch Eutrophierung und Versauerung. Dies unterstreicht, wie wichtig eine Senkung der N-Überschüsse nicht nur aus klimapolitischer Sicht ist.

Landwirtschaftliche Betriebe können ihre N-Überschüsse durch verschiedene Maßnahmen reduzieren. Mithilfe einer Optimierung der Düngeplanung, der Düngetechnik, des Wirtschaftsdüngermanagements und der Düngezeitpunkte sowie einer N-reduzierten Fütterung lassen sich N-Belastungen der Umwelt verringern (Osterburg et al., 2007; Flessa et al. 2012). Dadurch verbessern sich u.a. die Lebensbedingungen von Tier- und Pflanzenarten, die auf nährstoffarme Standorte angewiesen sind.

Klimaverträglicher Anbau

- a) Erhöhung des Kohlenstoff-Speichers im Ackerbau, z.B. durch reduzierte Bodenbearbeitung?

Mitteuropäische Ackerböden enthalten in einer Tiefe von 0–30 cm im Mittel ca. 50 t/ha an organischem Kohlenstoff. Eine Vergrößerung dieses Kohlenstoff (C)-Speichers (C-Sequestrierung) im Ackerbau als Beitrag zum Klimaschutz wird diskutiert. Freibauer et al. (2004) schätzen das C-Sequestrierungspotential in Europa auf 16–19 Mt C/Jahr. Die reduzierte bodenschonende Bearbeitung, also eine pfluglose, nicht wendende Bodenbearbeitung, wird als eine Möglichkeit angesehen, die Bodenkohlenstoffgehalte zu vergrößern (IPCC, 2006). Das IPCC unterscheidet zwischen

- ▶ full tillage, der intensiv wendenden Bodenbearbeitung,
- ▶ reduced tillage, der konservierenden Bodenbearbeitung, die eine Mindestbedeckung der Bodenoberfläche mit Ernterückständen von 30 % gewährleistet und
- ▶ no-till, der Direktsaat ohne Bodenbearbeitung.

Laut IPCC (2006) lassen sich in Deutschland die Boden-C-Vorräte bei Umstellung von konventioneller pflugbasierter Bearbeitung auf konservierende Bodenbearbeitung innerhalb von 20 Jahren um 8 % (±5 %) steigern. Eine Umstellung auf Direktsaat ohne Bodenbearbeitung würde unter denselben Annahmen zu einer Zunahme des Vorrats an organischem Bodenkohlenstoff um 15 % (±4 %) führen. Dieser

Ansatz des IPCC stützt sich auf verschiedene Studien (u.a. zusammenfassende Studien von Smith et al., 1998; West und Post, 2002; Jarecki und Lal, 2003). Andere Autoren sehen diese Ergebnisse etwas kritischer, sie fanden nur in der obersten Schicht bis 30 cm eine Anreicherung. Bei Untersuchungen von Tiefen zwischen 40–60 cm ergab sich keine Erhöhung der Boden-C-Gehalte (Dolan et al., 2006; Baker et al., 2007; Blanco-Canqui und Lal, 2008). Die Literaturrecherche von Flessa et al. (2012) kommt zu dem Ergebnis, dass eine reduzierte Bodenbearbeitung in Deutschland zu keinen sicheren C-Vorraterhöhungen führt. Mulch- und Direktsaat sind mit verschiedenen Vorteilen für den Boden- und Wasserschutz verbunden, darüber hinaus ermöglicht der Pflugverzicht die Einsparung von Diesel und der damit verbundenen, energiebedingten THG-Emissionen. Allerdings kommt es zu einem erhöhten Einsatz von Pflanzenschutzmitteln zur Unkrautbekämpfung (Flessa et al., 2012).

- b) Stickstofffixierung durch Leguminosen als Ersatz für N-Mineraldünger

Durch den Anbau von Leguminosen und dem damit einhergehenden Eintrag von Luftstickstoff in den Boden wird synthetisch hergestellter N-Dünger im Betriebsablauf eingespart, welcher mit Einsatz von fossiler Energie erzeugt wurde. Emissionen von treibhausgasrelevanten Gasen werden somit durch diesen verminderten Düngereinsatz reduziert. Neben etlichen weiteren ÖSL lockert die Pfahlwurzel der Leguminosen den Boden auch in tiefen Schichten auf. Auf Pflügen kann verzichtet werden. Die Quantifizierung, Bewertung und Realisierung von ÖSL des Leguminosenanbaus ist bisher jedoch noch unzureichend entwickelt (DAFA, 2012). Flessa et al. (2012) weisen darauf hin, dass bei der Bewertung der natürlichen Stickstofffixierung der Flächenanspruch von Leguminosen und die mögliche Verdrängung anderer Kulturen, die Stickstoffausnutzung und die Entstehung von Lachgas berücksichtigt werden müssen. Da Körnerleguminosen in Deutschland im Vergleich zu alternativen Ackerkulturen geringere Erträge erzielen, wären bei einer Flächenausdehnung erhebliche Verlagerungseffekte zu erwarten. Bei einer Erhöhung der legumen N-Bindung auf extensiven bis mittelintensivem Grünland oder durch Zwischenfruchtanbau sind dagegen keine relevanten Verlagerungseffekte zu erwarten.

4.4.3 Energetische Nutzung landwirtschaftlich erzeugter Biomasse

Die Förderung erneuerbarer Energien hat in Deutschland zu einem Boom der landwirtschaftlich erzeugten Energie-

pflanzen geführt. Raps und Mais haben in den letzten Jahren aufgrund der Förderung der Biodiesel- und Biogasproduktion deutlich zugenommen. Seit 2008 ist die obligatorische Flächenstilllegung innerhalb der Direktzahlungsverordnung außer Kraft gesetzt, wodurch sich der Anteil stillgelegter Flächen stark reduziert hat. Aufgrund der starken Flächenkonkurrenz ist der Anteil extensiver Ackerfrüchte wie Sommergetreide, aber auch der Anteil von Grünland stark zurückgegangen. Der Anteil von Raps und Mais an der gesamten Ackerfläche lag bis 2002 zusammen konstant zwischen 20 und 22 % und ist seither auf über 30 % angestiegen. Insgesamt dominieren aber nach wie vor die Getreidekulturen (ohne Körnermais) die Ackernutzung (Rothe et al., 2010). Der Schwerpunkt der Energiepflanzenförderung auf einjährige, intensiv geführte Kulturen hat verschiedene Nachteile. Zum einen werden negative Umweltwirkungen der intensiven Landwirtschaft wie Nährstoffbelastungen, Verengung der Fruchtfolgen und verstärkter Pflanzenschutzmitteleinsatz erwartet (Nitsch et al., 2008; Dvorak et al., 2007; EEA, 2007; Schümann et al., 2010). Zum anderen stehen die so erzeugten Biomasseträger im Vergleich zu Holzbiomasse aus Klimaschuttsicht wesentlich ungünstiger da, weil die Emissionen aus der landwirtschaftlichen Produktion und der Bereitstellung von Produktionsmitteln wie Mineraldünger negativ zu Buche schlagen. Dadurch ergeben sich CO₂-Vermeidungskosten durch Biotreibstoffe und Biogas auf Maisbasis, die weit über 100 € pro t CO₂-Äq liegen (Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik, 2007). Die Energieholzproduktion ist im Vergleich zu den einjährigen Ackerkulturen umweltfreundlicher, und die energetische Verwendung der Aufwüchse ermöglicht Vermeidungskosten von unter 50 € pro t CO₂-Äq. Einer Ausweitung der Kurzumtriebsplantagen (KUP, darunter versteht man den Anbau schnellwüchsigen Baumarten wie Pappeln und Weiden) stehen jedoch verschiedene Hemmnisse entgegen, wie z.B. das Risiko einer Festlegung der Flächennutzung über viele Jahre und die Notwendigkeit einer Rodung vor Nutzungsänderungen (Strohm et al., 2012).

Die Expansion der Biomasseproduktion wird in Verbindung mit indirekten Landnutzungsänderungen gebracht (Gawel und Ludwig, 2011). Solche Verlagerungs- und Verdrängungseffekte können bei allen stärkeren Veränderungen des landwirtschaftlichen Produktangebots und der Flächenansprüche auftreten, werden bisher aber vor allem im Zusammenhang mit der Bewertung der Bioenergienutzung diskutiert. Neben den direkten Effekten der Produktion auf der Anbaufläche werden dadurch Veränderungen auf den Boden- und Agrarmärkten ausgelöst, die wiederum an

anderer Stelle zu einer Intensivierung der Produktion und zu Landnutzungsänderungen führen können (siehe Kapitel 3). Noch zu wenig ins Bewusstsein gerückt sind die positiven Effekte solcher Preissteigerungen, namentlich der preisbedingt effizientere Umgang mit Nahrungs- und Futtermitteln.

Die folgenden Beispiele zeigen, dass im Rahmen der Energiepflanzenproduktion auch Synergien mit der Bereitstellung von ÖSL entwickelt werden können.

Blühstreifen für Biogasanlagen

Im Zuge der Förderung und des Ausbaus der Bioenergie wurde die Produktion von Maissilage für Biogasanlagen stark gesteigert. Im Jahr 2011 wurde in Deutschland auf ca. 0,7 Mio. ha Mais für Biogasanlagen angebaut (FNR, 2013), andere Schätzungen gehen bereits für das Jahr 2010 von 0,8 Mio. ha aus. Oft erfolgt der Maisanbau in Monokultur mit entsprechend geringer Biodiversität. Diese Kultur verlangt zudem einen erhöhten Einsatz von Düngung und Pflanzenschutzmitteln, vor allem Herbiziden. Da die Anbauflächen lange ohne Bodenbedeckung bleiben, ist der Maisanbau mit einer verstärkten Erosionsgefahr verbunden.

In verschiedenen Forschungsprojekten, u.a. »Energie aus Wildpflanzen« (Vollrath und Werner, 2012a) oder »Einsatz von Wildpflanzenmischungen in Biogasanlagen« (Goedecke, 2011) wird der Anbau von wildpflanzenreichen Mischsaaten als Energiepflanzenalternative zu reiner Maiskultur erprobt. Dabei wird eine Kombination von bis zu 25 Pflanzenarten eingesetzt. Es werden ein- bis mehrjährige Pflanzenarten kombiniert, um stabile Bestände für mehrere Jahre entwickeln zu können. Der Anbau dieser Mischsaaten zeigt vielfältige Vorteile: Auf den Flächen wird eine im Vergleich zum Maisanbau wesentlich höhere Biodiversität erreicht. Dies liegt an der Anzahl an kultivierten Pflanzenarten, an der Auswahl blühender Pflanzen und den vielfältigen, sich herausbildenden Strukturen. Diese bieten zahlreichen Vogel-, Fledermaus- und Insektenarten Lebensräume (Vollrath, 2012). Degenbeck et al. (2013) schreiben von 30 Vogelarten (davon 15 gefährdete der Roten Liste) sowie von 9 Fledermausarten, die schon im ersten Jahr im Umfeld der Versuchsflächen beobachtet wurden. Goedecke (2011) berichtet von drei- bis achtmal so hohen Insektenfängen in einer Wildpflanzenmischung im Vergleich zum Mais. Durch das vermehrte Blütenangebot der Flächen werden Blütenbesucher wie Bienen und Hummeln angelockt. Dies bietet insbesondere im Sommer bei knappem Angebot an Blüten in der Agrarlandschaft eine zusätzliche Nahrung für Blütenbesucher. Das Landschaftsbild der Agrarflächen mit wildpflanzenreichen,

blühenden Mischsaaten zeigt sich wesentlich bunter, struktureicher und damit angenehmer als das monotone Bild beim Maisanbau. Für eine Erholungsnutzung sind mit bunten Blumen bestandene Flächen wesentlich günstiger und ansprechender als Maismonokulturen, die zudem aufgrund ihrer Höhe im Spätsommer und Herbst die Wahrnehmung der Landschaft stark verändern. Auf den Anbauflächen erfolgt bei der Kultivierung der Mischsaaten nur ein geringer Bewirtschaftungsdruck, zum einen durch eine fünfjährige Bodenruhe und zum anderen aufgrund der nur einmal im Jahr erfolgenden Düngung und Ernte (Vollrath, 2012). Die ganzjährige Bodenbedeckung verbunden mit einer dichten Durchwurzelung bietet Schutz vor schädlicher Bodenverdichtung und Erosion. Der geringe Düngeraufwand (100 kg pflanzenverfügbaren N im ersten und 150 kg im zweiten Jahr, siehe Degenbeck et al., 2013), der hier angewendet wird, bietet den Vorteil, dass nur eine geringe Nährstoffauswaschungsgefahr besteht. Einjährige Kulturen wie Silomais erhalten dagegen eine wesentlich höhere N-Düngung (Der Sollwert für die Stickstoffdüngung von Silomais liegt bei 190 kg N pro ha/a, gemäß LfL, 2012). Damit steigt bei diesen Kulturen die Nährstoffauswaschungsgefahr.

Beim Anbau von Wildpflanzen zur Biogasgewinnung lassen sich ebenfalls relativ gute Erträge erzielen. Das Ertragsniveau liegt allerdings z. Z. nur bei 50–60 % des Biomasseanbaus aus Mais (Degenbeck et al., 2013). Die Vorteile beim Wildpflanzenanbau liegen dabei im wesentlich geringeren Aufwand, da eine mehrjährige Kultur mit geringem Düngerbedarf und unter Verzicht von Pflanzenschutz aufwands angebaut wird. Vollrath und Werner (2012b) geben für Mais Substratbereitstellungskosten von 1.570 € pro ha/a und für Wildpflanzenmischungen von 715 € pro ha/a an. Der Deckungsbeitrag dieser Kulturen liegt laut Vollrath und Werner (2012b) für Silomais bei 593 € pro ha und für Wildpflanzenmischung bei 623 € pro ha. Allerdings erreicht der Wildpflanzenanbau neben einer geringeren Biomasse auch eine kleinere Biogasausbeute (10 % geringer als bei Mais; Vollrath, 2012). Mit einem gegenüber Mais um etwa die Hälfte geringeren Energieertrag pro ha werden Wildpflanzenmischungen trotz der geringeren Produktionskosten auch künftig kaum gegen den Mais als dominante Biogaskultur konkurrieren können. Auf ausgewählten Flächen oder auf Randstreifen kann ihnen aber eine entscheidende Rolle bei der Aufwertung der Agrarlandschaft zukommen.

Kurzumtriebsplantagen (KUP) im Streifenanbau (Alley-Cropping-Systems)

Kurzumtriebsplantagen (KUPs) sind Gehölzbestände aus

schnell wachsenden Baumarten wie Pappeln und Weiden, die auf landwirtschaftlich genutzten Flächen angelegt werden. Rechtlich gesehen gelten KUPs in Deutschland nicht als Wald, sondern als landwirtschaftliche Dauerkulturen. KUPs haben je nach Ertragsniveau des Bodens Umtriebszeiten von drei oder mehr Jahren. Der Aufwuchs kann dann nach Trocknung als Festbrennstoff in Form von Hackschnitzeln genutzt werden.

Beim Alley-Cropping-System, einem Agroforstsystem, auch Streifen-KUP genannt, werden Gehölzstreifen aus schnell wachsenden Baumarten in landwirtschaftliche Nutzflächen integriert (Grünwald et al., 2009; Grünwald und Reeg, 2009). Die Gehölze werden dabei in Reihen mit drei bis zehn Meter Abstand gepflanzt, dazwischen werden annuelle Kulturpflanzen angebaut. Das System hat verschiedene Vorteile (Reeg et al., 2009). Ein Hauptvorteil liegt in der Erosionsvermeidung. Winderosion kann zu großen Bodenverlusten führen. Für Mecklenburg-Vorpommern (MV) werden z.B. maximale Verluste von 121 t pro ha/a durch Winderosion für besonders gefährdete Böden angegeben (Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie MV, 2002), bei einem Krumengewicht von 4.200 t pro ha entspricht das einem Verlust von fast 3 % der Ackerkrume pro Jahr. Gemäß Heißenhuber et al. (2001, zit. nach Deimer, 2005) ergeben sich aus diesen irreversiblen Bodenverlusten wirtschaftliche Einbußen von 4 – 6 € t⁻¹. Damit können bei Winderosion Einbußen von über 700 € pro ha/a durch Bodenverluste entstehen. Daneben treten direkte Schäden bei den landwirtschaftlichen Kulturen auf, wie Verletzung, Entwurzelung und Vernichtung von Kulturpflanzen. Die Folgen für die betroffenen Landwirte sind u.a. erhöhte Kosten durch die erneute Bestellung der Felder. Durch die Anlage von Streifen-KUP, die den Wind brechen, lassen sich diese Kosten vermeiden bzw. minimieren. Insbesondere in der stark ausgeräumten ostdeutschen Agrarlandschaft ist dies ein wichtiger Faktor (siehe dazu: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie MV, 2002). Gemäß dem Ministerium für Landwirtschaft Umwelt und Verbraucherschutz MV (2010) zählen Windschutzstreifen zu winderosionsmindernden Maßnahmen, die auf gefährdeten Standorten angewendet werden können.

Die Biodiversität der landwirtschaftlich genutzten Flächen erhöht sich durch die Anlage von Gehölzstreifen (Schmidt und Glaser, 2009; Baum, 2012 u.a.), wenn auch zum größten Teil nur sogenannte »Allerweltsarten« (Ubiquisten) und keine seltenen und bedrohte Arten (Arten der Rote Liste; Ludwig et al., 2009) gefördert werden. Die Befunde von

Wesche et al. (2012) zum hohen Verlust an Blütenpflanzenvielfalt im norddeutschen Grünland zeigen, dass auch der Erhalt von früheren »Allerweltsarten« eine zunehmende Bedeutung zukommt. Spezielle Waldarten treten z.B. zunächst nicht auf, ihre Anzahl erhöht sich erst nach vielen Jahren. Vogelarten, die große freie Flächen benötigen, wie die Großtrappe (*Otis tarda*), könnten allerdings durch die Anlage von Gehölzstreifen in der Landschaft verdrängt werden.

Weitere Vorteile des Alley-Cropping-Systems sind die Verbesserung des Erholungswertes der stärker gegliederten Landschaft (Walz und Berger, 2004). Reeg (2009) schreibt über Agroforstsysteme, dass halboffene Landschaften als vielfältig, interessant und angenehm empfunden werden und somit als »schöne« Agrarlandschaften gelten können, die dadurch erst für den Tourismus interessant werden. Im Bereich des Klimaschutzes stellt die Anlage von Streifen-KUP eine Möglichkeit dar, den C-Gehalt der Böden zu erhöhen. In verschiedenen Studien wurde unter KUP im Vergleich zur vorherigen landwirtschaftlichen Nutzung eine C-Akkumulation (C-Sequestrierung) ermittelt (siehe dazu IEA Bioenergy, 2011). Bezüglich der Entwicklung des Bodenkohlenstoffs unter Grünland nach Umwandlung in KUP besteht allerdings noch Forschungsbedarf. Außerdem verbessert sich durch Anlage von KUP die Grundwasserqualität, weil hier keine oder nur geringe Düngung erfolgt und der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln auf die Etablierungsphase beschränkt ist. Somit wird das Grundwasser weniger belastet. Allerdings weisen KUPs einen Wasserverbrauch ähnlich wie Wald auf. Dieser Verbrauch ist höher als die der meisten landwirtschaftlichen Kulturen, somit kommt es generell unter KUP zu einer geringeren Grundwasserneubildung als unter Agrarflächen.

4.5 ANPASSUNG AN DEN KLIMAWANDEL

4.5.1 Klimawandel und Extremwetterereignisse: ein Problem für die Landwirtschaft?

Der Klimawandel, zeichnet sich durch eine globale Temperaturerhöhung aus (IPCC, 2007). Laut IPCC (2012) wird es im Zuge des Klimawandels daneben verstärkt zu Extremwetterereignissen kommen, die sich auch auf die Landwirtschaft auswirken.

Der Klimawandel zeigt für Deutschland verschiedene Folgen (siehe dazu Becker, 2013; Reyer et al., 2013; Schwarz, 2012; u.a.):

- Es treten mehr heiße Tage (Maximaltemperatur über 30 °C) und Hitzerekorde auf (LfL, 2007 und 2011).

- Die Vegetationsperiode verlängert sich und die Aussaat- und Erntetermine in der Landwirtschaft verschieben sich damit ebenfalls (Ewert und Siebert, 2013; LfL, 2007).
- Die Niederschlagsmengen und -verteilung verändern sich.
- Es kommt für Mitteleuropa zum Wechsel von Sommer- zu Winterregen (KLIWA, 2011 und 2012; Rippel, 2007 u. a.).
- Dürren mit Ertragsdepressionen treten verstärkt auf (s. u. Beispiel: LfL, 2011). Insbesondere die Vorsommertrockenheit bedeutet ein Risiko für die Landwirtschaft (Reyer et al., 2013).
- Starkregenereignisse häufen sich regional (s. u. Beispiel: KLIWA, 2011 und 2012).
- Vermehrtes Auftreten »neuer« Tier- und Pflanzenarten, Stichwort: Arteneinwanderung.
- Ein erhöhter Druck durch das Auftreten von »neuen« Schädlingen und Krankheiten (Broers, 2013; LfL, 2007) führt zu mehr Pflanzenschutzmaßnahmen (Broers, 2013) und einem erhöhten Aufwand, um Tierseuchen zu bekämpfen (Conraths, 2013).

In Bayern führte die ausgeprägte Trockenheit im Jahr 2003 in Verbindung mit einer großen Anzahl an heißen Tagen ($T_{\max} \geq 30^\circ\text{C}$) und Sommertagen ($T_{\max} \geq 25^\circ\text{C}$) zu Ertragsrückgängen von 11 % bei Silomais, über 20 % bei Kartoffeln und bis zu 27 % bei Raps (LfL, 2011).

Einzelne, intensive Niederschläge wie bei einem Gewitter können nicht nur Straßen und Keller überfluten, sondern insbesondere bei ungeschützten, vegetationsfreien Böden massive Erosionsschäden verursachen. KLIWA (2012) zeigte, dass ab einer Niederschlagsintensität größer 37 mm h^{-1} die Höhe des Bodenabtrags sprunghaft anstieg. Obwohl die Niederschlagsintensität nur um 16 % auf 43 mm h^{-1} zunahm, erhöhte sich der Bodenabtrag um das Zehnfache (von 0,22 auf 2,2 t pro ha).

4.5.2 Reaktionsmöglichkeiten der Landwirtschaft

Die Landwirtschaft hat verschiedene Möglichkeiten, auf den Klimawandel und die damit verbundenen Extremwetterereignisse zu reagieren. Im Vergleich zur Forstwirtschaft bestehen günstigere Voraussetzungen, sich durch Änderungen des jährlichen Anbauprogramms an klimatische Veränderungen anzupassen. Der Anbau anderer Kulturen bzw.

neuer Sorten mit besserer Anpassung an den Klimawandel liefert aufgrund erhöhter CO_2 -Gehalte in der Luft z. T. sogar höhere Erträge. Manderscheid et al. (2014) beschreiben Ertragszuwächse von ca. 12 % für Gerste, Weizen und Zuckerrübe bei höheren CO_2 -Luftgehalten, während Mais nur unter Trockenheit auf das erhöhte CO_2 -Angebot mit einer Ertragssteigerung reagierte (Manderscheid et al., 2014). Die anzubauenden Sorten sollten an wärmere Klimate angepasst sein. Die Züchtung neuer Kulturpflanzensorten, die an wärmere und z. T. trockene Bedingungen angepasst sind, dauert ca. 10 Jahre (Broers, 2013), die Pflanzenzüchter arbeiten allerdings schon an dieser Herausforderung.

Der Pflanzenbau muss mit einigen Änderungen in seinen Produktionsverfahren auf die Herausforderungen des Klimawandels reagieren:

- So sollte die schonende, reduzierte **Bodenbearbeitung** verstärkt genutzt werden, um den Boden immer bzw. überwiegend mit Pflanzenmaterial bedeckt zu halten (Baeumer, 1992; TLL, 2006; Rippel, 2007; u. a.). Die Mulchbodenwirtschaft und die Direktsaat (Formen der schonenden Bodenbearbeitung) verringern z. B. die Bodenerosionsgefahren bei Starkregenereignissen (LfL, 2007). Bei einer konventionell wendenden Bearbeitung (Pflug) für z. B. Maiskulturen bleibt der Boden dagegen lange unbedeckt und ist damit bei Starkregen sehr erosionsanfällig. Allerdings kann eine reduzierte Bodenbearbeitung mit einem erhöhtem Herbizid-Einsatz verbunden sein (Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen, 2012; TLL, 2006).
- Die **Wasserspeicherung** der landwirtschaftlich genutzten Böden ist als weitere Anpassungsmaßnahme zu verbessern (LfL, 2007). Dadurch reagieren die Kulturen weniger empfindlich auf eine veränderte Niederschlagsverteilung. Es wird erwartet, dass sich die durchschnittlichen Niederschläge künftig im Sommer verringern, während sie im Winter ansteigen. Die oben beschriebene schonende Bodenbearbeitung kann die Infiltration und die Speicherkapazität des Bodens erhöhen (SMUL, 2009; LfULG, 2009). Die Bedeckung des Bodens mit Mulch und Pflanzenresten verringert dabei die unproduktive Verdunstung (Rippel, 2007).
- Eine Stabilisierung bzw. Erhöhung der **Humusgehalte** wirkt sich ebenfalls positiv auf das Speichervermögen der Böden aus und ist deshalb anzustreben (Kuntze et al., 1995; Rippel, 2007). Der Zwischenfruchtanbau fördert die Bodenbedeckung und Humusgehalte und sollte deshalb, wenn es die Wasserbilanz zulässt, durchgeführt werden

(Landwirtschaftskammer Niedersachsen, 2012; Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen, 2006).

- Daneben müsste geprüft werden, ob die **Berechnungsmöglichkeiten** der ackerbaulich genutzten Flächen gesteigert werden können (Rippel, 2007). Mit einer effizienten, wassersparenden Bewässerung ließe sich einer Dürre gut entgegen wirken und die landwirtschaftlichen Erträge wären trotz Klimawandel abgesichert (Müller et al., 2011). Allerdings entstehen damit neue Probleme für die Landwirtschaft: Es erhöhen sich der Wasserverbrauch und die Produktionskosten. Das Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (2005) schreibt z. B. von Jahreskosten von 399 € pro ha für eine Berechnungsmaschine mit Regneinzug (Kanone) und von 1.600 € pro ha für Tropfbewässerung bei jeweils 120 mm Berechnungsleistung. Aufgrund der Kosten lohnt sich eine Bewässerung erst bei entsprechend hohen Erlösen, also nur für wenige Kulturen (z. B. Gemüsebau, Kartoffeln, z. T. Zuckerrüben u. a.). In Gebieten mit Wasserdefiziten im Sommer steht außerdem nur wenig Wasser zur Verfügung. Die Nutzung von Grundwasservorkommen muss gemäß Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG) sektorübergreifend auf Grundlage der regionalen Neubildungsraten geplant werden.

- Der Abschluss von Mehrgefahrenversicherungen ist eine weitere Reaktionsmöglichkeit in der Landwirtschaft (Gehrke, 2013). Als ökonomische Anpassung sollten sich die landwirtschaftlichen Betriebe z. B. verstärkt gegen Schäden durch Extremwetterereignisse wie Hagel versichern. Mußhoff und Hirschauer (2013) geben für Hagelversicherungen Kosten von 8,68 € pro ha an. Auch der Schutz gegen Hagel, etwa durch Einsatz von Netzen im Obstbau, ist regional schon üblich und wird möglicherweise verstärkt werden müssen.

Der Wissenschaftliche Beirat Agrarpolitik (2011) stellt in seiner Stellungnahme zu Risiko- und Krisenmanagement in der Landwirtschaft fest, dass Anpassungsmaßnahmen vor allem in der Verantwortung der betroffenen Unternehmen liegen. Der Staat kann Anpassungen unterstützen, etwa durch Information und Infrastrukturbereitstellung. Von einer Dauersubventionierung von Mehrgefahrenversicherungen und der pauschalen Stützung des Agrarsektors rät der Beirat dagegen ab.

LITERATUR

- BACH, M., GODLINSKI, F., GREEF, J.-M., 2011. HANDBUCH BERECHNUNG DER STICKSTOFF-BILANZ FÜR DIE LANDWIRTSCHAFT IN DEUTSCHLAND JAHRE 1990 – 2008. Berichte aus dem Julius Kühn-Institut Nr. 159.
- BAEUMER, K., 1992. Allgemeiner Pflanzenbau. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart 3. Auflage.
- BAKER, J.M., OCHSNER, T.E., VENTEREA, R.T., GRIFFIS, T.J., 2007. Tillage and soil carbon sequestration – What do we really know? Agriculture, Ecosystems & Environment 118: 1-5.
- BANSE, M., 2013. Langfristige Entwicklung des deutschen Agrarsektors im globalen Kontext. Agrarspectrum, 46, Klimawandel und Extremwetterereignisse: ein Problem für die Landwirtschaft: 20–27.
- BAUM, S., 2012. Phytodiversity in Short Rotation Coppice plantations, Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie, Georg-August-Universität Göttingen. Elektronische Dissertation, Staats- und Universitätsbibliothek (SUB) Göttingen. Download 15.10.2014 (<http://resolver.sub.uni-goettingen.de/purl/?webdoc-3621>)
- BECKER, P., 2013. Klimawandel in Deutschland: Stand und neuere Erkenntnisse. Agrarspectrum, 46, Klimawandel und Extremwetterereignisse: ein Problem für die Landwirtschaft: 10–19.
- BFN – BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, 2010. Anteile von HNV-Grünland innerhalb der Naturräume (für das Monitoring zugrunde gelegte standortökologische Raumgliederung). Schriftliche Information für ein Projekt des ZALF Müncheberg.
- BFN – BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, 2004. Naturschutz durch Ökolandbau – eine Herausforderung für die Zukunft. Prof. Dr. H. Vogtmann, München, 29. Download 15.10.2014 (http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/muenchen_o4_o4.pdf)
- BGBL – BUNDESGESETZBLATT, 2013. Bundesnaturschutzgesetz vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), das zuletzt durch Artikel 7 des Gesetzes vom 21. Januar 2013 (BGBl. I S. 95) geändert worden ist.

- BLANCO-CANQUI, H., LAL, R., 2008.** No-Tillage and Soil-Profile Carbon Sequestration: An On-Farm Assessment. Soil Science Society of America Journal 72: 693–701.
- BMELV – BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ, 2011.** Die wirtschaftliche Lage der landwirtschaftlichen Betriebe, Buchführungsergebnisse der Testbetriebe. Download 15.10.2014 (<http://berichte.bmelv-statistik.de/BFB-0111101-2010.pdf>)
- BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 2011.** Erneuerbare Energien in Zahlen. Internet-Update ausgewählter Daten. Dezember 2011. Download 28.10.2014 (http://www.erneuerbare-energien.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/ee_zahlen_internet-update.pdf)
- BMUB 2014, AKTIONSPROGRAMM KLIMASCHUTZ 2020.** http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Aktionsprogramm_Klimaschutz/aktionsprogramm_klimaschutz_2020_broschuere.pdf
- BMW I – BUNDESMINISTERIUM FÜR WIRTSCHAFT UND TECHNOLOGIE UND BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 2007.** Bericht zur Umsetzung der in der Kabinettsklausur am 23./24.08.2007 in Meseberg beschlossenen Eckpunkte für ein Integriertes Energie- und Klimaprogramm (IEKP). Download 20.10.2014 (http://www.bmub.bund.de/fileadmin/bmu-import/files/pdfs/allgemein/application/pdf/gesamtbericht_iekp.pdf)
- BMW I UND BMU - BUNDESMINISTERIUM FÜR WIRTSCHAFT UND TECHNOLOGIE UND BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 2007.** Bericht zur Umsetzung der in der Kabinettsklausur am 23./24.08.2007 in Meseberg beschlossenen Eckpunkte für ein Integriertes Energie- und Klimaprogramm. Berlin, den 5.12.07. http://www.bmub.bund.de/fileadmin/bmu-import/files/pdfs/allgemein/application/pdf/gesamtbericht_iekp.pdf
- BROERS, L., 2013.** Pflanzliche Erzeugung im Klimawandel: Auswirkungen und Anpassungen aus Sicht der Pflanzenzüchtung, DAF-Jahrestagung 2012 7. und 8. November 2012 in Braunschweig. Agrarspectrum 46: 28–38.
- BROMLEY, D.W., 1997.** Environmental benefits of agriculture: concepts. Environmental Benefits from Agriculture: Issues and Policies, The Helsinki Seminar, OECD, Paris: 35–53.
- BUNDESREGIERUNG, 2002.** Perspektiven für Deutschland. Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. Download 15.10.2014 (http://www.nachhaltigkeitsrat.de/fileadmin/user_upload/dokumente/pdf/Nachhaltigkeitsstrategie_komplett.pdf)
- CONRATHS, F., 2013.** Tierische Erzeugung im Klimawandel: Auswirkungen und Anpassungen aus der Sicht der Epidemiologie. Agrarspectrum 46, Klimawandel und Extremwetterereignisse: ein Problem für die Landwirtschaft: 88–100.
- COOPER, T., HART, K., BALDOCK, D., 2009.** The Provision of Public Goods through Agriculture in the European Union, Report Prepared for DG Agriculture and Rural Development, Contract No 30-CE-0233091/00-28, Institute for European Environmental Policy, London.
- DAFA – DEUTSCHE AGRARFORSCHUNGSALLIANZ (HRSG.), 2012.** Fachforum Leguminosen. Wissenschaft, Wirtschaft, Gesellschaft – Ökosystemleistungen von Leguminosen wettbewerbsfähig machen. Forschungsstrategie der Deutschen Agrarforschungsallianz. Braunschweig.
- DE PONTI, T., RIJK, B., VAN ITTERSUM, M.K., 2012.** The crop yield gap between organic and conventional agriculture. Agricultural Systems 108: 1–9.
- DEGENBECK, M., VOLLRATH, B., WERNER, A., 2013.** Mehr Vielfalt im Energiepflanzenanbau durch Wildpflanzenmischungen Imagegewinn für die Landwirtschaft (Hrsg.), Bayerische Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau Abteilung Landespflege. LOP – Landwirtschaft ohne Pflug 1/2: 35–39. Download 15.10.2014 (http://www.lwg.bayern.de/landespflege/landschaftspflege/45798/vielfalt_energiepflanzenanbau.pdf)
- DEIMER, C., 2005.** Honorierungsansätze für Umweltleistungen in der Landwirtschaft Genese, Trends und Bewertung, Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades doctor agriculturarum (Dr. agr.), Institut für Agrarökonomie und Agrarraumgestaltung der Landwirtschaftlichen Fakultät der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. Download 15.10.2014 (<http://sundoc.bibliothek.uni-halle.de/diss-online/05/05H168/prom.pdf>)
- DIERSCHKE, H., BRIEMLE, G., 2002.** Kulturgrasland. Eugen Ulmer Verlag.
- DLG – DEUTSCHE LANDWIRTSCHAFTS-GESELLSCHAFT, 2006.** [Albert, E., Kowalewsky, H.-H., Lorenz, F., Ortseifen, U., Schintling-Horny, Lv.], DLG-Merkblatt 350, N-Düngung effizient gestalten, DLG e. V. (Hrsg.), Frankfurt am Main. 1. Aufl. St. 12/2006.
- DOLAN, M.S., CLAPP, C.E., ALLMARAS, R.R., BAKER, J.M., MOLINA, J.A.E., 2006.** Soil organic carbon and nitrogen in a Minnesota soil as related to tillage, residue and nitrogen management. Soil & Tillage Research 89: 221–231.
- DVORAK, T., EPPLER, U., PETERSEN, J.-E., SCHLEGEL, S., LAASER, C. 2007.** WFD and Bioenergy production at the EU Level. A review of the possible impacts of biomass production from agriculture on water Final version 26.1.2008.
- EEA – EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2012.** GHG Inventory 2012 Submission, Period 1990 to 2010, Germany. Download 15.10.2014 (<http://cdr.eionet.europa.eu/de/eu/ghgmm/envtw7blw/index.html?page=1>)

- EEA – EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2007.** Estimating the environmentally compatible bioenergy potential from agri-culture. EEA Technical report 12/2007.
- EUROPÄISCHE UNION (EU), 2008.** Verordnung (EG) Nr. 889/2008 der Kommission vom 5. September 2008 mit Durchführungsvorschriften zur Verordnung (EG) Nr. 834/2007 des Rates über die ökologische/biologische Produktion und die Kennzeichnung von ökologischen/biologischen Erzeugnissen hinsichtlich der ökologischen/biologischen Produktion, Kennzeichnung und Kontrolle. Download 15.10.2014 (<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:250:0001:0084:DE:PDF>)
- EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2011a.** 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.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2011b.** Fahrplan für den Übergang zu einer wettbewerbsfähigen CO₂-armen Wirtschaft bis 2050. Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. KOM (2011) 112 endgültig. Brüssel.
- EWERT, F., SIEBERT, S., 2013.** Pflanzliche Erzeugung im Klimawandel: Auswirkungen und Anpassungen aus Sicht der Ertragsentwicklung. DAF-Jahrestagung 2012 7. und 8. November 2012 in Braunschweig. Agrarspectrum 46: 39–54.
- FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANISATION, 2009.** How to Feed the World in 2050. Rome. Download 15.10.2014 (http://www.fao.org/fileadmin/templates/wsfs/docs/expert_paper/How_to_Feed_the_World_in_2050.pdf)
- FAOSTAT – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION CORPORATE STATISTICAL DATABASE, 2009.** Food and agricultural commodities production. Download 15.10.2014 (<http://faostat.fao.org/site/339/default.aspx>)
- FLESSA, H., MÜLLER, D., PLASSMANN, K., OSTERBURG, B., TECHEN, A.-K., NITSCH, H., NIEBERG, H., SANDERS, J., MEYER ZU HARTLAGE, O., BECKMANN, E., ANSPACH, V., 2012.** Studie zur Vorbereitung einer effizienten und gut abgestimmten Klimaschutzpolitik für den Agrarsektor. Braunschweig: vTI, 472 Seiten, Landbauforschung Völknerode – Sonderheft 361. Download 15.10.2014 (http://literatur.vti.bund.de/digbib_extern/dno50716.pdf)
- FNR – FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E. V., 2013.** Entwicklung der Maisanbaufläche in Deutschland, Fachagentur nachwachsende Rohstoffe e. V. Download 15.10.2014 (<http://mediathek.fnr.de/grafiken/daten-und-fakten/anbau/entwicklung-der-maisanbaufläche-in-deutschland.html>)
- FREIBAUER, A., ROUNSEVELL, M.D.A., SMITH, P., VERHAGEN, J., 2004.** Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. Geoderma 122: 1–23.
- GARNETT, T., GODFRAY, H. C. J., 2012.** Sustainable intensification in agriculture. Navigating a course through competing food system priorities. Download 15.10.2014 (http://www.fcrn.org.uk/sites/default/files/SI_report_final.pdf)
- GAWEL, E., LUDWIG, G., 2011.** The iLUC dilemma: How to deal with indirect land use changes when governing energy crops? Land Use Policy 28(4): 846–856.
- GEHRKE, T., 2013.** Risikomanagement für Extremwetterereignisse aus Sicht der Versicherungswirtschaft. Agrarspectrum Bd. 46, Klimawandel und Extremwetterereignisse: ein Problem für die Landwirtschaft: 119–136.
- GOEDECKE, J., 2011.** Einsatz von Wildpflanzenmischungen in Biogasanlagen. Download 15.10.2014 (<http://www.landschaftt.info/wp-content/uploads/2011/12/Zwischenergebnisse-Wildpflanzenprojekt-Biogasanlagen-08.12.2011.2011.pdf>)
- GRÜNEWALD, H., REEG, T., 2009.** Überblick über den Stand der Forschung zu Agroforstsystemen in Deutschland. In: Reeg, T., Bemann, A., Konold, W., Murach, D., Spiecker, H. (Hrsg.) Anbau und Nutzung von Bäumen auf landwirtschaftlichen Flächen. Wiley-VCH 2009, Weinheim. S. 233–239.
- GRÜNEWALD, H., SCHNEIDER, B.U., HÜTTL, R., 2009.** Erzeugung von Biomasse durch Alley-Cropping. Cottbuser Schriften zur Ökosystemgenese und Landschaftsentwicklung 8: 151–205.
- HAMPICKE, U., 2013.** Kulturlandschaft und Naturschutz. Probleme – Konzepte – Ökonomie. Springer Spectrum, Wiesbaden.
- HAMPICKE, U., 2009.** Die Höhe von Ausgleichszahlungen für die naturnahe Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Nutzflächen in Deutschland, Fachgutachten im Auftrag der Michael Otto Stiftung für Umweltschutz. Download 15.10.2014 (http://www.michaelottostiftung.de/dms/Fachgutachten-%C3%BCber-die-H%C3%B6he-von-Ausgleichszahlungen_27-07-2010_hoch/Fachgutachten%20%C3%BCber%20die%20H%C3%B6he%20von%20Ausgleichszahlungen_27.07.2010_hoch.pdf)
- HAMPICKE, U., 1991.** Naturschutz-Ökonomie. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- HART, K., BALDOCK, D., WEINGARTEN, P., OSTERBURG, B., POVELLATO, A., VANNI, F., PIRZIO-BIROLI, C., BOYES, A., 2011.** What tools for the European Agricultural Policy to encourage the provision of public goods? Study. European Parliament, Directorate General for internal policies, Policy department B: Structural and cohesion policies. Agriculture. IP/B/AGRI/IC/2010_094. June 2011.
- HEISSENHUBER, A., KANTELHARDT, J., OSINSKI, E., 2001.** Ökonomische Aspekte Ressourcen schonender landwirtschaftlicher Nutzung. In: Hempel, G., Röbbelin, G., Otte, A., Wissel, C. (Hrsg.): Biodiversität und Landschaftsnutzung in Mitteleuropa. Leopoldina-Symposium vom 02.10.–05.10.2002, Nova Acta Leopoldina N.F., Bd. 87, Nr. 328: S. 17–31.

- HERZFELD, T., 2013. Welternährung: notwendige Produktionssteigerungen bei gleichzeitig heterogener Nachfrage. *Agrarspectrum* 46, Klimawandel und Extremwetterereignisse: ein Problem für die Landwirtschaft: 149–160.
- HIRSCHFELD, J., WEISS, J., PREIDL, M., KORBUN, T., 2008. Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland. Schriftenreihe des IÖW 186/o8.
- HÖPER, H., 2007. Freisetzung von Treibhausgasen aus Deutschen Mooren. *Telma* 37: 85–116.
- IEA BIOENERGY, 2011. Quantifying environmental effects of Short Rotation Coppice (SRC) on biodiversity, soil and water. IEA Bioenergy Task 43: 2011: 01. International Energy Agency. Download 15.10.2014 (http://ieabioenergytask43.org/wp-content/uploads/2013/09/IEA_Bioenergy_Task43_TR2011-01.pdf)
- IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 2012. Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation. A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Field, C.B., Barros, V., Stocker, T.F., Qin, D., Dokken, D.J., Ebi, K. L. , Mastrandrea, M.D., Mach, K. J., Plattner G.-K., Allen, S.K., Tignor, M., Midgley, P.M. (Hrsg.)] Cambridge University Press, Cambridge, UK, and New York, NY, USA, 582. Download 15.10.2014 (http://ipcc-wg2.gov/SREX/images/uploads/SREX-All_FINAL.pdf)
- IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 2007. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Fourth Assessment Report AR4, WG I, 2007.
- IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme [Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe K. (Hrsg.)] Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Hayama, Japan.
- JARECKI, M.K., LAL, R., 2003. Crop Management for Soil Carbon Sequestration. *Critical Reviews in Plant Sciences* 22(5): 471–502.
- KLIMAVERÄNDERUNG UND KONSEQUENZEN FÜR DIE WASSERWIRTSCHAFT (KLIWA), 2012. Klimawandel im Süden Deutschlands Ausmaß – Auswirkungen – Anpassung. Folgen für die Wasserwirtschaft. Download 15.10.2014 (http://www.kliwa.de/download/Klimawandel_im_Sueden_Deutschlands-Ausma%C3%9F-Auswirkungen-Anpassung.pdf)
- KLIMAVERÄNDERUNG UND KONSEQUENZEN FÜR DIE WASSERWIRTSCHAFT (KLIWA), 2011. Klimawandel in Süddeutschland Veränderungen von meteorologischen und hydrologischen Kenngrößen Klimamonitoring im Rahmen des Kooperationsvorhabens KLIWA, Monitoringbericht 2011. Download 15.10.2014 (http://www.kliwa.de/download/KLIWA_Monitoringbericht_2011.pdf)
- KÖHNE, M., 2007. Landwirtschaftliche Taxationslehre. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- KOWARIK I., 2006. Natürlichkeit, Naturnähe und Hemerobie als Bewertungskriterien. In: Fränzle O, Müller F, Schröder W (Hrsg.): Handbuch der Umweltwissenschaften – Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung. Wiley-VCH, Weinheim 2006, Beitrag VI-3.12, S. 1–18.
- KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT (KTBL), 2005. Faustzahlen für die Landwirtschaft, Kuratorium für Technik in der Landwirtschaft e. V. (KTBL) Darmstadt. 13. Auflage.
- KUNTZE, H., ROESCHMANN, G., SCHWERDFEGER, G., 1995. Bodenkunde, 5. Aufl. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE MECKLENBURG-VORPOMMERN, 2002. Beiträge im Bodenschutz in Mecklenburg-Vorpommern. 2. überarbeitete Auflage »Bodenerosion«. Download 15.10.2014 (<http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/bodenerosion.pdf>)
- LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN, 2012. Von der Natur lernen: Zwischenfruchtmischungen zur Auflockerung der Fruchtfolge. Download 15.10.2014 (<http://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/2/nav/279/article/19644/rss/o.html>)
- LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NORDRHEIN-WESTFALEN, 2012. Bodenbearbeitungssysteme, Ratgeber 2012. Download 15.10.2014 (<https://www.landwirtschaftskammer.de/landwirtschaft/ackerbau/boden/bodenbearbeitungssysteme-pdf.pdf>)
- LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NORDRHEIN-WESTFALEN, 2006. Zwischenfruchtanbau zur Gründüngung 2006. Download 15.10.2014 (<http://www.landwirtschaftskammer.de/riswick/pdf/zwischenfrucht-gruenduengung-2006.pdf>)
- LFL – BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT, 2012. Leitfaden für die Düngung von Acker- und Grünland. Gelbes Heft. 10. unveränderte Auflage 2012 (mit aktualisiertem Anhang). LfL-Information, Freising-Weihenstephan.
- LFL – BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT, 2011. Klimaänderung in Bayern Antworten des Pflanzenbaus, LfL – Jahrestagung, 9. Kulturlandschaftstag, Hrsg. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) Freising-Weihenstephan, Schriftenreihe ISSN 1611–4159. Download 15.10.2014 (http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/schriftenreihe/p_42764.pdf)
- LFL – BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT, 2007. Klimaänderung und Landwirtschaft – Bestandsaufnahme und Handlungsstrategien für Bayern 6. Kulturlandschaftstag am 19.11.2007 in Freising-Weihenstephan Tagungsband. Download 15.10.2014 (http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/schriftenreihe/p_28555.pdf)

- LFULG – LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE, 2009. Klimawandel und Landwirtschaft, Fachliche Grundlage für die Strategie zur Anpassung der sächsischen Landwirtschaft an den Klimawandel (Hrsg.), Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden. Download 15.10.2014 <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/11581/documents/12039>
- LIND, B., STEIN, S., KÄRCHER, A., KLEIN, M., 2008. Where have all the flowers gone? Grünland im Umbruch. Hintergrundpapier und Empfehlungen des BfN, 16.
- LUDWIG, G., HAUPT, H., GRUTTTKE, H., BINOT-HAFKE M., 2009. Methodik der Gefährdungsanalyse für Rote Listen. In: Haupt H., Ludwig G., Gruttke, H. Binot-Hafke, M., Otto, C., Pauly, A. (Bearb.) Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 1: Wirbeltiere. Münster (Landwirtschaftsverlag). Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (1): 19–71.
- MANDERSCHIED, R., ERBS, M., WEIGEL, H.-J., 2014. Interactive effects of free-air CO₂ enrichment and drought stress on maize growth. *European Journal of Agronomy*, Part A: 11–21.
- MATZDORF, B., REUTTER, M., HÜBNER, C., 2010. Bewertung der Ökosystemdienstleistungen von HNV-Grünland (High Nature Value Grassland): Gutachten-Vorstudie. Abschlussbericht Juni 2010. Müncheberg (Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung).
- MEMMLER, M., MOHRBACH, E., SCHNEIDER, S., DREHER, M., HERBENER, R., 2009. Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger. Durch Einsatz erneuerbarer Energien vermiedene Emissionen im Jahr 2007. Umweltbundesamt, Climate Change 12/2009.
- MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ MECKLENBURG-VORPOMMERN, 2010. Bodenerosion durch Wind – Entstehen, Prozess, Auftreten, Schäden, Schutzmaßnahmen – Fachinformation der zuständigen Stelle für landwirtschaftliches Fachrecht und Beratung. Download 15.10.2014 (http://www.lms-beratung.de/upload/59/1282730929_6579_19403.pdf)
- MÜLLER, M. R., KIRCHMEIER, H., DEMMEL, M., MARX, M., BRANDHUBER, R., KELLERMANN, A., 2011. Mit Tropfbewässerung Ertrag und Qualität im Kartoffelbau sichern. In: LfL (2011) Klimaänderung in Bayern Antworten des Pflanzenbaus, LfL – Jahrestagung, 9. Kulturlandschaftstag (Hrsg.) Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) Freising-Weihenstephan, Schriftenreihe ISSN 1611–4159. S. 57–68. Download 15.10.2014 (http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/schriftenreihe/p_42764.pdf)
- MUSSHOFF, O., HIRSCHAUER, N., 2013. Risikomanagement wetterbedingter Erfolgsrisiken aus Sicht landwirtschaftlicher Unternehmen. *Agrarspectrum*, 46, Klimawandel und Extremwetterereignisse: ein Problem für die Landwirtschaft, 101–118.
- NABU – NATURSCHUTZBUND DEUTSCHLAND E. V., 2013. Ökolandbau und Naturschutz NABU-Position und Argumente. Download 15.10.2014 (<http://www.nabu.de/themen/landwirtschaft/oekolandbau/00287.html>)
- NITSCH, H., OSTERBURG, B., ROGGENDORF, W., 2009. Landwirtschaftliche Flächennutzung im Wandel – Folgen für Natur und Landschaft. Eine Analyse agrarstatistischer Daten. NABU-Bundesverband & Deutscher Verband für Landschaftspflege (DVL) e. V.
- NITSCH, H., OSTERBURG, B., BUTTLAR, C.V., BUTTLAR VON, H.B., 2008. Aspekte des Gewässerschutzes und der Gewässernutzung beim Anbau von Energiepflanzen: Ergebnisse eines Forschungsvorhabens im Auftrag des Umweltbundesamtes. Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie, 03/2008.
- OECD, 2001. Multifunctionality: Towards an analytical framework. OECD Publications: Paris.
- OSTERBURG, B., KÄTSCH, S., WOLFF, A., 2013. Minderungspotential von Treibhausgasemissionen in der Landwirtschaft. Projektbericht für das Umweltbundesamt, Thünen-Report Nr. 13/2013.
- OSTERBURG, B., NIEBERG, H., RÜTER, S., ISERMAYER, F., HAENEL, H.-D., HAHNE, J., KRENTLER, J.-G., PAULSEN, H. M., SCHUCHARDT, F., SCHWEINLE, J., WEILAND, P., 2009. Erfassung, Bewertung und Minderung von Treibhausgasemissionen des deutschen Agrar- und Ernährungssektors – Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie 03/2009. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig, Hamburg und Trenthorst.
- OSTERBURG, B., NITSCH, H., LAGGNER, A., WAGNER, S., 2008. Analysis of policy measures for greenhouse gas abatement and compliance with the Convention on Biodiversity. MEACAP WP6 D16.
- OSTERBURG, B., RÜHLING, I., RUNGE, T., SCHMIDT, T.G., SEIDEL, K., ANTONY, F., GÖDECKE, B., WITT-ALTFELDER, P., 2007. Kosten-effiziente Maßnahmenkombinationen nach Wasserrahmenrichtlinie zur Nitratreduktion in der Landwirtschaft. In: Osterburg, B., Runge, T. (Hrsg.), Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer – eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig, 4–138.
- PETERS, W., SCHULTZE, C., SCHÜMANN, K., STEIN, S., 2010. Bioenergie und Naturschutz – Synergien fördern, Risiken vermeiden. Positionspapier des BfN, 30.
- REEG, T., 2009. Agroforstsysteme mit Wertholzbäumen im Landschaftsbild. In: Reeg, T., Bemann, A., Konold, W., Murach, D., Spiecker, H. (Hrsg.) Anbau und Nutzung von Bäumen auf landwirtschaftlichen Flächen. Wiley-VCH 2009, Weinheim
- REEG, T., BEMMANN, A., KONOLD, W., MURACH, D., SPIECKER, H. (HRSG.), 2009. Anbau und Nutzung von Bäumen auf landwirtschaftlichen Flächen. Wiley-VCH 2009, Weinheim

- REUTTER, M., MATZDORF, B., 2013. Leistungen artenreichen Grünlandes. In: Grunewald, K., Bastian, O. (Hrsg.), Ökosystemdienstleistungen – Konzepte, Methoden, Fallbeispiele. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 216–224.
- REYER, C. S., LEUZINGER, A., RAMMIG, A., WOLF, R. P., BARTHOLOMEUS, A., BONFANTE, F., DE LORENZI, M., DURY, P., GLONING, R., ABOU JAOUDE, T., KLEIN, T. M., KUSTER, M., MARTINS, G., NIEDRIST, M., RICCARDI, G., WOHLFAHRT, P., DE ANGELIS, G., DE DATO, L., FRANÇOIS, A., MENZEL, M., PEREIRA, H., 2013. A plant's perspective of extremes: Terrestrial plant responses to changing climatic variability. *Global Change Biology* 19: 75–89.
- 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. Amtsblatt der Europäischen Union L 327 vom 22.12.2000, S. 1–83.
- RIPPEL, R., 2007. Klimaänderung: Bestandsaufnahme und Handlungsstrategien für die Landwirtschaft. Institut für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL). Download 15.10.2014 (<http://www.lkp-bayern.de/database/dbfiles/partner-o/Vortrag%20Direktor%20Rippel.pdf>)
- RÖDER, N., GRÜTZMACHER, F., 2012. Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Mooren – Vermeidungskosten und Anpassungsbedarf. *Natur und Landschaft*, 87(2): 56–61.
- ROTHE, A., OSTERBURG, B., DE WITTE, T., ZIMMER, Y., 2010. Modellgestützte Folgenabschätzungen für den Anbau nachwachsender Rohstoffe in Deutschland. Endbericht (FKZ 22008605), Thünen-Institut, Braunschweig.
- ROYAL SOCIETY, 2009. Reaping the benefits: science and the sustainable intensification of global agriculture, London. Download 15.10.2014 (http://royalsociety.org/uploadedFiles/Royal_Society_Content/policy/publications/2009/4294967719.pdf)
- SCHÄFER, A., 2009. Moore und Euros – die vergessenen Millionen. *Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie*, 43 (4): 156–160.
- SCHALLER, L., IN VORBEREITUNG. Landwirtschaftliche Nutzung von Moorflächen in Deutschland – Sozioökonomische Aspekte einer klimaschonenden Bewirtschaftung, Dissertation an der Technischen Universität München.
- SCHALLER, L., KANTELHARDT, J., DRÖSLER, M., HÖPER, H., 2012. The costs of drowning GHG emissions in the peatlands – An economic assessment of potential agricultural emission reduction in the LULUCF sector, International Association of Agricultural Economists 2012 Conference, Foz do Iguaçu, Brazil, August 18–24, 2012. Download 15.10.2014 (<http://ageconsearch.umn.edu/handle/125219>)
- SCHMIDT, P.A., GLASER, T., 2009. Kurzumtriebsplantagen aus der Sicht des Naturschutzes, In: Reeg, T., Bemann, A., Konold, W., Murach, D., Spiecker, H. (Hrsg.) Anbau und Nutzung von Bäumen auf landwirtschaftlichen Flächen. Wiley-VCH 2009, Weinheim.
- SCHRAMEK, J., OSTERBURG, B., KASPERCZYK, N., NITSCH, H., WOLFF, A., WEIS, M., HÜLEMEYER, K., 2012. Vorschläge zur Ausgestaltung von Instrumenten für einen effektiven Schutz von Dauergrünland. *BfN-Skripten*, 323.
- SCHÜMANN, K., ENGEL, J., FRANK, K., HUTH, A., LUICK, R., WAGNER, F., 2010. Naturschutzstandards für den Biomasseanbau. Endbericht März 2010.
- SCHWARZ, W., 2012. Klimawandel birgt Chancen und erfordert Investitionen, Rede von Dr. Werner Schwarz, DBV-Vizepräsidenten Pressekonferenz des Deutschen Bauernverbandes (DBV) und des Deutschen Wetterdienstes (DWD) am 12. September 2012 in Berlin. Download 15.10.2014 (http://www.dwd.de/bvbw/generator/DWDWWW/Content/Presse/Pressekonferenzen/2012/PK__12__09__12/Rede__Schwarz__20120912,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/Rede_Schwarz_20120912.pdf)
- SCHWEPPE-KRAFT, B., GRUNEWALD, K., 2013. Ansätze zur ökonomischen Bewertung von Natur. In: Grunewald, K., Bastian, O. (Hrsg.) Ökosystemdienstleistungen – Konzept, Methoden und Fallbeispiele. Springer Spektrum, Heidelberg.
- SEARCHINGER, T., HEIMLICH, R., HOUGHTON, R. A., DONG, F., ELOBEID, A., FABIOSA, J., TOKGOZ, S., HAYES, D., YU, T., 2008. Use of U.S. croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science*, 319, 1238–1240.
- SEUFERT, V., RAMANKUTTY, N., FOLEY, J. A., 2012. Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature*, 485: 229–234.
- SMITH, P., MARTINO, D., CAI, Z., GWARY, D., JANZEN, H., KUMAR, P., MCCARL, B., OGLE, S., O'MARA, F., RICE, C., SCHOLE, B., SIROTENKO, O., HOWDEN, M., MCALLISTER, T., PAN, G., ROMANENKOV, V., SCHNEIDER, U., TOWPRAYOON, S., 2007. Policy and technological constraints to implementation of greenhouse gas mitigation options in agriculture: Agriculture, Ecosystems & Environment. Vol. 118(1–4): 6–28.
- SMITH, P., POWLSON, D.S., GLENDINING, M.J., SMITH, J., 1998. Preliminary estimates of the potential for carbon mitigation in European soils through no-till farming. *Global Change Biology* 4: 679–685.
- SMUL – SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT, 2009. Klimawandel und Landwirtschaft, Strategie zur Anpassung der sächsischen Landwirtschaft an den Klimawandel. Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Dresden. Download 15.10.2014 (<http://search.sachsen.de/web/redirect?url=https%3A%2F%2Fpublikationen.sachsen.de%2Fbdb%2Fartikel%2F11557%2Fdocuments%2F11994&type=clickLink&linkId=suchergebnis1>)
- SRU – SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN, 2009. Für eine zeitgemäße Gemeinsame Agrarpolitik (GAP). Stellungnahme.

- STROHM, K., SCHWEINLE, J., LIESEBACH, M., OSTERBURG, B., RÖDL, A., BAUM, S., NIEBERG, H., BOLTE, A., WALTER, K., 2012. Kurzumtriebsplantagen aus ökologischer und ökonomischer Sicht. *Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie*, 06/2012.
- TAUBE, 2012. Nachhaltigkeit und Ressourceneffizienz – Vortrag anlässlich des DLG Kolloquiums am 5.12.2012 in Berlin, Wintertagungsbuch DLG. Download 15.10.2014 (http://www.gfo.uni-kiel.de/gfo/pdf/Taube_Beitrags_Nachhaltige%20Intensivierung_.pdf)
- THÜNEN-INSTITUT FÜR BETRIEBSWIRTSCHAFT, 2013. Wirtschaftliche Lage ökologischer und konventioneller Vergleichsbetriebe. Wirtschaftliche Lage ökologischer und konventioneller Vergleichsbetriebe, Wirtschaftsjahre 2008/09, 2009/10; 2010/11; 2011/12. Institut für Betriebswirtschaft des Thünen-Instituts auf Grundlage des Testbetriebsnetzes. Download 15.10.2014 (http://www.ti.bund.de/no_cache/de/startseite/institute/bw/projekte/betriebswirtschaftliche-analysen-oekologischer-landbau/analyse-der-wirtschaftlichen-lage-oekologisch-wirtschaftender-betriebe.html)
- TIETZ, A., BATHKE, M., OSTERBURG, B., 2012. Art und Ausmaß der Inanspruchnahme landwirtschaftlicher Flächen für außerlandwirtschaftliche Zwecke und Ausgleichsmaßnahmen. Braunschweig: *Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie* 2012/05.
- TLL – THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT, 2006. Standpunkt zur Pfluglosen Bodenbewirtschaftung in Thüringen (Hrsg.) Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft Naumburger Str. 98, 07743 Jena. Download 15.10.2014 (<http://www.tll.de/ainfo/pdf/pfbbo706.pdf>)
- 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: 53–59.
- UBA – UMWELTBUNDESAMT, 2012. Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2012 – Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2010. EU-Submission. Umweltbundesamt, Dessau. *Climate Change* 08/2012.
- UBA – UMWELTBUNDESAMT, 2011. Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen. 1990 – 2010 (Endstand 14.12.2011). Dessau, Dezember 2011.
- UBA – UMWELTBUNDESAMT, 2010. Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2012 – Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990–2008. EU-Submission. Umweltbundesamt, Dessau.
- VAN HUYLENBROOK, G., DURAND, G., 2003. Multifunctional Agriculture. A New Paradigm for European Agriculture and Rural Development. Ashgate.
- VOLLRATH, B., 2012. Energie aus Wildpflanzen Forschung gewinnt weiter an Fahrt. Bayerische Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau Abteilung Landespflege. *Biogasjournal – Sonderheft Energiegewinnung Juni 2012*, 24–27. Download 15.10.2014 (http://www.lwg.bayern.de/landespflege/landschaftspflege/44820/biogasjournal_wildpflanzen.pdf)
- VOLLRATH, B., WERNER, A., 2012a. Energie aus Wildpflanzen Lösungsansätze für die Entschärfung der Konkurrenz zwischen Energiepflanzenproduktion und Naturschutz. Bayerische Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau Abteilung Landespflege, Sonderdruck aus *Agrarspektrum*, Bd. 45/12: 138–146. Download 15.10.2014 (http://www.lwg.bayern.de/landespflege/landschaftspflege/44819/agrarspektrum_wildpflanzen.pdf)
- VOLLRATH B., WERNER A. 2012b. Wildpflanzen zur Biogasgewinnung – eine ökonomische Alternative zur Silomais. Bayerische Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau Abteilung Landespflege. Sonderdruck aus *LandInForm* 3/12, 36–37. Download 15.10.2014 (http://www.lwg.bayern.de/landespflege/landschaftspflege/44913/biogas_alternativ.pdf)
- WALZ, U., BERGER, A., 2004. Analyse der Analyse der Auswirkungen des Landschaftswandels auf die Erholungseignung. In: Strobl, J., Blaschke, T., Griesebner, G. (Hrsg.), *Angewandte Geoinformatik 2004*. Beiträge zum 16. AGIT-Symposium Salzburg 2004: 760–759; Heidelberg. Download 15.10.2014 (http://www2.ioer.de/recherche/pdf/2004_walz_berger_agit.pdf)
- 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: 76–85.
- WEST, T.O., POST W.M., 2002. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: A global data analysis. *Soil Science Society of America Journal* 66: 1930–1946.
- WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT FÜR AGRARPOLITIK, 2011. Risiko- und Krisenmanagement in der Landwirtschaft. Zur Rolle des Staates beim Umgang mit Ertrags- und Preisisiken. Stellungnahme, April 2011.
- WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT FÜR AGRARPOLITIK, 2010. EU-Agrarpolitik nach 2013 – Plädoyer für eine neue Politik für Ernährung, Landwirtschaft und ländliche Räume. Gutachten des Beirats für Agrarpolitik, verabschiedet im Mai 2010.
- WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT FÜR AGRARPOLITIK, 2007. Nutzung von Biomasse zur Energiegewinnung – Empfehlungen an die Politik.
- WÜSTEMANN, H., 2007. Multifunktionalität der Landwirtschaft und Non Commodity Outputs – Theoretische Betrachtung und empirische Analyse. Shaker Verlag, Aachen.

KOORDINIERENDE AUTORIN

ALETTA BONN

AUTORINNEN UND AUTOREN

AUGUSTIN BERGHÖFER, JOHN COUWENBERG, MATTHIAS DRÖSLER,
RITA JENSEN, JOCHEN KANTELHARDT, VERA LUTHARDT, THORSTEN PERMIEN,
NORBERT RÖDER, LENA SCHALLER, BURKHARD SCHWEPPE-KRAFT,
FRANZISKA TANNEBERGER, MICHAEL TREPEL, SABINE WICHMANN

GUTACHTER

ACHIM SCHÄFER, FELIX GRÜTZMACHER

5.1	Klimarelevanz von kohlenstoffreichen Böden (Moorböden)	125
5.2	Verbreitung und Nutzung kohlenstoffreicher Böden	125
5.3	Bilanzierung der Treibhausgasemissionen von kohlenstoffreichen Böden in Deutschland	129
5.4	Teufelskreis der Moorbodennutzung	132
5.5	Anpassung an den Klimawandel durch Wiedervernässung kohlenstoffreicher Böden	134
5.6	Synergien und Konflikte: Klimaschutz, Biodiversität, Versorgungsleistungen und weitere Ökosystemleistungen	134
5.7	Paludikultur – ausgewogene Sicherung der Ökosystemleistungen von Mooren	136
5.8	Erneuerbare Energieträger auf kohlenstoffreichen Böden	138
5.9	Sozio-ökonomische Aspekte der Wiedervernässung landwirtschaftlich genutzter Moorböden	142
	Literatur	145

Kernaussagen

- ▶ Kohlenstoffreiche Böden, oder auch Moorböden, sind von herausragender Bedeutung für Klimaschutz, Wasserhaushalt und Biodiversität. Sie stellen mit 1.200–2.400 Mio. t C den größten terrestrischen Kohlenstoffspeicher Deutschlands dar. In naturnahem Zustand bilden Moore dauerhafte Kohlenstoffsinken – ihr Schutz ist vorsorgender Klimaschutz.
- ▶ In degradiertem Zustand sind Moore signifikante Quellen für Treibhausgase. In Deutschland sind mehr als 95 % der ehemaligen Moorflächen entwässert, vorwiegend für Land- und Forstwirtschaft. Auf ca. 8 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche Deutschlands führt dies zu einer Freisetzung von 41 Mio. t CO₂-Äq pro Jahr. Dies entspricht ca. 30 % der Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft bzw. 4,4 % der jährlichen Gesamtemissionen Deutschlands.
- ▶ Wiedervernässung von Moorböden ist eine der effektivsten und volkswirtschaftlich kostengünstigsten Klimaschutzmaßnahmen im Landnutzungsbereich und hat ein Reduktionspotential von bis zu 35 Mio. t CO₂-Äq pro Jahr in Deutschland.
- ▶ Durch Wiedervernässung entstehen Synergien mit Naturschutz und einer Vielfalt von Ökosystemleistungen wie z. B. Gewässergüterregulierung und kulturelle Ökosystemleistungen durch den Erhalt des Archivwerts der Moorböden.
- ▶ Paludikultur bietet Konzepte zur Etablierung einer nachhaltigen Landnutzung auf degradierten wiedervernässten Flächen.

5.1 KLIMARELEVANZ VON KOHLENSTOFFREICHEN BÖDEN (MOORBÖDEN)

Ökosysteme auf kohlenstoffreichen Böden, vorwiegend Moorböden, sind für den Klimaschutz besonders relevant, weil sie die größten terrestrischen Kohlenstoffspeicher darstellen. Unter ungestörten Bedingungen können sie als einzige Ökosysteme kontinuierlich und dauerhaft Kohlenstoff aufnehmen und langfristig im Boden speichern. Wassergesättigte Bedingungen behindern den vollständigen Abbau von abgestorbenen Pflanzenteilen, sodass organisches Material akkumuliert wird. Weltweit wird der Kohlenstoffgehalt in kohlenstoffreichen Böden (Moorböden) auf 550 Mrd. t C geschätzt, was ca. 30 % des weltweiten Bodenkohlenstoffs entspricht, während sie nur 3 % der Erdoberfläche bedecken (Parish et al., 2008). Für Deutschland wird der Gesamt-Kohlenstoff in kohlenstoffreichen Böden mit 1.200–2.400 Mio. t C angegeben (Höper, 2007; UBA, 2012). Die Erhaltung dieses Kohlenstoffspeichers ist Klimaschutz.

Besonders in entwässertem Zustand werden kohlenstoffreiche Böden jedoch zu signifikanten Quellen von klimawirksamen Treibhausgasen (Joosten et al., 2013; Smith, 2004). Die Absenkung der Wasserstände für Land- und Forstwirtschaft führt zu einer Belüftung der organischen Böden, die eine Oxidierung und kontinuierliche Freisetzung des über Jahrhunderte bzw. Jahrtausende festgelegten Kohlenstoffs in Form von Kohlendioxid zur Folge hat. In

Deutschland tragen kohlenstoffreiche Böden mit einer Freisetzung von ca. 41 Mio. t CO₂-Äq pro Jahr zu ca. 30 % der Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft bei bzw. zu ca. 4,4 % der jährlichen deutschen Brutto-Gesamtemissionen (UBA, 2012). Deutschland hat damit im europäischen Vergleich die höchsten Gesamtemissionen aus der Nutzung kohlenstoffreicher Böden (SRU, 2012). Andererseits erlauben relativ kostengünstige Wiedervernässungsmaßnahmen (siehe Abschnitt 5.9; Schäfer, 2009) eine weitestgehende Vermeidung dieser Emissionen (Freibauer et al., 2009). Dies macht den Schutz kohlenstoffreicher Böden (Infobox 5.1) zu einem wichtigen Handlungsfeld im Rahmen des Klimaschutzes (Drösler et al., 2012a; Joosten et al., 2012).

Neben ihrer herausragenden Bedeutung für die Klimaregulierung, liefern naturnahe Moorökosysteme auch einen wichtigen Beitrag zur Regulierung des Landschaftswasserhaushalts und -stoffhaushalts sowie der Erhaltung der biologischen Vielfalt (Bonn et al., 2015; Jensen et al., 2012).

5.2 VERBREITUNG UND NUTZUNG KOHLENSTOFFREICHER BÖDEN

In Deutschland finden sich kohlenstoffreiche Böden auf 1,4 bis 1,8 Mio. ha (Röder und Osterburg, 2012a). Dies entspricht rund 5 % der Fläche Deutschlands bzw. 8 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche (siehe Abbildung 5.1). Heute ist bei mehr als 95 % aller kohlenstoffreichen Böden, insbesondere bei

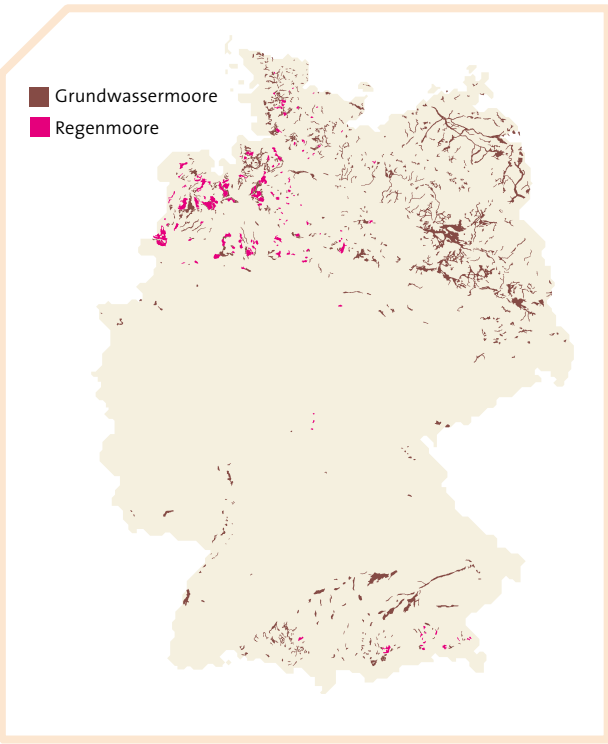
Mooren, der Wasserhaushalt durch Entwässerungsmaßnahmen für die Land- und Forstwirtschaft sowie für den Torfabbau nennenswert beeinträchtigt (vgl. Tabelle 5.1., 5.2).

Regenbeeinflusste Hochmoore finden sich vor allem in den niederschlagsreichen Regionen Nordwestdeutschlands und im Alpenvorland mit ca. 332.000 ha, während sich die Verbreitung der vorwiegend grundwasserbeeinflussten Niedermoores mit ca. 1.151.000 ha vorwiegend im norddeutschen Tiefland konzentriert (siehe Abbildung 5.1 und Röder und Grützmaker, 2012). Anmoore haben eine Fläche von 464.000 ha.

Bundesweit werden ca. 70 % der kohlenstoffreichen Böden landwirtschaftlich und 15 % forstwirtschaftlich genutzt (Tabelle 5.1). Von den landwirtschaftlich genutzten kohlenstoffreichen Böden werden knapp 70 % als Grünland genutzt. Es gibt allerdings deutliche regionale Unterschiede. So ist in Niedersachsen der Grünlandanteil mit gut 60 % deutlich

niedriger als in anderen Regionen. Auf dem Großteil der Ackerflächen werden Marktfrüchte wie Getreide, Raps oder Silomais angebaut (siehe Abbildung 5.2). Mais und Roggen werden auf kohlenstoffreichen Böden zu Lasten von Weizen und Raps deutlich häufiger angebaut als auf Mineralbodenstandorten. Zwischen 1999 und 2007 ist eine Zunahme von Winterweizen- und Energiepflanzenanbau (Mais und Raps) bei einem gleichzeitigen Rückgang des Anteils von Sommergetreide zu beobachten. Die Zunahme des Maisanbaus ist vor allem auf die hohen Einspeisevergütungen durch das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) zurückzuführen (Zuwachs 2003–2012: Silomais: 866.000 ha, Mais für Biogas: 832.000 ha; FNR, 2013). Tabelle 5.2 gibt einen Überblick über die Verbreitung der Moore, die Flächenanteile unter verschiedenen Landnutzungen und ihre Klimarelevanz in den fünf Bundesländern mit dem Verbreitungsschwerpunkt der Moore (Jensen et al., 2012). In diesen Bundesländern macht der Anteil der Treibhausgasemissionen aus Moorböden einen signifikanten Anteil der Gesamtemissionen aus.

ABBILDUNG 5.1 ▶ Verbreitung der Moorböden in Deutschland. (nach Schopp-Guth, 1999, mit freundlicher Genehmigung aus Jensen et al., 2012).



INFOBOX 5.1

Kohlenstoffreiche (organische) Böden

Der Begriff »kohlenstoffreiche Böden« umfasst Böden, die einen mindestens 10 cm mächtigen Horizont mit einem organischen Kohlenstoffgehalt (C_{org}) von über 12 % aufweisen. Böden, die lediglich wenige Tage im Jahr wassergesättigt sind, müssen mindestens 20 % C_{org} enthalten (Definition vereinfacht nach IPCC, 2006).

Diese Definition ist nicht deckungsgleich mit deutschen bodenkundlichen Klassifikationssystemen, da z. B. die Prozesse, die zur Bildung des Bodens geführt haben, keine Rolle spielen. Vereinfacht kann man sagen, dass neben den Mooren im bodenkundlichen Sinne auch Moor- bzw. Anmoorgleye, Hochmoor-, Niedermoor- bzw. Anmoorstagnogleye und Anmoorpseudogleye sowie häufig Sandmischkulturen die Bedingungen dieser Definition erfüllen. Anmoore sind mineralische Böden, die aufgrund von Wasserüberschuss und Sauerstoffarmut einen hohen Anteil an organischer Masse aufweisen. In Deutschland sind die eigentlichen Moorböden hinsichtlich Flächenumfang sowie Klimarelevanz die mit Abstand wichtigste Gruppe (Röder und Grützmaker, 2012).

TABELLE 5.1 ▶ Landnutzung auf kohlenstoffreichen Böden in Deutschland. Insbesondere das Verhältnis von Acker- und Grünland hängt sehr stark von der Datenquelle zur Definition von kohlenstoffreichen (organischen) Böden ab. Mit zunehmender räumlicher Auflösung der bodenkundlichen Datenquelle nimmt der Grünlandanteil tendenziell zu (verändert nach Röder und Osterburg, 2012a).

Landnutzung	Flächenanteil (%)
Landwirtschaft	69–71
– davon Acker	19–32
– davon Grünland	39–50
Sümpfe, Feuchtgebiete, Heiden und Brachen	5–9
Wald, Forst und Gehölze	14–15
Siedlungen, Gebäude, Torfabbau	7–9

ABBILDUNG 5.2 ▶ Entwicklung der Nutzung kohlenstoffreicher Böden im Vergleich zur gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche in Deutschland zwischen 1999 und 2007. (Röder und Grützmaker, 2012).

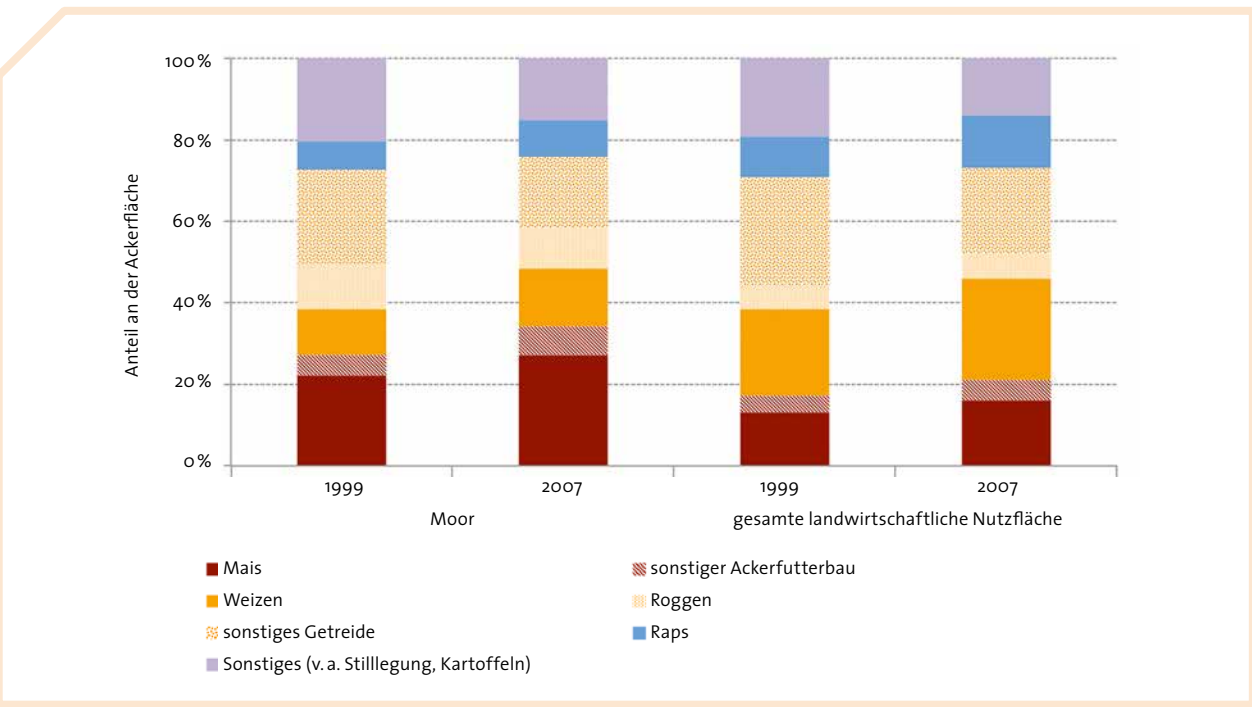


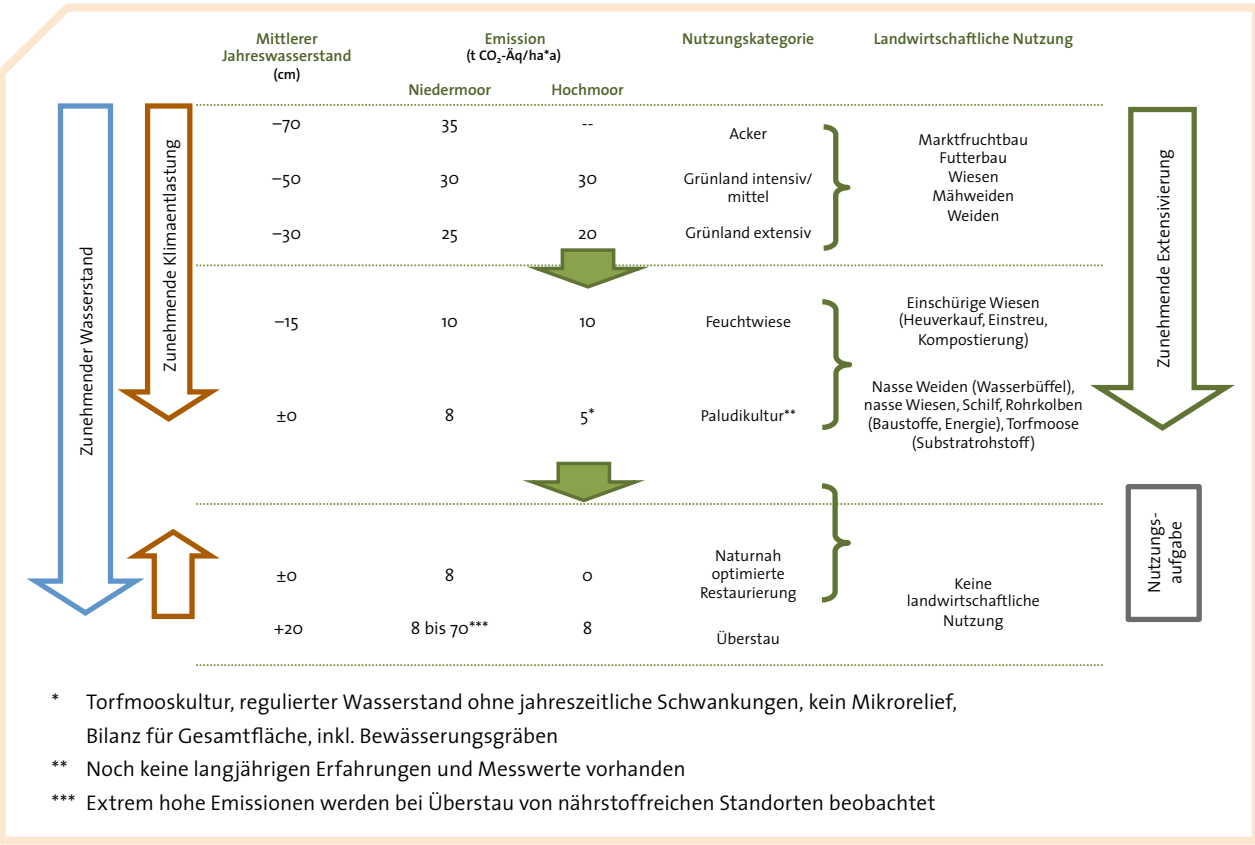
TABELLE 5.2 ▶ Fläche, Nutzung und Klimarelevanz der kohlenstoffreichen Moorböden in den Bundesländern Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Bayern und Niedersachsen. Flächenangaben unterscheiden sich teilweise von bundesweiten Gesamtflächenabschätzungen (UBA, 2012), da sie z. T. auf unterschiedlichen Bodenschätzungen beruhen. (leicht verändert nach Jensen et al., 2012).

	Schleswig-Holstein	Mecklenburg-Vorpommern	Brandenburg	Bayern	Niedersachsen
Moorfläche	145.000 ha	300.000 ha	210.000 ha**	220.000 ha	420.000 ha
Hochmoorböden	21 %	1 %	0 %	10 %	56 %
Niedermoorböden	79 %	99 %	100 %	42 %	44 %
Anmoorböden				48 %	
Flächenanteil Moore an der Landesfläche	9 %	13 %	7 %	3 %	9 %
Echte Senken	12 %	13 %	7 %	4 %	5 %
Ungenutzte, entwässerte Flächen	14 %	17 %	21 %	5 %	14 %
Landwirtschaftliche Flächen	74 %	56 %	95 %	73 %	66 %
Waldflächen auf entwässertem Moor	Es liegen keine Daten vor	14 %	12 %	18 %	8 %
Abtorfungsflächen	< 0,1 %	0,4 %	< 0,1 %	< 0,1 %	6 %
Anteil FFH an Moorböden	15 %	28 %		> 13 %	
Gesamtemissionen aus den Mooren (in Mio. t CO ₂ -Äq/a)	3	6	7	5	9
Emissionen entwässerter Systeme (in Mio. t CO ₂ -Äq/a)	2	6	7	4	9
Anteil an den Gesamtemissionen der Länder*	9 %	ca. 27 %	9 %	ca. 7–8 %	10 %
Abschätzung der Klimawirksamkeit	GEST (Jensen et al., 2010)	GEST (MLUV, 2009)	GEST (Landgraf, 2010; MUGV, 2009)	PEP-Modell (Drösler et al., 2013)	(Höper, 2007)

* Statistisch erfasste Emissionen aus den Bereichen Öffentliche Strom- und Fernwärmeversorgung, Industrie, Verkehr, Kleinverbraucher sowie die abgeschätzten Emissionen aus den Mooren unter Bezug auf das Jahr 2008.

** 260.000 ha unter Einbezug von Moorböden < 30 cm Mächtigkeit

ABBILDUNG 5.3 ▶ Treibhausgasbilanzen deutscher Moore nach Moortyp und Nutzungskategorie. (Emissionseinschätzungen nach Couwenberg et al., 2011 und Drösler et al., 2013).



5.3 BILANZIERUNG DER TREIBHAUSGAS-EMISSIONEN VON KOHLENSTOFFREICHEN BÖDEN IN DEUTSCHLAND

Für den Klimaschutz ist vor allem die Bilanz des Austausches an klimarelevanten Spurengasen entscheidend (Joosten et al., 2015): In naturnahem, wassergesättigten Zustand erfolgt der Abbau der organischen Substanz (Kohlenstoff) im Boden nur sehr eingeschränkt, da die biologischen Prozesse aufgrund der niedrigen Temperaturen und/oder der Wassersättigung des Boden nur sehr langsam erfolgen. Parallel zur Bindung von CO₂ (Kohlendioxid) wird CH₄ (Methan) emittiert, wobei sich im Mittel schwache, jedoch kontinuierliche Kohlenstoffsinken ergeben. Werden die Böden entwässert und genutzt, wird der Boden belüftet und aufgrund der aeroben Torfzehrung verstärkt CO₂ und N₂O (Lachgas, ein besonders starkes Spurengas mit hoher Klimawirkung) emittiert, wobei die CH₄-Emissionen zurückgehen. Die N₂O-Emissionen werden besonders bei Düngung relevant. Das Verhältnis der Gasflüsse bestimmt zusammen mit dem globalen Erwärmungspotential (GWP) der einzelnen Gase die Klima-

wirksamkeit (GWP über 100 Jahre von CO₂ = 1, CH₄ = 25, N₂O = 298). Die Emissionen je ha hängen vom Wasserstand, der Landnutzung und dem Vegetationstyp ab (siehe Abbildungen 5.3, 5.4, 5.5; Couwenberg et al., 2011; Drösler et al., 2013). Hierbei weisen vor allem Acker- und intensive Grünlandnutzung die höchsten Emissionen auf.

Der Wasserstand ist der wesentliche Einflussfaktor für Treibhausgasemissionen (Couwenberg et al., 2011; Drösler et al., 2012b). Messungen von Drösler et al. (2013) zeigen, dass allein durch Unterschiede im Wasserstand über die Hälfte der Emissionsunterschiede zwischen den Standorten erklärt werden kann (siehe Abbildung 5.4). Wichtig sind hierbei folgende Erkenntnisse: Die geringste Klimabelastung wird bei einem mittleren jährlichen Wasserstand von -10–0 cm unter Flur erreicht. Bei einem Überstau von 10 cm über Flur im Sommer steigt die Klimawirkung durch Ausstoß von Methan in hohem Maße. Weiterhin ist zu beachten, dass die Emissionen für Wasserstände zwischen -10– -70 cm unter Flur sehr variabel und vom Nutzungs- und Vegetationstyp

abhängig sind. Bei der Abschätzung einer prognostizierten ökologischen Serviceleistung zur Klimaentlastung durch Wasserstandanhebung, z. B. für Kohlenstoffzertifikate (siehe Infoboxen 5.2, 5.3, Kapitel 9) werden daher die möglichen Einsparungen generell sehr konservativ geschätzt.

Relevante Reduktionspotentiale können insbesondere dann erreicht werden, wenn die mittleren Jahreswasserstände deutlich angehoben und die landwirtschaftliche Nutzung stark extensiviert wird (siehe Abbildung 5.3). Zur Emissionsreduktion von Moorböden gibt es drei Handlungsfelder:

- ▶ Absoluter Schutz von intakten Moorböden, um den Kohlenstoffspeicher im Boden zu sichern und zukünftige Emissionen zu vermeiden,
- ▶ Extensivierung und umweltverträgliche Nutzung: Umstellung der Landbewirtschaftung von Ackerbau und Intensivgrünland auf nasses »Pflegegrünland« oder Paludikulturen, bei höheren Wasserständen mit Wasserstandsanhebung durch Dämmung von Gräben, und
- ▶ Restaurierung durch vollständige Wiedervernässung und potentiell flankierende Maßnahmen zum Vegetationsmanagement.

Von vollständiger Wiedervernässung und erfolgreicher Restaurierung kann man erst dann sprechen, wenn die Wasser-mittelstände auf etwa 10–0 cm unter Flur angehoben sind und die standorttypische Wasserstandsdynamik und andere Ökosystemprozesse, wie z. B. Kohlenstoffbindung, wiederhergestellt sind. Allerdings ist nach einer Dränung in vielen Fällen eine vollständige Reversibilität zum ursprünglichen Zustand vor der Entwässerung nicht möglich.

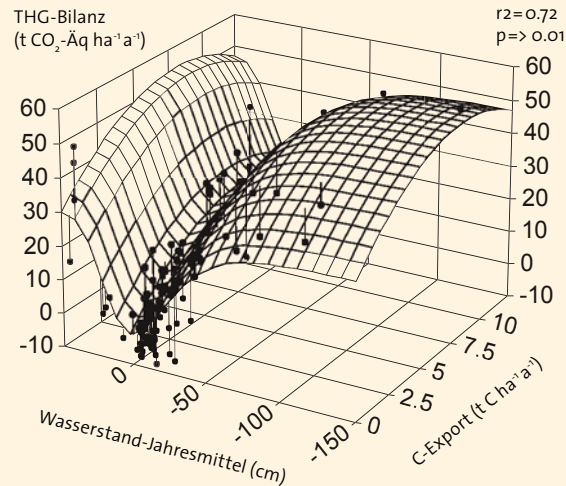
Bei Hochmoorböden liegen die durchschnittlichen Reduktionspotentiale bei ca. 15 t CO₂-Äq und bei Niedermoor-Böden bei ca. 30 t CO₂-Äq pro ha und Jahr (Drösler et al., 2012b), sofern die Wiedervernässungsmaßnahmen aus Klimaschutzgesichtspunkten optimal durchgeführt werden. Die höchsten Emissionsreduktionen ergeben sich bei Wiedervernässung von stark gedrännten Böden (intensiv genutzte Grünland- und Ackerstandorte) auf mittlere jährliche Wasserstände von knapp unter der Oberfläche (siehe Abbildung 5.3; Freibauer et al., 2009). Wiedervernässung von nur leicht degradierten Mooren ergeben dagegen geringere Reduktionspotentiale, wobei diese Maßnahmen für den Naturschutz oft sehr interessant sind. Drösler et al. (2012a) ermittelten für 19 Schutzgebiete Emissionsreduktionspotentiale

INFOBOX 5.2

PEP-Modell zur Prognose und Hochskalierung der THG-Bilanzen von Mooren

Das PEP-Modell (Peatland Emissions Predictor) wurde 2012 zur Prognose der Klimawirkung von Mooren entwickelt (Drösler et al., 2012a, 2013). Die Klimawirkung wird in Abhängigkeit von Wasserstand, Nutzungsintensität und Vegetationstyp als unabhängige Variablen abgeschätzt. Mit dem PEP-Modell können 72 % der Variabilität der Klimawirksamkeit der Flächen erklärt werden. Es können alle in der Realität vorkommenden Extreme stufenlos abgebildet werden: hohe Landnutzungsintensität bei relativ hoch anstehendem Grundwasser bis geringe Landnutzungsintensität bei niedrigem Grundwasserspiegel. Weiterhin ist es mit diesem Ansatz möglich, dynamische Veränderungen der einzelnen Faktoren in die Emissionsberechnung mit einzubeziehen.

ABBILDUNG 5.4 ▶ PEP-Modell (Peatland Emissions Predictor): Abhängigkeit der jährlichen THG-Bilanzen der Standorte vom Jahresmittel des Wasserstands und dem jährlichen Export von Kohlenstoff mit dem Erntegut. (Drösler et al., 2013).



durch Moorrestaurierung von durchschnittlich 4–15,5 t CO₂-Äq pro ha und Jahr. Für Deutschland wurde ein maximales Reduktionspotential durch Wiedervernässung kohlenstoffreicher Böden in der Größenordnung von 5–35 Mio. t CO₂-Äq

pro Jahr abgeschätzt (Freibauer et al., 2009). Umfangreiche Planungsprozesse sind notwendig, um dieses Potential zu erschließen. In diesem Zusammenhang müssen Investitionen in das Wassermanagement getätigt und für die auf kohlenstoffreichen Böden wirtschaftenden Betriebe müssen Nutzungsalternativen erschlossen bzw.

die Nutzungsrechte müssen abgelöst werden. Somit kann dieses Potential nur mittel- bis langfristig vollständig erschlossen werden.

Um exakte standortbezogene und technisch als auch finanziell sehr aufwendige Messungen von Emissionswerten auf

INFOBOX 5.3

GEST – Eine praxisnahe Methode zur Bestimmung der Klimawirksamkeit von Mooren

Der GEST-Ansatz zur Bilanzierung des Emissionsverhaltens von Mooren wurde 2008 entwickelt und beschreibt TreibhausGas-Emissions-Standort-Typen (GESTs, nach Couwenberg et al., 2008; Couwenberg et al., 2011). Hierbei werden Vegetationsformen anhand ihrer mittleren jährlichen Wasserstände und Vegetationszusammensetzung Emissionswerte für CH₄ und

CO₂ zugeordnet, basierend auf der Erkenntnis, dass die Vegetationsformen oder Pflanzengesellschaften eines Standorts dessen Standorteigenschaften und somit auch Nutzungstypen spiegeln (Abbildung 5.5). Für tiefentwässerte Standorte werden die Emissionen tendenziell unterschätzt (vgl. Abbildung 5.3, Drösler et al., 2013; Hooijer und Couwenberg, 2013).

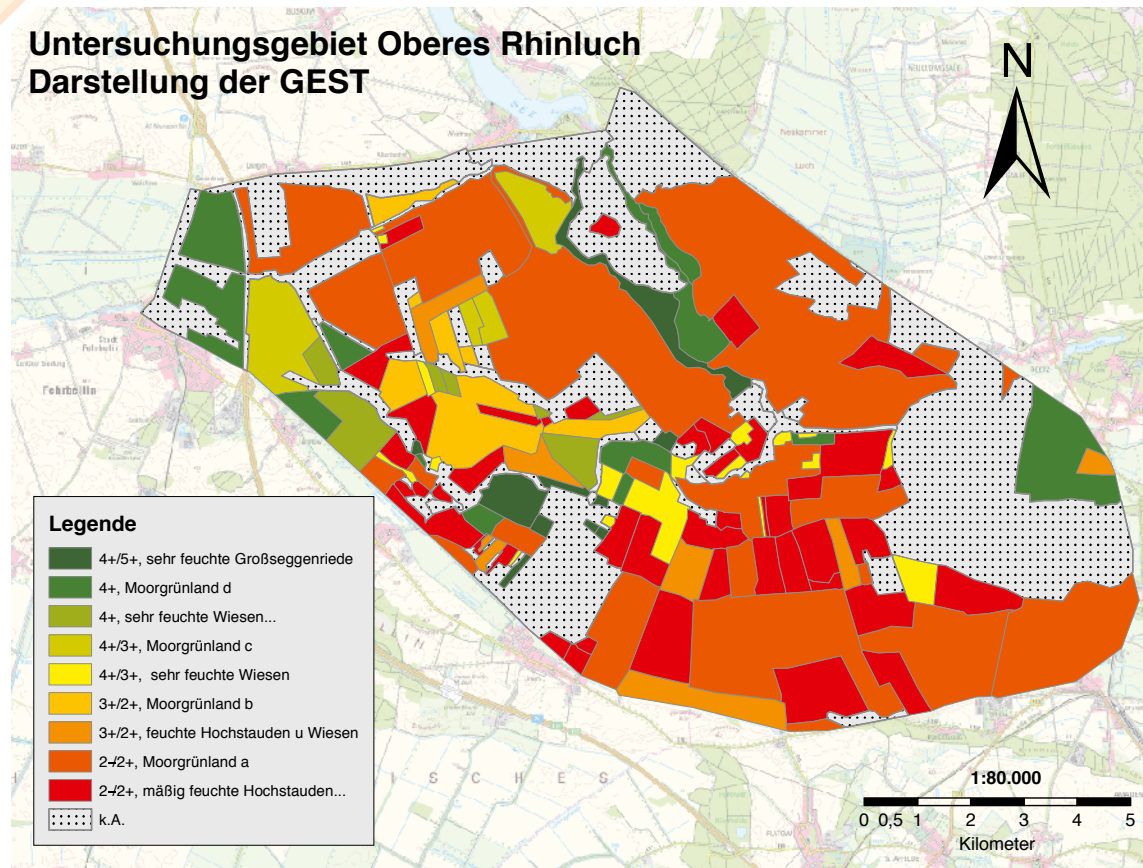
ABBILDUNG 5.5 ▶ Ausgewählte TreibhausGasEmissionsStandortTypen (GEST) mit Schätzungen zum Treibhausgaspotential. (nach Couwenberg et al., 2011).

Wasserstufe	2+	3+	4+	5+	6+
	mäßig feucht	feucht	halbnass (sehr feucht)	nass (oberes Eulitoral)	entspricht geflutet (unteres Eulitoral)
Jahresmediane der Wasserstände	ca. 35–85 cm unter Flur	ca. 15–45 cm unter Flur	ca. 5–20 cm unter Flur	ca. 10 cm unter bis 10 cm über Flur	ca. 10–150 cm über Flur
GEST	Treibhauspotential in t CO ₂ -Äq/ ha pro Jahr				
Intensivgrünland	24	15	7,5		
Hochstauden und Wiesen	24	12,5	7,5		
Riede und Röhrichte			3,5	8,5	8,5
Wiedervernässte Kurzrasen				5,5	
Überflutete Flächen					hoch (bis zu 80)

Für die Bilanzierung der Klimarelevanz der Moorböden Schleswig-Holsteins, Mecklenburg-Vorpommerns und Brandenburgs wurden die Standorttypen des GEST-Ansatzes auf die größeren Einheiten der Biotopkartierungen übertragen; somit konnten landesweite bzw. flächenkonkrete Emissionswerte geschätzt werden (siehe Tabelle 5.2, Abbildung 5.6). Auch international wird der GEST-Ansatz im Zusammenhang mit dem Verified Carbon Standard (VCS), dem wichtigsten Standard für

Landnutzungsprojekte auf den freiwilligen Kohlenstoffmarkt angewendet und weiterentwickelt (Couwenberg et al., 2011; www.v-c-s.org; siehe auch Infobox 5.4). In Weißrussland wird er für eine Anwendung in Mittel- und Osteuropa mit Emissionsmessungen validiert und mit Vegetationsuntersuchungen kalibriert (Tanneberger und Wichtmann, 2011). In Großbritannien wird ein ähnlicher Ansatz für die Entwicklung nationaler Emissionsfaktoren verfolgt (Bonn et al., 2014).

ABBILDUNG 5.6 ▶ GEST-Karte des Oberen Rhinluchs in Brandenburg, aus dem die mittleren Emissionswerte abgeleitet werden können (aus Hargita und Meißner, 2010). Legende gibt GEST Wasserstufen an, siehe Abb 5.5



Mooren in die Fläche übertragen zu können, wurden in Deutschland inzwischen zwei Verfahren entwickelt (PEP-Ansatz und GEST-Modell, Infobox 5.2, 5.3). In beiden Verfahren werden basierend auf Wasserstand, Vegetation und Nutzungstyp Emissionsfaktoren je ha berechnet. Diese Modelle wurden bereits verwendet, um die Klimarelevanz verschiedener Moorflächen zu berechnen (siehe Tabelle 5.2, Abbildung 5.6), und bieten eine Voraussetzung für die Monetarisierung der Ökosystemleistung Klimaschutz in Hinblick auf die Zertifizierung für freiwillige Kohlenstoffmärkte (siehe Kapitel 9, Infobox 9.2 zu Moorfutures).

5.4 TEUFELSKREIS DER MOORBODENNUTZUNG

Durch Entwässerung der Moorböden zur land- und forstwirtschaftlichen Nutzung, wird die oberste Bodenschicht besser belüftet und die Oxidation der organischen Substanz beschleunigt. Neben der damit verbundenen erhöhten Freiset-

zung von klimarelevanten Spurengasen sackt die Geländeoberfläche des Torfkörpers ab, mit jährlicher Sackungsrate von ca. 1 cm und mehr bei intensiver Landnutzung. Die Sackung ist abhängig von den mittleren Wasserständen im Sommerhalbjahr und den Mineralstoffgehalten der Torfhorizonte (Nieuwenhuis und Schokking, 1997). Je nasser die Standorte, desto geringer die jährl. Sackungsraten (Tabelle 5.3).

Durch Sackung nehmen mit der Zeit die mittleren Grundwasserflurabstände in entwässerten Mooren langsam ab. Dadurch verringern sich die Mineralisationsraten und somit CO₂-Emissionen, jedoch geht gleichzeitig auch die Befahrbarkeit der Standorte sowie die Zahl der Nutzungsoptionen zurück (Knieß et al., 2010). Um eine intensive landwirtschaftliche Nutzung aufrecht zu erhalten, werden Gräben und Dränagen regelmäßig in Abständen von 10–15 Jahren

INFOBOX 5.4

Rechtliche Verankerung der Moore im Klimaregime

Kyoto-Protokoll 1. Periode

In der 1. Verpflichtungsperiode sind gemäß Artikel 3.3 des Kyoto-Protokolls anthropogene Änderungen aus Aufforstung, Wiederbewaldung und Entwaldung verpflichtend gegenüber 1990 anzurechnen. Die Anrechnung der durch Menschen verursachten Aktivitäten: Waldbewirtschaftung, Ackerlandbewirtschaftung, Weidelandbewirtschaftung und Ödlandbegrünung ist dagegen freiwillig (Art. 3.4 Kyoto-Protokoll). Deutschland hat die freiwillige Aktivität Waldbewirtschaftung gewählt.

Kyoto-Protokoll 2. Periode

Für die 2. Verpflichtungsperiode des Kyoto-Protokolls wurde die neue Aktivität »Wiedervernässung und Entwässerung von Feuchtgebieten« in Artikel 3.4 aufgenommen (siehe auch Joosten et al., 2012). Annex-I Länder können diese Aktivität wählen und müssen dann die THG-Emissionen der Flächen bilanzieren, die durch menschliche Aktivität seit dem Jahr 1990 entwässert oder wiedervernässt wurden und nicht unter einer anderen Aktivität angerechnet werden. Deutschland hat keine der freiwilligen Aktivitäten (Ackerlandbewirtschaftung, Weidelandbewirtschaftung, Ödlandbegrünung und Wiedervernässung/Entwässerung) gewählt.

Mit der seit der 1. Verpflichtungsperiode von Deutschland gewählten Aktivität Waldbewirtschaftung werden seit 2008 THG-Emissionen und C-Bindungen von organischen Böden unter Waldbewirtschaftung (Waldmoore) angerechnet. 70 % der Moorböden Deutschlands werden allerdings als Acker- oder Weideland genutzt und deren Emissionen unter der Treibhausgasberichterstattung in den Kategorien Acker und Grünland inventarisiert (UBA, 2012). Unter Feuchtgebiete fallen hier lediglich intakte Moore, Gewässer und Torfabbauf Flächen. Diese Darstellung gemäß den internationalen Berichtsvorschriften verzerrt die Bedeutung der Moorböden für die Ge-

samtemissionen aus der Landnutzung. Deutschland könnte durch die Wahl der freiwilligen Aktivität Wiedervernässung/Entwässerung gezielt Emissionen und Einbindungen aus organischen Böden unabhängig von der Nutzung (außer Wald) anrechnen. Das ergäbe derzeit eine Lastschrift von 41 Mio. t CO₂-Äq pro Jahr – dem gegenüber stünden für das Jahr 2010 25 Mio. t CO₂-Äq Gutschriften aus Aufforstung, Wiederbewaldung und Waldbewirtschaftung (UBA, 2012).

Effort Sharing Decision (ESD)

Die europäische Lastenteilungsentscheidung (Englisch »Effort Sharing Decision«) erfasst ab 2013 die Sektoren außerhalb des Europäischen Emissionshandels. Die CO₂-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Mooren werden im Landnutzungssektor (LULUCF) inventarisiert. Da LULUCF in der ESD ausgeschlossen ist, werden diese Emissionen also nicht berücksichtigt. Jedoch ist der Sektor Landwirtschaft ausdrücklich einbezogen und man könnte also vermuten, dass zumindest alle THG-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Mooren bilanziert werden. Jedoch werden unter Landwirtschaft nach den IPCC guidelines aus methodischen Gründen nur Lachgas- und Methanemissionen erfasst, aber nicht die CO₂-Emissionen. Somit sind auch nach der ESD die Emissionen aus drainierten Mooren nicht berücksichtigt.

Neuer Rechtsrahmen der EU zur Anrechnung

Die EU-Kommission hat am 12. März 2013 einen neuen Beschluss verabschiedet, um zunächst einen soliden, einheitlichen und eigenen Rechtsrahmen zur Erfassung von LULUCF zu schaffen. Ziel ist es, den LULUCF-Sektor förmlich in die Klimaschutzverpflichtungen der EU einzubeziehen.

(<http://www.europarl.europa.eu/sides/getDoc.do?pubRef=-//EP//TEXT+TA+P7-TA-2013-0063+0+DOC+XML+Vo//DE#BKMD-11>)

für Kosten zwischen 2.000 und 3.000 €/ha erneuert. In großen Moorkomplexen müssen darüber hinaus etwa alle 30–50 Jahre Schöpfwerke und Pumpen an die neuen Vorflutverhältnisse angepasst werden, hierfür kann grob mit Kosten von 1.000–1.500 €/ha zu entwässernder Fläche gerechnet werden (Trepel, eigene Auswertung). Dieser Anpassungsprozess wird seit langem als Teufelskreis einer auf Entwässerung basierenden Moornutzung bezeichnet.

In Gebieten mit größeren Moorflächen wird die Aufrechterhaltung der Entwässerung in der Regel von Wasser- und Bodenverbänden gewährleistet, die ihre Kosten für die Gewässerunterhaltung und den Schöpfwerksbetrieb zum großen Teil über ihre Mitgliedsbeiträge zwischen 10 und 30 €/ha und Jahr decken, wobei Mitgliedsbeiträge in den Niederlanden in gesackten Gebieten bereits bei 100 bis 150 €/ha pro Jahr liegen (Schouwenaars, persönliche Mitteilung.; Trepel,

TABELLE 5.3 ▶ Mittlere Sackungsraten der Geländeoberfläche in cm nach 50 Jahren bei unterschiedlichen aktuellen mittleren Sommerwasserständen (basierend auf Messungen in niederländischen Moorböden und modelliert mit dem PMDSS-Modell nach Knieß et al., 2010; Trepel, 2013).

Bodenart / Sackungsrate in 50 Jahren (cm)	Aktueller mittlerer Sommerwasserstand unter Flur (cm)				
	−70	−60	−50	−40	−30
Moorboden ohne Kleiauflage	50	40	35	30	25
Moorboden mit Kleiauflage	25	20	15	10	5

eigene Auswertung). Während in Mecklenburg-Vorpommern der Schöpfwerksbetrieb allein für landwirtschaftliche Zwecke seit der Wiedervereinigung nicht gefördert wird, ist dies z. B. in Schleswig-Holstein nach wie vor Praxis. Dort werden zurzeit mit dem Landesverband der Wasser- und Bodenverbände Zielvereinbarungen geschlossen, um den Schöpfwerksbetrieb an ökologische Mindeststandards zu koppeln.

5.5 ANPASSUNG AN DEN KLIMAWANDEL DURCH WIEDERVERNÄSSUNG KOHLENSTOFFREICHER BÖDEN

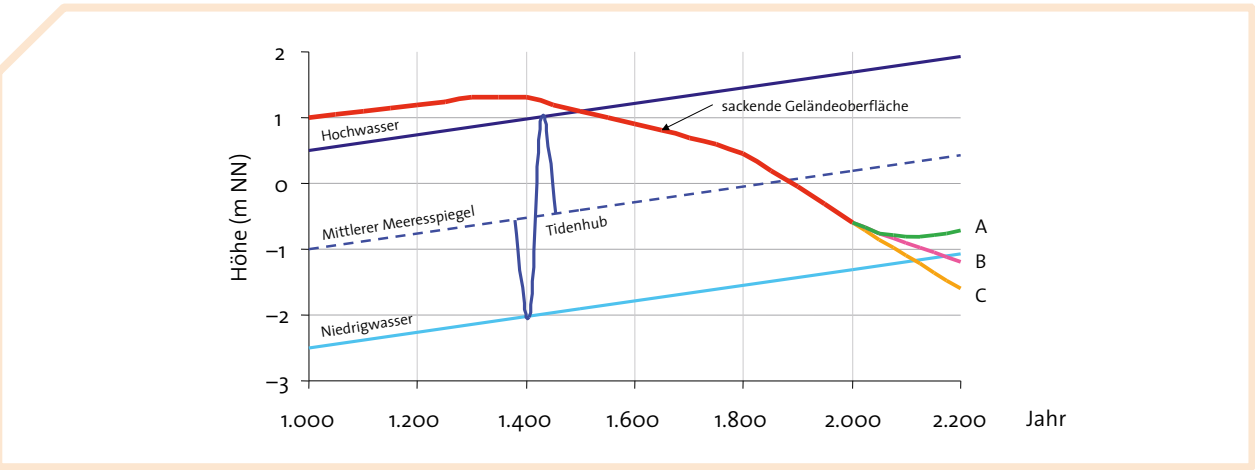
Durch den Klimawandel, verbunden mit einem steigenden Meeresspiegel, verstärken sich die oben beschriebenen wasserwirtschaftlichen Probleme in küstennahen Gebieten (Verhagen et al., 2009). Abbildung 5.7 zeigt den auf Messwerten basierenden Verlauf des Meeresspiegelanstiegs der Nordsee und die rekonstruierte Sackung der Mooroberfläche seit dem Mittelalter durch Landnutzungsänderung und Torfgewinnung. Besonders in großen Moorniederungen im norddeutschen Tiefland (z. B. Eider-Treene-Sorge-Niederung; Oder-Niederung) wird die Aufrechterhaltung einer Entwässerung zunehmend schwieriger, wenn die Niederungen im Einflussbereich der Nord- und Ostsee oder pauschal unterhalb 5 m / NN liegen. Hier stellt sich im Sinne von Klimaschutz und -anpassung zunehmend die Frage, wie die Sackung der Geländeoberfläche durch Wiedervernässung vermindert oder umgekehrt werden kann, um sowohl die steigenden Entwässerungskosten (Querner et al., 2012) als auch die Emission von klimawirksamen Spurengasen zu reduzieren und weitere Nutzen für Wasserqualität (s. u.) und biologische Vielfalt zu generieren.

5.6 SYNERGIEN UND KONFLIKTE: KLIMASCHUTZ, BIODIVERSITÄT, VERSORGUNGSLEISTUNGEN UND WEITERE ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN

Naturnahe Hoch- und Niedermoore sind Lebensräume von hohem Wert für den nationalen und internationalen Naturschutz mit einer einzigartigen hochspezialisierten Flora und Fauna, die an nasse, nährstoffarme Standorte mit niedrigem pH-Wert angepasst ist. Für viele zeitweise oder ganzjährig ans Wasser gebundene Arten, darunter viele Zug- und Brutvogelarten, bedeuten sie letzte Rückzugsräume in Deutschland. Schon geringe Veränderungen im Wasserstand oder Eintrag von Nährstoffen auf den Moorflächen oder angrenzenden Flächen führen zu erheblichen Beeinträchtigungen dieses sensiblen Ökosystems. Während die meisten naturnahen Moore Deutschlands bereits formal unter Schutz stehen, können Nutzungsextensivierung und Wiedervernässung auf kohlenstoffreichen Böden daher einen wichtigen Beitrag zur Erreichung festgeschriebener Ziele im Moorschutz der »Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt« sowie den Moorschutzprogrammen der Bundesländer leisten (Jensen et al., 2012; SRU, 2012). Im Einzelfall kann eine Vernässung von extensiv genutztem Moorgrünland dazu führen, dass einzelne Arten von hohem Naturschutzwert, wie Orchideen oder einige Insektenarten verdrängt werden, wobei eine Abwägung von standorttypischer Biodiversität und Ausweichmöglichkeiten für diese Arten getroffen werden muss.

Einen Vergleich der Synergien und Konflikte von Ökosystemleistungspotentialen verschiedener Landnutzungsoptionen auf Moorböden zeigt Tabelle 5.4. Naturnahe Moore bedienen – abgesehen von wenigen Wildprodukten wie Beeren, Pilzen, Heilpflanzen oder Wildbret bzw. der Herbst-/Winter-

ABBILDUNG 5.7 ▶ Entwicklung von Meeresspiegelanstieg und Bodensackung in küstennahen Niederungen an der Nordsee in den Niederlanden und Norddeutschland. Um ein weiteres Auseinanderlaufen der Kurven (C) zu verhindern, ist es notwendig, entweder die Entwässerungstiefe so anzupassen, dass sich die zukünftige Sackung deutlich verlangsamt (B), oder Moore so weit zu vernässen, dass ein erneutes Torfwachstum initiiert wird (A) (nach Trepel, 2009).



mahd von Streu oder Dachschild – nur wenige Versorgungsleistungen, haben aber eine herausragende Bedeutung für die Regulierungsleistungen, insbesondere Klimaregulierung aber auch Wassergüterregulierung (hier siehe auch TEEB DE »Ländliche Räume-Bericht«). Kulturelle Leistungen umfassen u. a. das Bereitstellen von Räumen für die individuelle Erholung, für das Erleben von Natur, für wissenschaftliche Forschung der Abläufe natürlicher Prozesse und komplexer Wirkzusammenhänge. Für Moorböden ist insbesondere der Archivwert des Torfkörpers mit seiner Dokumentation der Landschafts- und Menschheitsgeschichte von einmaliger Bedeutung, welcher nur bei wassergesättigten Bedingungen erhalten und ggf. fortgeschrieben werden kann.

In entwässerten Mooren werden mit herkömmlicher Landwirtschaft die Versorgungsleistungen kurzfristig maximiert, jedoch um den Preis, Regulierungsleistungen zu verlieren und die Produktionsgrundlage zu degradieren. Wiedervernässungen von dränierten Moorböden haben die Revitalisierung degradierter Regulierungsleistungen zum Ziel. Dabei stehen Klima-, Gewässer- und Biodiversitätsschutz im Fokus, wobei die herkömmliche Landwirtschaft oft aufgegeben bzw. den Zielsetzungen von Klima- und Naturschutz untergeordnet wird. Paludikulturen können als ausgewogene Landnutzungsoption eine Sicherung von Versorgungsleistungen mit gleichzeitig verbesserten Regulierungsleistungen und kulturellen Leistungen verbinden. Gerade im Zusammenhang mit der Klimarelevanz und einer dauerhaften Nutzbarkeit von Moorböden wird der Paludi-

kultur zunehmend auch auf internationaler Ebene, z. B. durch die FAO, größere Bedeutung zugeschrieben (Joosten et al., 2012).

Zur Bestimmung von Synergien und Konflikten zwischen Ökosystemleistungen auf kohlenstoffreichen Böden sind nicht nur die biophysischen Eigenschaften relevant, sondern vielmehr deren Bedeutung für die Bevölkerung lokal, regional und national. So ist eine Gewässerregulierungsfunktion in Agrargebieten mit Dürreperioden, z. B. in Brandenburg, sehr viel relevanter als im küstennahen Schleswig-Holstein. Gleichsam liefert die Stickstoffretentions- und Eliminierungsfunktion von Mooren nur dort eine Ökosystemleistung zur Regulierung der Gewässerqualität, wo eine Nitratbelastung im Einzugsgebiet vorhanden ist. Die Ziele von Klimaschutz, Naturschutz, Gewässerschutz und Landwirtschaft sind nicht immer deckungsgleich, und ihre jeweilige Relevanz hängt oft stark vom lokalen und regionalen Kontext ab. Aus Klimaschutzperspektive bedeutet eine Verringerung des Grundwasserflurabstandes auf intensiv genutzten und tiefentwässerten Moorböden eine wesentlich effektivere THG-Emissionsreduktion, als die weitere Vernässung nur gering dräniert, extensiv beweideter Moore (Tabelle 5.2, 5.4). Maßnahmen auf den letztgenannten Standorten können jedoch zu weitaus größeren Biodiversitätsgewinnen führen. Für eine effektive Verbesserung der Wasserqualität, z. B. die Verringerung der Stickstoff-Fracht in die Nord- und Ostsee, sind wieder andere Gebiete besonders relevant.

TABELLE 5.4 ► Bereitstellung von ausgewählten Ökosystemleistungen von Moorstandorten in Abhängigkeit von Wasserhaushalt und Nutzung, pauschale Bewertung des Potentials mit Expertenwissen (positive Wirkung +++ stark; ++ mittel; + vorhanden; negative Wirkung: --- stark; -- mittel; - vorhanden; keine Wirkung: o; entwickelt sich über die Zeit: ~) (nach Luthardt und Wichmann, 2015).

Bereich	Gruppe (Auswahl)	Naturnahe Moore	Entwässerte, genutzte Moore	Wiederver-nässte Moore, ohne Nutzung	Paludikultur
Versorgungs-leistungen	Nahrungsmittel (Futter, Anbaukulturen)	+	+++	o	++
	Pflanzenfasern (Baustoffe, Streu, Substrat)	+	++	o	++
	Brenn-/Treibstoffe aus Biomasse	o	++	o	++
Regulierungs-leistungen	Regulierung des Klimas (global & lokal)	++	---	+++	+++
	Wasserreinigung/ Nährstoffrückhalt	++	---	+~	++~
	Regulierung des Wasserkreislaufs	+++	---	++	++
Kulturelle Leistungen	Lebensraum spezialisierter Arten/Genpool	+++	+	++~	++~
	Naturempfinden, Erholung	+++	+	++	+
	Information & Wissen (Prozesse, Archiv)	+++	+	++	++

Die MoorFutures-Zertifikate (siehe Kapitel 9) wurden weiterentwickelt, um einige dieser »Ko-Benefits« des Klimaschutzes über Wiedervernässung kohlenstoffreicher Böden, wie z.B. Gewässergüterregulierung und Naturschutz, besser auf dem freiwilligen Kohlenstoffmarkt sichtbar zu machen (Joosten et al., 2013).

5.7 PALUDIKULTUR – AUSGEWOGENE SICHERUNG DER ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN VON MOOREN

Paludikultur, abgeleitet vom lateinischen Wort *palus* (Sumpf), ist ein Landnutzungskonzept für wiedervernässte bzw. nasse bewirtschaftete Moore, das Nutzungs- und Schutzinteressen gleichermaßen integriert (vgl. Tabelle 5.4, umfassende Darstellung in Wichtmann et al., 2015). Die Prämisse des dauerhaften Torferhalts erfordert einen ganzjährig wassergesättigten Torfkörper und macht eine herkömm-

liche land- und forstwirtschaftliche Nutzung unmöglich. Paludikultur erfordert vielmehr:

- Pflanzen, die an hohe Wasserstände angepasst sind (vgl. Abbildung 5.8)
- Landtechnik, die an Standorte geringer Tragfähigkeit angepasst ist
- Verwertungswege, die an die spezifischen Biomasse-eigenschaften der neuen Kulturpflanzen angepasst sind (s. u.).

Für Niedermoorstandorte bestehen u. a. erste Erfahrungen mit der Ernte von Schilf (*Phragmites australis*) und Rohrkolben (*Typha spec.*) als Bau- und Dämmstoff, mit dem Anbau von Schwarz-Erlen (*Alnus glutinosa*) zur Wertholzproduktion,

der Kultivierung von Heilpflanzen und der Nutzung heterogener Röhricht- bzw. Ried-Biomasse zur Verfeuerung als Mono- oder Ko-Brennstoff, zur Vergärung in Biogasanlagen sowie zur Veredlung über angepasste Tierarten wie Wasserbüffel. Eine Übersicht über Forschungs- und Demonstrationsvorhaben der letzten 20 Jahre in Deutschland geben Wichtmann und Wichmann (2011b). Für Hochmoorstandorte ist die Kultivierung von Torfmoosen (*Sphagnum spec.*) zur Erzeugung eines qualitativ hochwertigen Substratrohstoffs erprobt, der fossilen Torf im professionellen Gartenbau ersetzen kann.

Paludikulturen erhalten den Torfkörper als Produktionsgrundlage und bieten hierdurch für Moorböden eine dauerhafte Nutzungsperspektive und eine mögliche langfristige Sicherung der Versorgungsleistungen. Zusätzlich sichern sie ähnliche Regulierungsleistungen wie naturnahe und wiedervernässte Moore ohne Nutzung wie z.B. Erhaltung von Torf als langfristigem Kohlenstoffspeicher (ggf. auch eine erneute Torfbildung), Festlegung von Nährstoffen, Stabilisierung des Landschaftswasserhaushalts, Mikroklimaräume. Inwieweit sich bei Paludikultur die spezifische biologische Vielfalt naturnaher Moore entwickeln kann, ist stark

ABBILDUNG 5.8 ► Schematische Darstellung von Treibhausgasemissionen (ohne N₂O) und ausgewählten, landwirtschaftlichen Nutzungsmöglichkeiten auf Moorböden in Abhängigkeit vom mittleren Wasserstand. Eine Anhebung des Wasserstandes knapp unter Flur ermöglicht eine starke Reduktion von THG-Emissionen, erfordert jedoch die Etablierung neuer landwirtschaftlicher Nutzpflanzen (Paludikulturen, wie Schilf und Erlenbestände auf nassen Flächen). GWP = Globales Erwärmungspotential oder Summe CO₂-Äq; Gepunktete Kurve: CO₂-Emissionen, Gestrichelte Kurve: Methanemissionen (CH₄) in CO₂-Äq pro ha und Jahr, Kurve mit durchgängigem Strich: Summe aus CO₂- und CH₄-Emissionen in CO₂-Äq pro ha und Jahr. (Sabine Wichmann, eigene Darstellung, verändert nach Couwenberg et al., 2011; Hooijer und Couwenberg, 2013; Nutzungsmöglichkeiten nach Wichtmann et al., 2010).

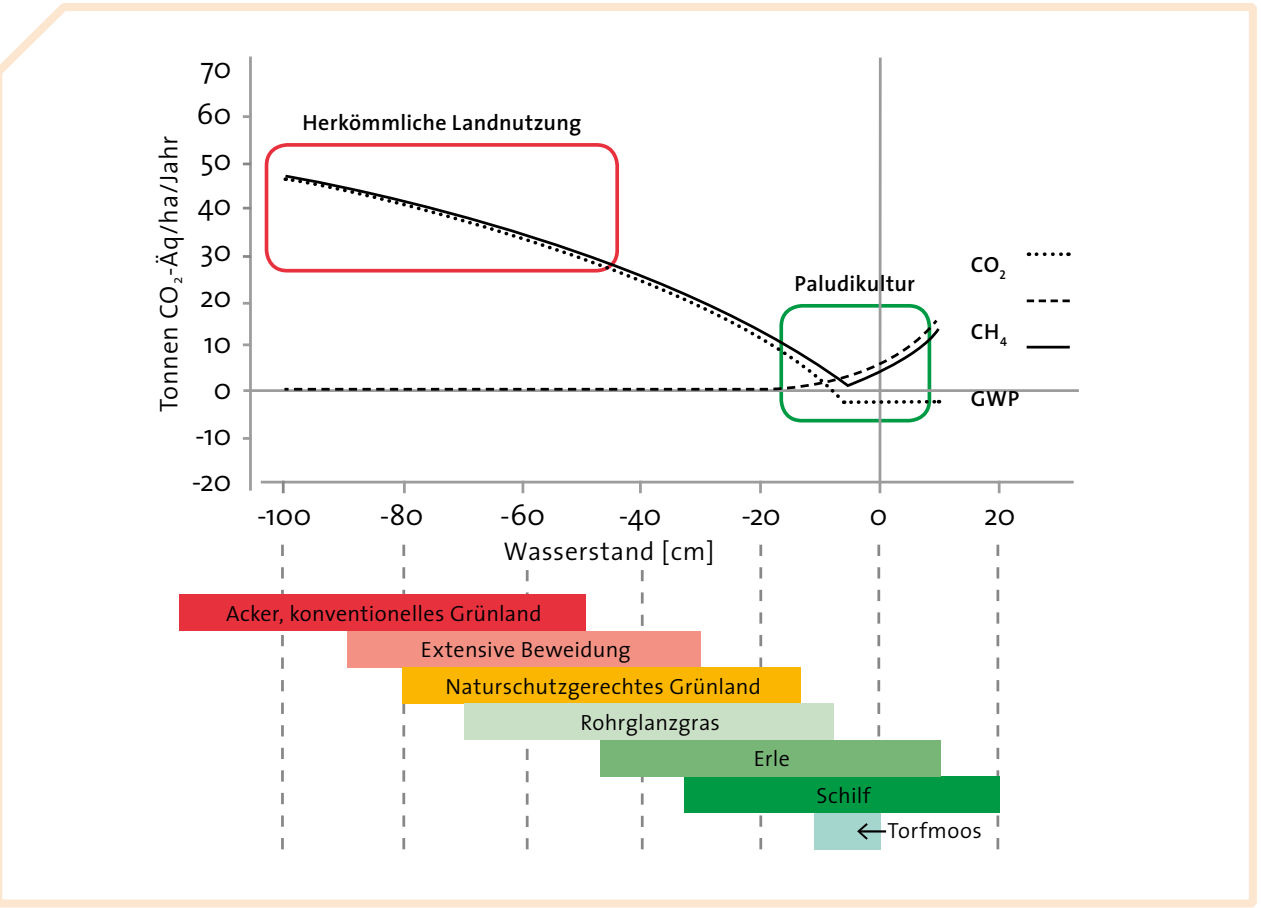


TABELLE 5.5 ▶ Emissionsfaktoren erneuerbarer und fossiler Energieträger, ohne Berücksichtigung von Emissionen aus Landnutzungsänderungen. (Sabine Wichmann, John Couwenberg und Tobias Dahms, eigene Berechnungen nach * WBA, 2007: 500 kW-Anlage auf der Basis von Mais & Gülle, ** Standardemissionswerte der Richtlinie 2009/28/EG; *** Wichtmann und Wichmann, 2011b, siehe Beispielrechnung im Text, **** GEMIS-Datenbank; in Anlehnung an Couwenberg et al., 2007)

	[1]	[2]	[3]	[4]=[2]+[3]	[5]=[4]/[1] *1.000
	Netto-Energieertrag	Emissionen aus Produktion, Verarbeitung, Transport	Emissionen aus Torfzehrung	Emissionen gesamt	Emissionsfaktor gesamt (mit Torfzehrung)
	GJ/ha*a	t CO ₂ -Äq/ha*a	t CO ₂ -Äq/ha*a	t CO ₂ -Äq/ha*a	t CO ₂ -Äq /1.000 GJ
Erneuerbare Energieträger auf entwässerten Moorböden					
Mais (Deutschland), Biogas (Strom ohne Wärmenutzung)	38*	2,5*	40	42,5	1.118
Mais (Deutschland), Biogas (Strom mit Wärmenutzung)	56*	2,3*	40	42,3	755
Palmöl (Südost-Asien), Biodiesel	150	10,2**	60	70,2	468
Erneuerbare Energieträger auf nassen Moorböden mit / ohne Anrechnung vermiedener Emissionen aus Wiedervernässung					
Schilf (Deutschland), Wärme	100	0,8	-15/8,5 ***	-14,2/9,3	-142/ 93
Fossile Energieträger Emissionsfaktor (t CO ₂ -Äq /1.000 GJ)					
Konventioneller Strom-Mix in Deutschland					174*
Heizöl (Wärme)					88****

vom jeweiligen Produktionsverfahren und Standort abhängig. In jedem Fall können auf bisher degradierten Standorten Feuchtgebietsbiozönosen befördert werden, die eine Bereicherung der Vielfalt der Landschaft darstellen.

5.8 ERNEUERBARE ENERGIETRÄGER AUF KOHLENSTOFFFREICHEN BÖDEN

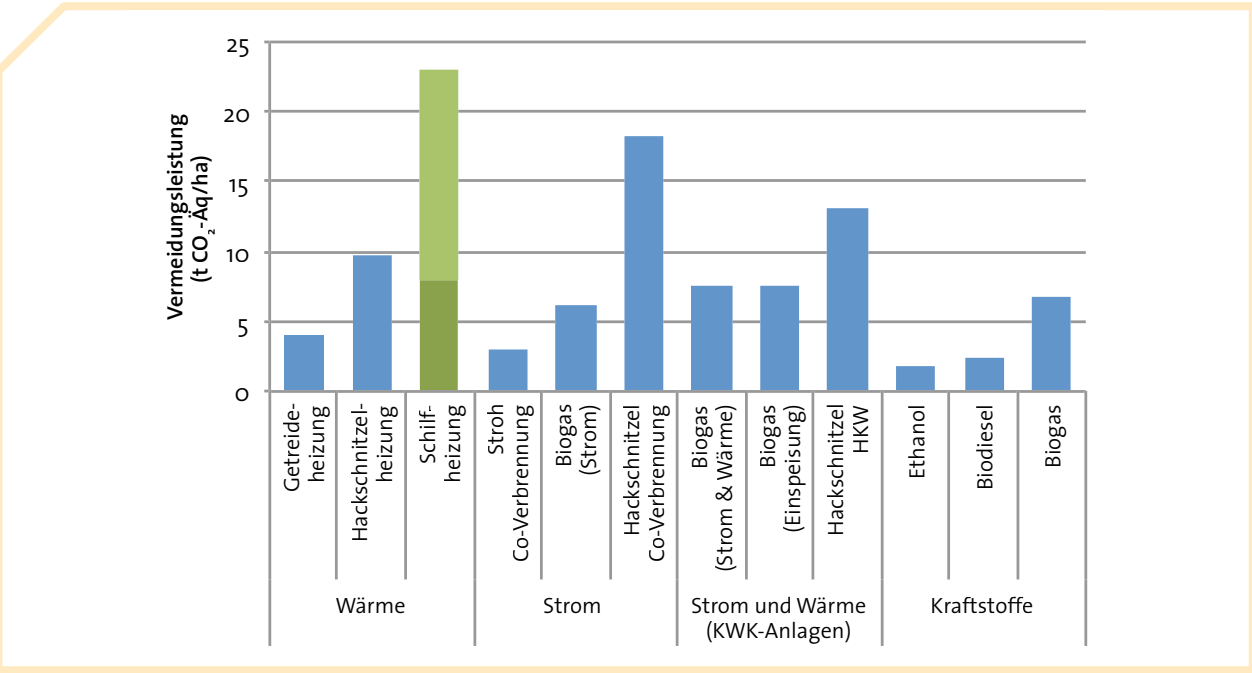
Der Anbau erneuerbarer Energieträger auf kohlenstoffreichen Böden (Moorböden) ist differenziert nach Anbau auf entwässerten und nassen kohlenstoffreichen Böden zu betrachten.

Erneuerbare Energieträger auf entwässerten kohlenstoffreichen Böden

Bei Anbau von allen erneuerbaren Energieträgern auf entwässerten Moorböden betragen die Treibhausgasemissionen –

bei Berücksichtigung der Torfzehrung – ein Vielfaches derjenigen Emissionen, die die Nutzung einzusparender fossiler Rohstoffe verursacht hätte (siehe Tabelle 5.5). Für die Erzeugung flüssiger Energieträger aus Biomasse wird daher die Entwässerung von Moorböden durch die europäische Erneuerbare-Energien-Richtlinie (2009/28/EG, in Bundesrecht umgesetzt durch die Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung), eigentlich explizit ausgeschlossen. Außerdem ist gegenüber dem fossilen Referenzkraftstoff eine Emissionsminderung von mindestens 35 % (ab 2017: 50 %) festgeschrieben. Diese Regelung läuft aber aus zwei Gründen ins Leere. Erstens gibt es für die angebauten Pflanzen (z.B. Raps, Weizen, Mais) Verwendungen außerhalb des Energiesektors. Hier ist die Produktion nicht an die oben genannten Nachhaltigkeitskriterien gebunden. Zweitens erfolgt eine

ABBILDUNG 5.9 ▶ Vermeidungsleistung (t CO₂-Äq/ha) unterschiedlicher erneuerbarer Energieträger auf Mineralböden (blau; nach WBA, 2007) im Vergleich zu Paludikultur (grün) auf nassen Moorböden – Emissionsvermeidung durch Vernässung des Torfkörpers (hellgrün) und der Nutzung von Schilf als Brennstoff zum Ersatz von Heizöl (dunkelgrün).



pauschalierte Betrachtung auf Ebene von Anbauregionen (in Deutschland Regierungsbezirke). Hier ist der Anteil von Moorböden an der Ackerfläche so gering, dass in Deutschland keine Herkunft von der späteren Verwendung im Energiesektor ausgeschlossen ist.

Die Biogaserzeugung aus Mais- oder Grassilage auf entwässerten Moorböden wird dagegen durch EEG-Einspeisevergütung und EU-Flächenprämien weiterhin gefördert. Biogaserzeugung auf entwässerten Moorböden ist hierdurch für die Gesellschaft nicht nur teuer (hohe Förderung), sondern verfehlt das Klimaschutzziel gänzlich, indem sie durch Torfzehrung weit mehr Treibhausgasemissionen erzeugt als vermieden werden können (hohe Schadenskosten).

Anbau erneuerbarer Energieträger auf wiedervernässten Moorböden (Paludikultur)

Paludikultur mit energetischer Verwertung der Biomasse trägt in zweifacher Weise zur Vermeidung von THG-Emissionen bei: einerseits durch die Wiedervernässung degradierter Moorböden und andererseits durch den Ersatz fossiler Energieträger (vgl. Wichtmann und Wichmann, 2011a,b). Wird als Referenzzustand ein Grünland mit Emissionen von 25 t CO₂-Äq angenommen, das vernässt und in ein

Schilfröhricht mit konservativ angesetzten Emissionen von 10 t CO₂-Äq umgewandelt wird, erhält man eine Einsparung von 15 t CO₂-Äq je ha und Jahr (siehe Abbildung 5.8). Schilf ist ähnlich wie Stroh als Brennstoff geeignet. Bei einem Schilf-Ertrag von 8 t Trockenmasse pro ha erzielt man einen Netto-Energieertrag von 100 GJ/ha Wärmeenergie. Beim Ersatz von Heizöl durch thermische Verwertung von Schilf können somit ca. 9 t CO₂-Äq/ha pro Jahr eingespart werden. Bei Abzug der Emissionen aus Ernte, Lagerung und Transport verbleibt ein CO₂-Vermeidungspotential von 8 t/ha. Somit ergibt sich im beschriebenen Beispiel durch den Ersatz fossiler Brennstoffe (8 t CO₂-Äq/ha) und die Wiedervernässung (15 t CO₂-Äq/ha) eine konservative Gesamtreduktion von ca. 23 t CO₂-Äq/ha pro Jahr. Die energetische Verwertung von Paludikultur-Biomasse ist somit nicht nur eine sinnvolle Alternative zur THG-Emissionen-erhöhenden Produktion von erneuerbaren Energieträgern auf entwässerten Moorböden, sondern das Potential der Vermeidungsleistung ist auch vergleichbar bzw. deutlich höher als von erneuerbaren Energieträgern auf Mineralböden (siehe Abbildung 5.9).

Der Anbau herkömmlicher erneuerbarer Energieträger, insbesondere die silomaisbasierte Biogaserzeugung, wird jedoch mit 150 € bis weit über 300 € pro vermiedener Tonne

CO₂-Äq auch auf Moorböden hoch subventioniert (WBA, 2007, 2011). Mit Paludikultur kann jedoch eine nachhaltige Landnutzung etabliert werden, bei der die Erlöse aus der Wärmeerzeugung die privaten Produktionskosten decken können. Bei vorhandenem Subventionsbedarf (z.B. für Wiedervernässung, einmaliger Bestandesbegründung oder Anschaffung von Spezialtechnik) würden die Vermeidungskosten weit unterhalb aktueller Aufwendungen für den Großteil der Bioenergielinien liegen.

Kosten und Nutzen aus Energiemaisanbau auf Moorböden

Verschiedene Kosten und Nutzen der Landnutzung werden deutlich, wenn man Ökosystemleistungen in den Blick nimmt. Abbildung 5.10 stellt am Beispiel nordwestdeutscher Niedermoorstandorte die betrieblichen Gewinne den gesellschaftlichen Kosten gegenüber. Hierzu werden drei Varianten miteinander verglichen: Einerseits ein entwässerter Standort, genutzt für den Energiepflanzenanbau für Biogas bzw. für die Futtermaisproduktion (Milchviehhaltung) sowie andererseits ein wiedervernässter Standort.

Strom aus Energiepflanzen stiftet betriebliches Einkommen, der allerdings mit etwa viermal so hohen gesellschaftlichen Kosten und Transferzahlungen einhergeht. Die Gewinnung von Strom aus Energiepflanzen von Moorstandorten ist eindeutig klimaschädlich, da die für den Energiepflanzenanbau notwendige Entwässerung der Moorböden deutlich mehr

Emissionen verursacht als durch die Substitution von fossilen Energieträgern eingespart wird. Hier wirken staatliche Anreize kontraproduktiv. Am Beispiel der Milchviehhaltung wird deutlich, dass der Ackerbau auf Moorböden auch ohne EEG-Förderung bei hohen Weltmarktpreisen für Milch und der hohen Produktivität großen privaten Nutzen stiftet.

Eine intensive landwirtschaftliche Nutzung von Moorböden ist aber mit hohen gesellschaftlichen Kosten verbunden. Hauptproblem ist dabei die entwässerungsbedingte Emission von Treibhausgasen aus dem Boden. Dies gilt auch für die auf Moorböden verbreitete intensive Grünlandnutzung.

Daraus folgt: Aus privatwirtschaftlicher Sicht ist die Wiedervernässung und ggfs. die standortangepasste Bewirtschaftung mittels Paludikultur (s.o.) gegenüber einer ackerbaulichen Nutzung unter den aktuellen Rahmenbedingungen nicht attraktiv. Aus gesellschaftlicher Sicht erscheint sie jedoch als die mit Abstand beste Nutzung von Mooren, weil sie Klima und Gewässer weniger belastet und auch weitere Ökosystemleistungen vielfach nicht vermindert, sondern steigert. Nur wenn Ordnungsrecht und Förderpolitik die standorttypischen Ökosystemleistungen bzw. deren Beeinträchtigungen berücksichtigen sowie besser aufeinander abgestimmt werden, kann die Nutzung von Moorböden den gesellschaftlichen Anforderungen entsprechen.

ABBILDUNG 5.10 ▶ Privater Nutzen und gesellschaftliche Kosten und Transferzahlungen von Landnutzung auf entwässerten Niedermoorstandorten in Norddeutschland. Schätzwerte in € pro ha und Jahr für Biogas-Strom aus Energiepflanzenanbau, Futtermaisproduktion für Milchviehhaltung und Wiedervernässung für Paludikultur oder Natur-/Klimaschutz (Quelle: Berghöfer und Röder, eigene Erhebungen)

Annahmen pro ha/Jahr, Gewinn (ohne evtl. Pachtkosten)

Biogas: Modellrechnung für 500 kW-Anlage auf reiner Pflanzensubstrat-Basis mit Vergütung nach EEG 2012 (Gömann et al., 2013). Die Grundrente (Gewinn pro ha) beträgt 667 € und kann sich bei anderen Anlagen und Kraftstoffkombinationen auf bis zu 922 €/ha steigern (ibid.). Die erhöhte Planungssicherheit durch eine auf 20 Jahre festgelegte Einspeisevergütung ist zusätzlich von besonderer betriebswirtschaftlicher Bedeutung.

Milchviehhaltung: Modellrechnung für Futtermaisproduktion in Top-25-Betrieb in Niedersachsen bei etwa 100 Großvieheinheiten. Basierend auf Futter-Energiegehalt wird von einer Milchproduktion von ~8.500 l/ha ausgegangen (basierend auf de Witte, 2012, mit aktualisiertem Kraftfutterpreis). Gewinnspanne (min: 623 €–max: 2.069 €) ergibt sich aus Schwankungen in der Milchleistung (+/-5%) und im Milchpreis (30 ct–35 ct/kg ECM).

Wiedervernässung: Gewinne aus Paludikultur, Vertragsnaturschutz oder dem Verkauf von THG-Emissionsreduktionszertifikaten sind potentiell vielversprechende Landnutzungsalternativen, jedoch variabel und bisher unzureichend belegt.

Transferzahlung bzw. Einkünfte aus Agrarförderung:

a) Direktzahlung: erwarteter Wert eines Zahlungsanspruchs in Niedersachsen für 2013: 359 € pro ha/Jahr (ZID, 2013).

b) Weitere Agrarförderung für Niedersachsen 297 €: Davon 45 € 2. Säule GAP (2008), 21 € Agrardieselförderung (Ø 1995–2008), 231 € Agrarsozialpolitik (Ø 1996–2008) pro ha/Jahr (Plankl, 2011). Nicht berücksichtigt sind evtl. weitere Beihilfen und Förderungen für Vertragsnaturschutz, Entwässerung, Investitionen.

EEG-Förderung: Durchschnittliche EEG-Einspeisevergütung für Strom aus Biogasanlagen in 2012: 17,2 ct/kW_{hel} (BDEW, 2013). Vergütung variiert mit Anlagentyp und Bestückung. Durchschnittlicher Strompreis 2012 Strombörse Leipzig: 4,26 ct/kW_{hel} (EPEX, 2013). Nur die Differenz wird hier als Förderung erachtet (12,94 ct/kW_{hel}). Für 14.775 kW_{hel} eingespeisten Strom/ha (Gömann et al., 2013) ergibt das 1.912 €.

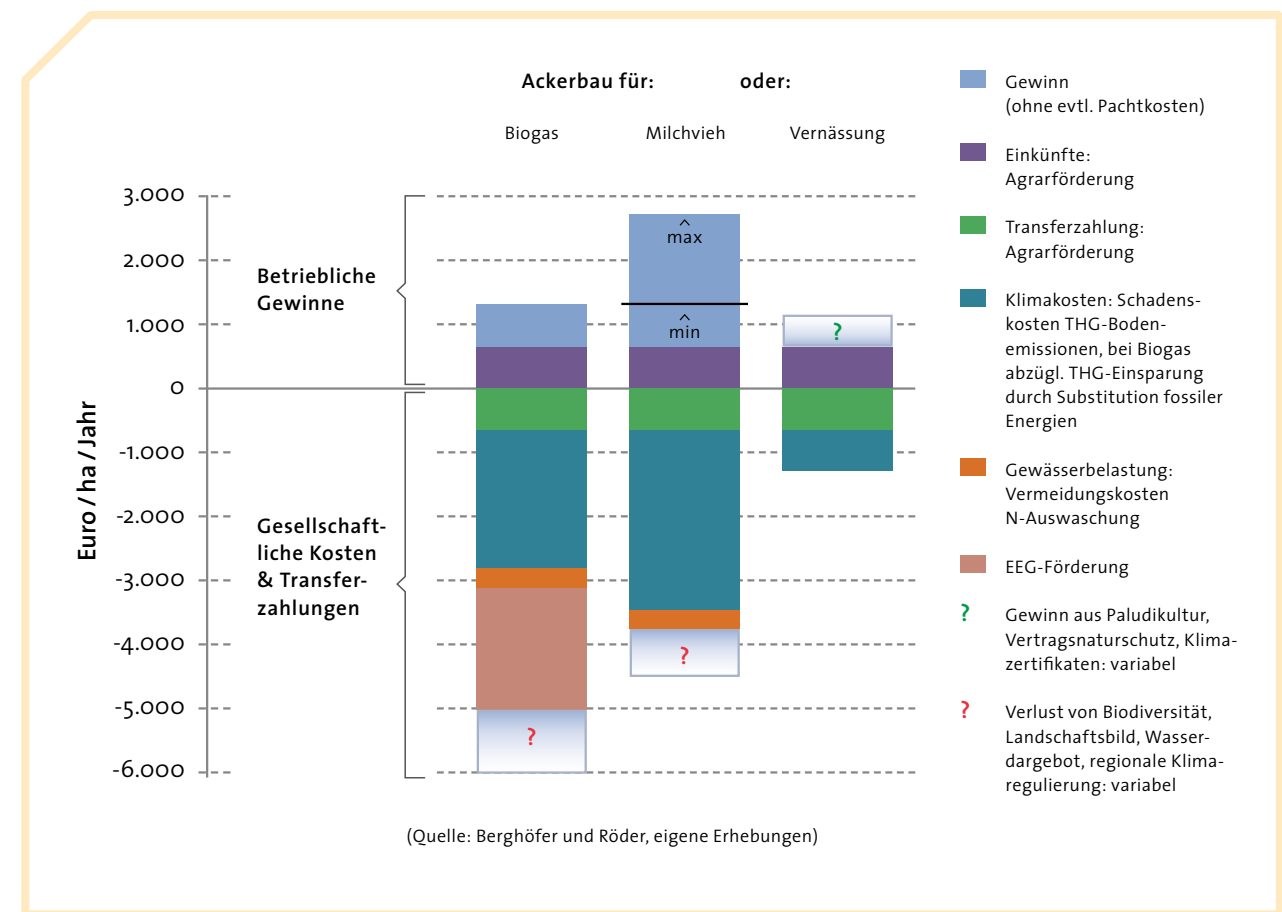
Klima-Schadenskosten:

a) 1 kW_{hel} aus Biogas hat einen spezifischen Vermeidungsfaktor von 0,549 kg CO₂-Äq gegenüber fossilem Strom-Mix (UBA, 2012). Daraus ergibt sich für 14.775 kW_{hel} eingespeisten Strom/ha eine THG-Ersparnis von 8,11 t CO₂-Äq. Bei Schadenskosten von 80 €/t entspricht das eingesparten Schäden i. H. v. 649 €. Weitere potentielle THG-Einsparungen aus Wärmenutzung sind hier nicht berücksichtigt.

b) Es werden allein Bodenemissionen berücksichtigt. Schätzungen/Messungen zu THG-Emissionen aus entwässertem Acker auf Moorbo-den variieren zwischen 24–50 t CO₂-Äq (UBA, 2011; Drösler, 2011; Couwenberg et al., 2008). Hier wird angenommen: 35 t CO₂-Äq/Jahr. Bei 80 € Schadenskosten pro t CO₂-Äq ergibt dies für Biogasmais, abzüglich der eingesparten Schäden (siehe a): 2.151 €. Bei Futteranbau für Milchviehhaltung, sind volle Schadenskosten i. H. v. 2.800 € anzusetzen. Bei Vernässung werden nicht alle Emissionen vermieden und es wird von THG-Bodenemissionen von 8 t CO₂-Äq/ha ausgegangen. Das entspricht Klimaschadenskosten von 640 €. Werte zu THG-Emissionen aus wiedervernässten oder naturnahen Mooren (mittlere Flurwasserstände –20 cm – +10 cm) variieren zwischen 3,3–8,5 t CO₂-Äq (Drösler et al., 2011; Joosten et al., 2013).

Gewässerbelastung: Vermeidungskosten N-Eintrag in Gewässer: Behrendt et al. (2004) schätzen 122 kg N-Austrag aus Maisanbau auf Moorböden/ha/Jahr. N-Belastungen in Gewässern sind regional sehr unterschiedlich. Auch Vermeidungskosten rangieren zwischen 0,5 € und 30 €/kg N je nach Maßnahme (Böhm et al., 2002). Hier werden deshalb konservativ 2,5 € Vermeidungskosten pro kg N angesetzt (siehe auch Grossmann et al., 2010).

Weitere Ökosystemleistungen: Änderungen im Landschaftsbild, Verluste an Biodiversität, an Wasserdargebot und regionaler Klimaregulierung sind räumlich sehr variabel und deshalb hier nicht monetär beziffert. Signifikante Gewinne dieser Leistungen können jedoch vielerorts durch Wiedervernässung von entwässerten Mooren realisiert werden (Joosten et al., 2013).



5.9 SOZIO-ÖKONOMISCHE ASPEKTE DER WIEDERVERNÄSSUNG LANDWIRTSCHAFTLICH GENUTZTER MOORBÖDEN

Die Intensität, mit der Moorflächen in Deutschland landwirtschaftlich genutzt werden, unterscheidet sich in Abhängigkeit von den regionalen und betrieblichen Gegebenheiten stark. So liegt der mittlere Besatz mit Raufutterfressern auf den Grünlandflächen in Brandenburg bei nur 0,85 Großvieheinheiten (GV) pro ha Futterfläche, während er in Niedersachsen mit 1,7 GV pro ha fast doppelt so hoch ist (Röder und Grützmaier, 2012). Auch innerhalb einzelner Regionen bestehen Unterschiede in der Bewirtschaftungsintensität (Röder und Osterburg, 2012b), was sich in den großen Spannen der landwirtschaftlichen Wertschöpfung zeigt (Abbildung 5.11): Die Milchwirtschaft auf den Moorflächen im Nordwesten von Niedersachsen, im westlichen Schleswig-Holstein und im Alpenvorland erzielt mittlere Deckungsbeiträge von rund 2.000 € pro ha. In weiten Teilen Brandenburgs liegt der mittlere Deckungsbeitrag dagegen unter 500 € je ha. Im westlichen Niedersachsen führt die intensive Veredlungswirtschaft zu einem zusätzlichen Flächendruck, insbesondere aufgrund der zur Gülleausbringung benötigten Fläche.

Eine emissionsmindernde Umstellung der landwirtschaftlichen Moorbewirtschaftung ist in der Regel mit Kosten für die Landwirtschaft und die Gesellschaft verbunden. Verschiedene Forschungs- und Umsetzungsprojekte haben sich mit der ökonomischen Bewertung der Umsetzungskosten und insbesondere mit der Ausweisung der Vermeidungskosten klimaschonender Moorbewirtschaftung befasst.

► Schäfer und Joosten (2005) berechnen durchschnittliche, einmalige Investitionskosten für Maßnahmenumsetzungen im Rahmen des Moorschutzprogramms Mecklenburg-Vorpommern von 1.000 €/ha, wobei jährliche Kosten für Pacht, Kauf, Ausgleichszahlungen, Pflege unberücksichtigt bleiben.

► Drösler et al. (2012b) errechnen für ausgewählte, national geförderte Naturschutzgroßprojekte aus den Investitionskosten für die Verfügbarmachung von Fläche, Biotopereinrichtung, Management, Öffentlichkeitsarbeit, Monitoring sowie den Folgekosten eine Kostenspanne von 40–110 €/t CO₂-Äq

► Röder und Grützmaier (2012) setzen den kurzfristigen Ausfall von Deckungsbeiträgen bei vollständigem Nutzungsverzicht auf allen landwirtschaftlich genutzten Moorflächen Deutschlands an und errechnen mittlere Kosten von 1.115 €/ha bzw. von 40 €/t CO₂-Äq

► Röder und Osterburg (2012b) setzen Pachtkosten für Ersatzflächen bzw. die Änderung der Bruttowertschöpfung an. Dies entspricht eher mittel- bis langfristigen Anpassungskosten. Sie kommen ausgehend von dem Preisniveau in 2007 zu Kosten von 2–10 €/t CO₂-Äq.

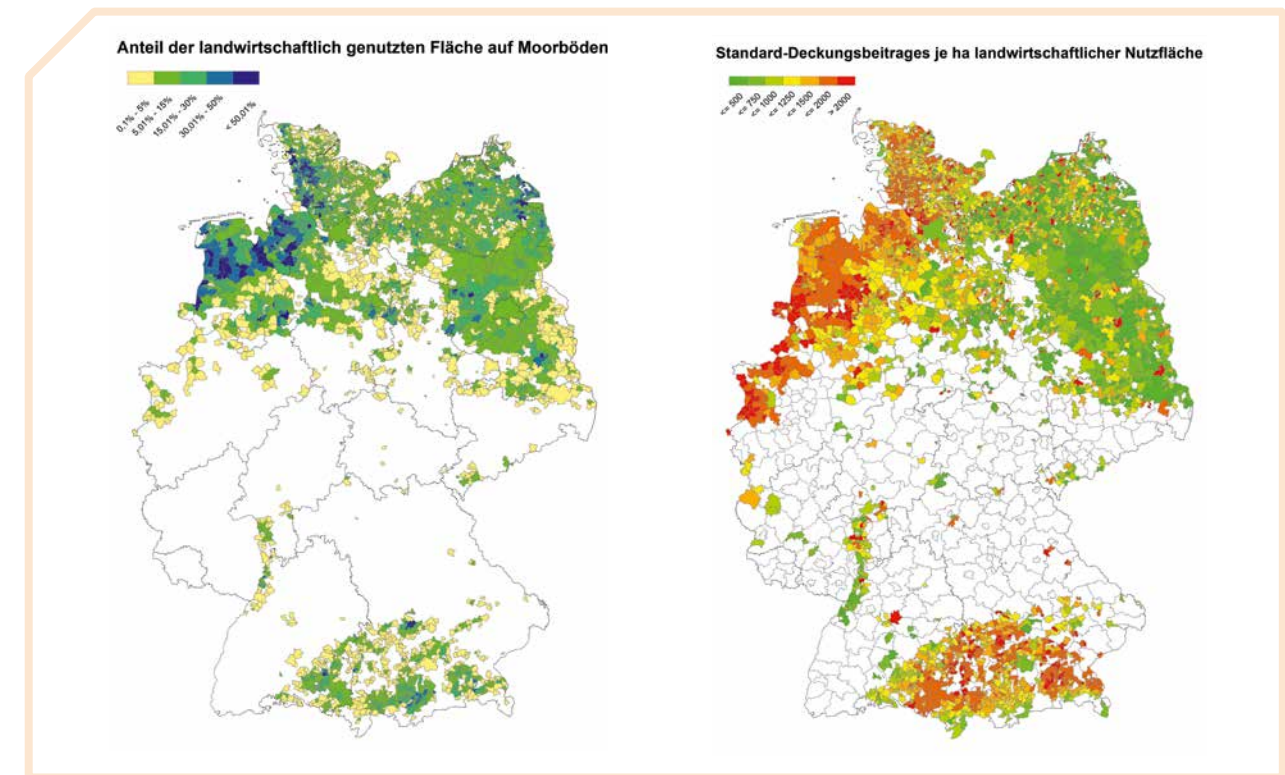
► Drösler et al. (2013) und Schaller (2015) untersuchen einzelbetriebliche, flächenspezifische Einkommensverluste sowie regionale Pachtwertminderungen bei Umsetzung optimierter Revitalisierungsmaßnahmen in 6 deutschen Mooregebieten und errechnen maximale Kostenspannen von 215–3.800 €/ha, bzw. von 10–180 €/t CO₂-Äq.

► Grunewald und Schweppe-Kraft (2013) setzen in einer langfristigen Betrachtung den degressiven Rückgang kurzfristiger Kosten, die Kapitalkosten der Anfangsinvestition sowie den Pachtwert der Flächen an und errechnen so Kosten von 560 €/ha bzw. von 40 €/t CO₂-Äq.

Grundsätzlich erscheinen die in den Studien kalkulierten Vermeidungskosten, im Vergleich zu beispielsweise den in der Methodenkonvention des Umweltbundesamtes (siehe Kapitel 2) angesetzten Schadenskosten von 80 €/t CO₂-Äq verhältnismäßig niedrig. Der Überblick zeigt allerdings, dass sich die in den Studien verwendeten Bewertungsansätze grundlegend unterscheiden und so zu unterschiedlichen Ergebnissen führen: So verwenden die Studien unterschiedliche Betrachtungszeiträume. Zudem werden in den Studien unterschiedliche Kostenpositionen berücksichtigt. Ein direkter Vergleich der in den Studien kalkulierten Vermeidungskosten ist somit nur eingeschränkt möglich. Trotz der unterschiedlichen Methodiken liegen die Vermeidungskosten in einem ähnlichen Bereich und die Spanne der Vermeidungskosten innerhalb einer Studie aufgrund unterschiedlicher natürlicher (Moortyp, aktuelle Nutzung und Entwässerungstiefe, Hydrologie des Gebietes etc.) und sozio-ökonomischer Standort- und Randbedingungen (Betrachtungszeitraum, Agrarpreisniveau, Flächenausstattung der Betriebe etc.) ist größer als zwischen den Studien.

Hinsichtlich des Vergleichs von Vermeidungskosten von Landnutzungsänderungen ist auch zu bedenken, dass sich die regionalen landwirtschaftlichen und ökologischen Ausgangsbedingungen in Deutschland stark in Bezug auf landwirtschaftliche Kosten und auch Einsparungspotentiale pro ha unterscheiden (Abbildung 5.9). Da Moorschutzmaßnahmen bisher meist auf extensiv genutzten Flächen durchgeführt wurden, gibt es zudem bislang nur wenige Vergleichsstudien auf intensiv genutzten Standorten. Bei der

ABBILDUNG 5.11 ► Verteilung des Anteils der landwirtschaftlich genutzten Fläche auf Moorböden und des Standard-Deckungsbeitrages (StDB) je ha landwirtschaftlicher Nutzfläche (LF) im Jahr 2007 (verändert nach Röder und Osterburg, 2012b).



Berechnung von Vermeidungskosten wird meist davon ausgegangen, dass landwirtschaftliche Betriebe nur mit einem geringen Teil ihrer Flächen betroffen sind. Innerhalb großflächiger und zusammenhängender Moorkomplexe, wie z.B. in Nord-West-Deutschland, müssten landwirtschaftliche Betriebe jedoch hohe Anteile der Flächennutzung umgestalten, um Klimaschutzfachliche Ziele zu erfüllen, was zu einer geringeren Akzeptanz dieser Maßnahmen im Gegensatz zu Betrieben mit einem geringen Flächenanteil führt.

Die Umsetzung klimaschonender Moorbewirtschaftung betrifft neben der Landwirtschaft vielfältige weitere sozio-ökonomische Interessensbereiche wie z.B. Wasserwirtschaft, Tourismus, Regionalentwicklung und Naturschutz, die die Realisierung von Maßnahmen hemmen oder fördern können. Neben der Rentabilität der Flächennutzung, Nutzungsgeschichte, Traditionen und persönlichen Einstellung der Betroffenen sind zwei weitere technisch-finanzielle und sozio-kulturelle Faktoren maßgeblich: Zum einen unterscheidet sich der zu erwartende Aufwand von Wiedervernässungs- und Revitalisierungsmaßnahmen in unterschiedlichen Moorregionen Deutschlands signifikant

Einfluss nehmen dabei in erster Linie Standortfaktoren (Moortyp, regionales Wasserdargebot, Zustand der Böden), der Zustand des Entwässerungssystems und der Entwässerungstechnik, sowie rechtliche Rahmenbedingungen, die den Zugriff auf die wasserbaulichen Anlagen regeln. Unter ungünstigen Voraussetzungen können die Investitionskosten 6.000 € pro ha übersteigen (Drösler et al., 2013). Des Weiteren beeinflussen die Vernetzung und Austausch relevanter Interessensvertreter, inwieweit Konfliktpotentiale (z.B. zwischen Biodiversitäts- und Klimaschutzzielen) überwunden und lösungsorientierte Ansätze diskutiert und akzeptiert werden können.

Basierend auf Expertenworkshops in sechs deutschen Moorregionen konnte Schaller (2015) zeigen, dass sich die Umsetzungspotentiale klimaschonender Moorbewirtschaftung aufgrund der Ausprägung der genannten Einflussfaktoren regional stark unterscheiden. In Regionen, in denen klimaschonende Moorbewirtschaftung aus Kostengründen leicht umsetzbar erscheint, kann fehlendes Interesse und Engagement der regionalen Akteure die Umsetzung verhindern, gleichermaßen kann eine Umsetzung

auch unter ungünstigen ökonomischen und technischen Voraussetzungen gelingen, wenn sie von aktiven und vernetzten Akteuren unterstützt und vorangetrieben wird.

Die Umsetzung klimaschonender Moorbewirtschaftung kann sowohl über ordnungsrechtliche Maßnahmen (z.B. Schutzgebietsverordnungen) als auch über Anreizinstrumente realisiert werden. Anreizinstrumente können zeitlich befristet (z.B. Agrarumweltprogramme, Vertragsnaturschutz, Anpacht von Flächen) oder zeitlich unbefristet sein (Sicherung einzelner Flächeneigenschaften z.B. über Grundbucheinträge oder Sicherung tiefgreifender Maßnahmen z.B. über Flächenkauf, Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen, Flurneuordnungsverfahren).

Lösungen könnten demnach zum einen im Rahmen bestehender Naturschutz- und Agrarprogramme angestrebt werden, die in Bezug auf Klimaschutz weiterentwickelt werden. Zum anderen ist über die Neuentwicklung von Programmen, die direkt klimaschonende Moorbewirtschaftung zum Ziel haben, nachzudenken, wie z.B. Vertragsklimaschutz (BMELV, 2011). Hier sind bei der Gestaltung der Programme potentielle Zielkonflikte zwischen Klimaregulation und anderen Zielen z.B. Regulation von Gewässerqualität oder Schutz der biologischen Vielfalt zu berücksichtigen.

Die Finanzierung klimaschonender Moorbewirtschaftung kann aus öffentlichen und privaten Mitteln erfolgen (Reed et al., 2014). Allein vom Fördervolumen sind die Agrarumwelt- und Vertragsnaturschutzprogramme, die über den

Europäischen Landwirtschaftsfonds Entwicklung des ländlichen Raums (ELER) finanziert werden, das mit Abstand wichtigste Instrument. Niedersachsen finanziert Klimaschutz durch Moorschutz, inklusive Förderung angepasster Nutzung, in der neuen Förderperiode in erster Linie über den Europäischen Fonds für regionale Entwicklung (EFRE) Fonds. Über das Instrument LIFE+ werden EU-weit wichtige Naturschutzprojekte in europäischen Ländern kofinanziert.

Der Bund fördert über das Förderprogramm »chance.natur – Bundesförderung Naturschutz« den Schutz und die langfristige Sicherung national bedeutsamer und repräsentativer Naturräume mit gesamtstaatlicher Bedeutung. Auch im Rahmen des Energie- und Klimafonds des Bundes könnten Moorschutzprojekte als innovative Modellprojekte für den Klimaschutz förderbar sein. Die Länder können Schutzgebietsprojekte ebenfalls mit Eigenmitteln fördern (mit oder ohne Kofinanzierung). Über Flächenpools und Ökokonten zur Umsetzung von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen können private Investoren mit Maßnahmen belegte Flächen kaufen.

Zudem unterstützen diverse gemeinnützige Stiftungen öffentlichen Rechts Maßnahmen, die dem Moorschutz dienen können (z.B. Deutsche Bundesstiftung Umwelt, verschiedene Stiftungen auf Landesebene). Darüber hinaus gibt es erste marktbasierte Lösungen zum Klimaschutz, wie z.B. die MoorFutures-Emissionszertifikate (Joosten et al., 2013; siehe Kapitel 9).

LITERATUR

- BEHRENDT, A., SCHALITZ, G., MÜLLER, L., SCHINDLER, U., 2004. Effects of different drain depths on nutrient leaching of lowland soils in North-East Germany. Drainage VIII : Proceedings of the Eighth International Drainage Symposium, 21–24 March 2004: 241–245. American Society of Agricultural Engineers, Sacramento, California.
- BMELV – BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ, 2011. Amtschef- und Agrarministerkonferenz vom 26. bis 28. Oktober 2011 in Suhl, TOP 26: Beitrag der Landwirtschaft zum Klimaschutz.
- BÖHM, E., HILLENBRAND, T., LIEBERT, J., SCHLEICH, J., WALZ, R., 2002. Kosten-Wirksamkeit von nachhaltigen Maßnahmen im Gewässerschutz. Texte des Umweltbundesamt 12/02. Umweltbundesamt, Berlin.
- BONN, A., ALLOTT, T., EVANS, M., JOOSTEN, H., STONEMAN, R., 2015. Peatland Restoration and Ecosystem Services – Science, Policy and Practice. Cambridge University Press, Cambridge. (im Druck)
- BONN, A., REED, M., BAIN, C., EVANS, C.D., JOOSTEN, H., FARMER, J., EMMER, I., COUWENBERG, J., MOXEY, A., ARZT, R., TANNEBERGER, F., VON UNGER, M., SMYTH, M.-A., BIRNIE, R., 2014. Investing in nature: developing ecosystem service markets for peatland restoration. Ecosystem Services 9: 54–65.
- COUWENBERG, J., 2007. Biomass energy crops on peatlands: on emissions and perversions. IMCG Newsletter 3: 12–44.
- COUWENBERG, J., AUGUSTIN, J., MICHAELIS, D., WICHTMANN, W., JOOSTEN, H., 2008. Entwicklung von Grundsätzen für eine Bewertung von Niedermooren hinsichtlich ihrer Klimarelevanz. Endbericht für Studie im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern, Greifswald.
- COUWENBERG, J., THIELE, A., TANNEBERGER, F., AUGUSTIN, J., BÄRISCH, S., DUBOVİK, D., LIASHCHYNSKAYA, N., MICHAELIS, D., MINKE, M., SKURATOVICH, A., JOOSTEN, H., 2011. Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. Hydrobiologia 674: 67–89.
- DE WITTE, T., 2012. Entwicklung eines betriebswirtschaftlichen Ansatzes zur Ex-ante-Analyse von Agrarstrukturwirkungen der Biogasförderung – angewendet am Beispiel des EEG 2009 in Niedersachsen. Johann Heinrich von Thünen-Institut, 248, Landbauforschung vTI agriculture and forestry research – Sonderheft 366.
- DRÖSLER, M., ADELMANN, W., AUGUSTIN, J., BERGMAN, L., BEYER, C., CHOJNICKI, B., FÖRSTER, C., FREIBAUER, A., GIEBELS, M., GÖRLITZ, S., HÖPER, H., KANTELHARDT, J., LIEBERSBACH, H., HAHN-SCHÖFL, M., MINKE, M., PETSCHOW, U., PFADENHAUER, J., SCHALLER, L., SCHÄGNER, P., SOMMER, M., THUILLIE, A., WEHRHAN, M., 2013. Klimaschutz durch Moorschutz. Schlussbericht des BMBF-Vorhabens: Klimaschutz – Moornutzungsstrategien 2006–2010. Arbeitsberichte aus dem vTI-Institut für Agrar relevante Klimaforschung 04/2011. Download 15.10.2014 (<http://edok01.tib.uni-hannover.de/edoks/e01fb13/735500762.pdf>)
- DRÖSLER, M., AUGUSTIN, J., BERGMAN, L., FÖRSTER, C., FUCHS, D., HERMANN, J.-M., KANTELHARDT, J., KAPFER, A., KRÜGER, G., SCHALLER, L., SOMMER, M., SCHWEIGER, M., STEFFENHAGEN, P., TIEMEYER, B., WEHRHAN, M., 2012a. Beitrag ausgewählter Schutzgebiete zum Klimaschutz und dessen monetäre Bewertung.
- DRÖSLER, M., SCHALLER, L., KANTELHARDT, J., SCHWEIGER, M., FUCHS, D., TIEMEYER, B., AUGUSTIN, J., WEHRHAN, M., FÖRSTER, C., BERGMAN, L., KAPFER, A., KRÜGER, G.-M., 2012b. Beitrag von Moorschutz- und -revitalisierungsmaßnahmen zum Klimaschutz am Beispiel von Naturschutzgroßprojekten. Natur und Landschaft 87: 70–76.
- DRÖSLER, M., FREIBAUER, A., ADELMANN, W., AUGUSTIN, J., BERGMAN, L., BEYER, C., CHOJNICKI, B., FÖRSTER, C., GIEBELS, M., GÖRLITZ, S., HÖPER, H., KANTELHARDT, J., LIEBERSBACH, H., HAHNSCHÖFL, M., MINKE, M., PETSCHOW, U., PFADENHAUER, J., SCHALLER, L., SCHÄGNER, P., SOMMER, M., THUILLIE, A., WEHRHAN, M., 2011. Klimaschutz durch Moorschutz in der Praxis. Arbeitsberichte aus dem vTI-Institut für Agrar relevante Klimaforschung 04/2011.
- FREIBAUER, A., DRÖSLER, M., GENSIO, A., SCHULZE, E.-D., 2009. Das Potential von Wäldern und Mooren für den Klimaschutz in Deutschland und auf globaler Ebene. Natur und Landschaft 84: 20–25.
- FNR – FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E. V., 2013. Anbau nachwachsender Rohstoffe 2013 auf 2,4 Millionen Hektar. Download 15.10.2014 ([http://www.fnr.de/presse/pressemitteilungen/aktuelle-mitteilungen/aktuelle-nachricht/archive/2013/september/article/anbau-nachwachsender-rohstoffe-2013-auf-2,4-millionen-hektar/?tx_ttnews\[day\]=16&cHash=a8e2d1ab365fd476b6226f9a3296343b](http://www.fnr.de/presse/pressemitteilungen/aktuelle-mitteilungen/aktuelle-nachricht/archive/2013/september/article/anbau-nachwachsender-rohstoffe-2013-auf-2,4-millionen-hektar/?tx_ttnews[day]=16&cHash=a8e2d1ab365fd476b6226f9a3296343b))
- GÖMANN, H., DE WITTE, T., PETER, G., TIETZ, A., 2013. Auswirkungen der Biogaserzeugung auf die Landwirtschaft. Thünen Report 10. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig.

- GROSSMANN, M., HARTJE, V., MEYERHOFF, J., 2010. Ökonomische Bewertung naturverträglicher Hochwasservorsorge an der Elbe. Naturschutz und Biologische Vielfalt 89. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- HARGITA, Y., MEISSNER, F., 2010. Bewertung von Mooren aus ökonomischer Sicht am Beispiel des Oberen Rhinluch. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 19: 206–210.
- HOOIJER, A., COUWENBERG, J., 2013. Towards robust subsidence-based soil carbon emission factors for peat soils in south-east Asia, with special reference to oil palm plantations. Mires and Peat 12: 1–13.
- HÖPER, H., 2007. Freisetzung klimarelevanter Gase aus deutschen Mooren. Telma 37: 85–116.
- IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 2006. Good practice guidance for land use, land use change and forestry.
- JENSEN, R., LANDGRAF, L., LENSCHOW, U., PATERAK, B., PERMIEN, T., SCHIEFELBEIN, U., SORG, U., THORMANN, J., TREPL, M., WÄLTER, T., WREESMANN, H., ZIEBARTH, M., 2012. Potentiale und Ziele zum Moor- und Klimaschutz. Gemeinsame Erklärung der Naturschutzbehörden, Kiel.
- JOOSTEN, H., SIRIN, A., COUWENBERG, J., LAINE, J., SMITH, P., 2015. The role of peatlands in climate regulation. In: Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H., Stoneman, R. (Hrsg.), Peatland restoration and ecosystem services. Cambridge University Press, Cambridge. (im Druck)
- JOOSTEN, H., BRUST, K., COUWENBERG, J., GERNER, A., HOLSTEN, B., PERMIEN, T., SCHÄFER, A., TANNEBERGER, F., TREPEL, M., WAHREN, A., 2013. MoorFutures® Integration von weiteren Ökosystemdienstleistungen einschließlich Biodiversität in Kohlenstoff-zertifikate – Standard, Methodologie und Übertragbarkeit in andere Regionen. BfN-Skripten 350. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- JOOSTEN, H., TAPIO-BISTRÖM, M.-L., TOL, S., 2012. Peatlands – guidance for climate change mitigation by conservation, rehabilitation and sustainable use. Mitigation of climate change in agriculture series. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- KNIESS, A., HOLSTEN, B., KLUGE, W., TREPEL, M., 2010. Prediction of long-term changes in ecosystem functions of a peatland site with the semi-quantitative decision support system PMDSS. Geoderma 154: 233–241.
- LUTHARDT, V., WICHMANN, S., 2015. Ökosystemdienstleistungen von Mooren. In: Wichtmann, W., Schröder, C., Joosten, H. (Hrsg.), Paludikultur – Bewirtschaftung nasser Moore: Perspektiven für Klimaschutz, Biodiversität und regionale Wertschöpfung. Schweizerbart, Stuttgart (im Druck).
- MLUV, 2009. Konzept zum Schutz und zur Nutzung der Moore. Fortschreibung des Konzeptes zur Bestandssicherung und zur Entwicklung der Moore in Mecklenburg-Vorpommern (Moorschutzkonzept). Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin. Download 7.3.2015 (http://www.regierung-mv.de/cms2/Regierungsportal_prod/Regierungsportal/de/lm/_Service/Publicationen/?publikid=2351)
- MUGV, 2009. Klimagasinventur 2008 für das Land Brandenburg. MUGV Brandenburg, Potsdam. Download 7.3.2015 (http://www.mlul.brandenburg.de/media_fast/4055/kginvo8.pdf)
- NIEUWENHUIS, H.S., SCHOKKING, F., 1997. Land subsidence in drained peat areas of the Province of Friesland, The Netherlands. Quarterly Journal of Engineering Geology 30: 37–48.
- PARISH, F., SIRIN, A., CHARMAN, D., JOOSTEN, H., MINAYEVA, T., SILVIUS, M., STRINGER, L., 2008. Assessment on Peatlands, Biodiversity and Climate Change: Main Report. Global Environment Centre, Kuala Lumpur and Wetlands International, Wageningen.
- PLANKL, R., 2011. Finanzielle Staatshilfen für den Agrarsektor und deren regionale Verteilung. Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie, Braunschweig.
- QUERNER, E.P., JANSEN, P.C., VAN DEN AKKER, J.J.H., KWAKERNAAK, C., 2012. Analysing water level strategies to reduce soil subsidence in Dutch peat meadows. Journal of Hydrology 446: 59–69.
- REED, M.S., MOXEY, A., PRAGER, K., HANLEY, N., SKATES, J., BONN, A., EVANS, C.D., GLENK, K., THOMSON, K., 2014. Improving the link between payments and the provision of ecosystem services in agri-environment schemes. Ecosystem Services 9: 44–53.
- RÖDER, N., GRÜTZMACHER, F., 2012. Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Mooren – Vermeidungskosten und Anpassungsbedarf. Natur und Landschaft 87(2): 56–61.
- RÖDER, N., OSTERBURG, B., 2012a. The impact of map and data resolution on the determination of the agricultural utilization of organic soils in Germany. Journal of Environmental Management 49: 1150–1162.
- RÖDER, N., OSTERBURG, B., 2012b. Reducing GHG emissions by abandoning agricultural land use on organic soils – A cost assessment. Paper presented at the 2012 IAAE-Conference, August 18–24, 2012, Foz do Iguaçu, Brazil. Download 15.10.2014 (<http://purl.umn.edu/125134>)
- SCHÄFER, A., 2009. Moore und Euros – die vergessenen Millionen. Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie 43: 156–160.

- SCHÄFER, A., JOOSTEN, H., 2005. Erlenaufforstung auf wiedervernässten Niedermooren. DUENE e.V, Greifswald.
- SCHALLER, L., 2015. Landwirtschaftliche Nutzung von Moorflächen in Deutschland – Sozioökonomische Aspekte einer klimaschonenden Bewirtschaftung. Dissertation an der Technischen Universität München.
- SCHOPP-GUTH, A., 1999. Renaturierung von Moorlandschaften. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- SCHWEPPE-KRAFT, B., GRUNEWALD, K., 2013. Ansätze zur ökonomischen Bewertung von Natur. In: Grunewald, K., Bastian, O. (Hrsg.), Ökosystemdienstleistungen – Konzept, Methoden und Fallbeispiele. Springer, Berlin, Heidelberg, 90–110.
- SMITH, P., 2004. Soils as carbon sinks: the global context. Soil Use and Management 20: 212–218.
- SRU – SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN, 2012. Verantwortung in einer begrenzten Welt. Sachverständigenrat für Umweltfragen, Berlin.
- TANNEBERGER, F., WICHTMANN, W., 2011. Carbon Credits from peatland rewetting. Climate – biodiversity – land use. Schweizerbart Science publishers, Stuttgart.
- TREPEL, M., 2013. Moorböden – ein nasser Schatz mit großer Bedeutung. Geographische Rundschau 65: 36–42.
- TREPEL, M., 2009. Nährstoffrückhalt und Gewässerrenaturierung. KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 2(4/09): 211–215.
- UBA – UMWELTBUNDESAMT, 2012. Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2012. Nationaler Inventarbericht zum deutschen Treibhausgasinventar 1990–2010. Umweltbundesamt, Dessau.
- VERHAGEN, A., VAN DEN AKKER, J.J.H., BLOK, C., DIEMONT, W.H., JOOSTEN, J.H.J., SCHOUTEN, M.A., SCHRIJVER, R.A.M., DEN UYL, R.M., VERWEIJ, P.A., WÖSTEN, J.H.M., 2009. Climate Change. Scientific Assessment and Policy Analysis. Peatlands and carbon flows. Outlook and importance for the Netherlands. Netherlands Environmental Assessment Agency, The Hague/Bilthoven.
- WBA – WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT AGRARPOLITIK BEIM BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ, 2011. Förderung der Biogaserzeugung durch das EEG. Stellungnahme zur geplanten Novellierung des Erneuerbare-Energien-Gesetz. Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik, Berlin.
- WBA – WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT AGRARPOLITIK BEIM BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ, 2007. Nutzung von Biomasse zur Energiegewinnung – Empfehlungen an die Politik. Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik, Berlin.
- WICHTMANN, W., SCHRÖDER, C., JOOSTEN, H., 2015. Paludikultur – Bewirtschaftung nasser Moore für regionale Wertschöpfung, Klimaschutz und Biodiversität, Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart. (im Druck)
- WICHTMANN, W., WICHMANN, S., 2011a. Environmental, Social and Economic Aspects of a Sustainable Biomass Production. Journal of Sustainable Energy an Environment Special Issue: 77–81.
- WICHTMANN, W., WICHMANN, S., 2011b. Paludikultur: Standortgerechte Bewirtschaftung wiedervernässter Moore. Telma Beiheft 4, Deutsche Gesellschaft für Moor- und Torfkunde (DGMT): 215–234.
- WICHTMANN, W., WICHMANN, S., TANNEBERGER, F., 2010. Paludikultur – Nutzung nasser Moore: Perspektiven der energetischen Verwertung von Niedermoorbiomasse. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 19: 211–218.
- ZID – ZENTRALE INVEKOS DATENBANK, 2013. Download 15.10.2014 (<http://www.zi-daten.de/>)

KLIMASCHUTZ ALS ÖKOSYSTEMLEISTUNG DES WALDES IN DEUTSCHLAND: WIE TRAGEN DEUTSCHE WÄLDER ZUM SCHUTZ DER ATMOSPHERE BEI?

KOORDINIERENDER AUTOR

PETER ELSASSER

AUTOREN

MATTHIAS BÖSCH, GEORG LEEFKEN, BERNHARD MÖHRING, TILL PISTORIUS,
JOACHIM ROCK, SEBASTIAN RÜTER, BETTINA SCHRÖPPEL

MIT EINEM BEITRAG VON

GEORG WINKEL

GUTACHTER

ECKHARD HEUER, ERNST-DETLEF SCHULZE, MATTHIAS DIETER, RAINER KANT

6.1	Klimapolitik und Wälder	151
6.1.1	Klima-, naturschutz- und wirtschaftspolitische Ausgangslage	151
6.1.2	Waldbezogene Regeln der internationalen Klimapolitik	152
6.1.3	Nationale Klimapolitik	153
6.2	Wie beeinflussen Wälder und Waldnutzung in Deutschland die Treibhausgasbilanz der Atmosphäre?	156
6.2.1	Kohlenstoffspeicherung in Bäumen	157
6.2.2	Kohlenstoffspeicherung in Begleitvegetation, Totholz, Streu und Böden	158
6.2.3	Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten	158
6.2.4	Substitutionswirkungen	159
6.2.5	Derzeitige Tendenz der Senkenentwicklung	159
6.3	Maßnahmen zum Erhalt und zur Erhöhung der Klimaschutzleistung im Forst- und Holzsektor	159
6.3.1	Vermeidung von Netto-Speicherverlusten (Emissionen)	160
6.3.2	Neuanlage von Wald (Pflanzung, Sukzession)	160
6.3.3	Bewirtschaftung bestehender Wälder	161
6.4	Ökonomische Werte von Klimaschutz und anderen Ökosystemleistungen des Waldes	163
6.4.1	Nutzen für die Forstbetriebe	163
6.4.2	Nutzen für die Gesellschaft	164
6.5	Fazit	166
	Literatur	167

KERNAUSSAGEN

- ▶ Weltweit ist Entwaldung eine der bedeutendsten Quellen der Emission von Treibhausgasen. Walderhaltung ist deshalb ein Kernanliegen der internationalen Klima- wie auch der Biodiversitätspolitik. In Deutschland ist dieses Ziel durch Gesetze, funktionsfähige Verwaltungen und Justiz institutionell durchgesetzt, mit dem Ergebnis einer ausgeglichenen bzw. schwach positiven Waldflächenbilanz.
- ▶ Demgegenüber haben bewirtschaftungsbedingte Veränderungen der Kohlenstoffvorräte in den Wäldern nachgeordnete Bedeutung für die Kohlenstoffbilanz, sofern die Bewirtschaftung entlang der forstlichen Grundsätze der Nachhaltigkeit erfolgt.
- ▶ Will man sämtliche der für den Treibhausgasgehalt der Atmosphäre relevanten Wirkungen bewirtschafteter wie auch unbewirtschafteter Wälder berücksichtigen, so darf die Betrachtung nicht auf den Wald und seine Senkenleistung allein begrenzt werden, sondern muss auch den Holzproduktspeicher sowie mögliche Substitutionseffekte bei der stofflichen und energetischen Holzverwendung umfassen. Bezieht man dies in die Betrachtung ein, so relativiert sich die Wirkung vieler Maßnahmen, da sich Wald- und Holzproduktspeicher zum Teil gegenseitig puffern. Das bedeutet: Wird der Waldspeicher vergrößert, so geht dies tendenziell zu Lasten des Holzproduktspeichers sowie möglicher Substitution, und vice versa.
- ▶ Waldwirtschaft in Deutschland verursacht im Gegensatz zur Industrieproduktion und zur Landwirtschaft keine Nettoemissionen. Vielmehr leistet sie über die Senkenleistung der Wälder und der Holzprodukte sowie über Substitutionseffekte einen Beitrag zur Eindämmung des Treibhauseffekts.
- ▶ In umgekehrter Richtung beeinflusst der Klimawandel selbst die Wälder. Einerseits können allgemeine Erwärmung und Verlängerung der Vegetationsperiode generell das Pflanzenwachstum fördern, andererseits erhöhen sich Bestandsrisiken durch verstärkte Sommertrockenheit, Extremwetterereignisse und biotische Kalamitäten; diese bedrohen auch die Senkenleistung. Ob per Saldo die positiven oder die negativen Auswirkungen überwiegen, ist maßgeblich von Ausmaß und Geschwindigkeit des Klimawandels abhängig. Für diese ist wesentlich, wann und wie stark THG-Emissionen weltweit eingedämmt werden können.
- ▶ Möglichen Schäden für die Biodiversität und die Ökosystemleistungen der Wälder vorzubeugen, kann ein triftiger Grund für Maßnahmen zur Anpassung von Wäldern an den Klimawandel sein. Diese müssen angesichts der Langlebigkeit der Bäume weit vor ihrem Wirksamwerden geplant sein. Aufgrund der Unsicherheit über Art und Ausmaß des Klimawandels, aber auch wegen der unterschiedlichen Ziele, die mit der Anpassung verfolgt werden, sind je nach lokalen Voraussetzungen sehr unterschiedliche Anpassungsstrategien begründbar – die Stabilisierung labiler Nadelbaumbestände durch Umwandlung in naturnahe Mischwälder genauso wie eine Verkürzung der Produktionszeiten und eine Anreicherung der Bestände mit raschwüchsigen Exoten.
- ▶ Aus forstbetrieblicher Sicht ist die Senkenleistung der Wälder weiterhin ein öffentliches Gut; der Nutzen dieser Ökosystemleistung kommt den Betrieben finanziell nicht zugute. Wenn es im Interesse der Gesellschaft liegt, bestimmte Klimaschutz- und Klimaanpassungsoptionen zu stärken, ist zu klären, wer die entsprechenden zusätzlichen Kosten trägt, und wie Waldbesitzer für solche Optionen gewonnen werden können. Es erscheint sinnvoll, hier eine Anpassung der bestehenden Förderinstrumente zu diskutieren und gegebenenfalls eine entsprechende Neuausrichtung vorzunehmen.

KERNAUSSAGEN

- ▶ Die vorhandenen umweltökonomischen Bewertungen von Ökosystemleistungen der Wälder in Deutschland zeigen, dass Wälder durch ihre Holzproduktion, aber auch durch die Bereitstellung weiterer öffentlicher Güter für die Gesellschaft einen erheblichen Nutzen bewirken. Im Vergleich zum monetären Wert der Holzproduktion, der Erholungsleistung sowie auch des Schutzes der Biodiversität in Wäldern tritt der Wert der Senkenleistung für die deutsche Bevölkerung derzeit nicht in den Vordergrund.
- ▶ In politischen Diskussionen über die zukünftige Gestaltung der Wälder in Deutschland werden häufig klimapolitische Argumente angeführt, auch zur Untermauerung jeweils entgegengesetzter Interessenstandpunkte. Viele klimapolitische Argumente in Bezug auf Wälder sind unter hiesigen Rahmenbedingungen jedoch wenig belastbar und gegenüber anderen Anliegen der Gesellschaft an Schutz und Nutzung der Wälder auch von nachgeordneter Bedeutung.

6.1 KLIMAPOLITIK UND WÄLDER

6.1.1 Klima-, naturschutz- und wirtschaftspolitische Ausgangslage

Klimapolitische Ziele in Deutschland wie auch weltweit sind darauf gerichtet, eine gefährliche anthropogene Störung des Klimasystems durch ansteigende Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre zu vermeiden (UNFCCC, 1992: Art. 2). Dies erfordert insbesondere, Emissionen von Treibhausgasen zu begrenzen. Wälder und Waldbewirtschaftung verursachen jedoch – im Gegensatz zur Industrieproduktion und zur Landwirtschaft – normalerweise keine nennenswerten Emissionen, sofern die Bewirtschaftung entlang der forstlichen Grundsätze der Nachhaltigkeit erfolgt und die Waldfläche nicht verringert wird. Generell können Wälder sogar als Kohlenstoffsinken wirken (»Mitigation«) und so anderweitige Emissionen kompensieren. Dies gilt explizit auch für bewirtschaftete Wälder: Tatsächlich waren in der jüngeren Vergangenheit die Wälder in Europa, und generell in der nördlichen Hemisphäre, insgesamt eine Kohlenstoffsinke (Goodale et al., 2002; Luyssaert et al., 2010; Pan et al., 2011), und sie werden dies in absehbarer Zukunft voraussichtlich auch bleiben (Eggers et al., 2008). Je nach Verwendung und Nutzungsdauer können auch Holzprodukte einen Beitrag zum Klimaschutz leisten, indem sie Kohlenstoff speichern und/oder emissionsintensivere Materialien und Energieträger ersetzen. Bewirtschaftung von Wäldern und Holznutzung treffen aber vielfach auf Vorbehalte, wenn es um Klimapolitik geht. Einer der Gründe dafür ist, dass die Berücksichtigung der Waldspeicher in den internationalen Regeln eine Hintertür dafür bot, Mengenziele zur Begrenzung industrieller Emissionen aufzuweichen. Die Anpassung der Wälder an den Klimawandel ist ein weiterer

wesentlicher Aspekt in der klimapolitischen Diskussion, da der Klimawandel die Produktivität und die Stabilität von Wäldern gefährdet, und damit auch die von ihnen gebotenen Leistungen – die Kohlenstoff-Senkenleistung genauso wie alle anderen Ökosystemleistungen des Waldes. Das Anpassungserfordernis stellt die Waldbewirtschaftung in Deutschland (wie auch anderswo) vor besondere Herausforderungen, weil Bäume sehr langlebig sind: Anpassungsmaßnahmen müssen weit vor ihrem Wirksamwerden erfolgen, und entsprechend unter erheblicher Unsicherheit über Art, Ausmaß und lokale Auswirkungen des Klimawandels (siehe Infobox 6.1).

Für die Naturschutzpolitik sind Schutz und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt sowie gerechte Nutzenverteilung die zentralen Ziele (CBD, 1992: Art. 1; BMU, 2007). Leitbilder des Naturschutzes orientieren sich daher u. a. an der Artenausstattung, die jeweils mit traditionellen Flächennutzungen einhergeht. Bei Wäldern spielt zusätzlich der Aspekt der Naturnähe eine bedeutende Rolle (Scherzinger, 1996) – stärker als etwa bei der Landwirtschaft, für welche der Erhalt einer menschlich überprägten Kulturlandschaft sowie der damit verbundenen biologischen Vielfalt von zentraler Bedeutung ist. Von Natur aus wäre Deutschland nahezu komplett bewaldet; Wald ist daher im Allgemeinen die naturnächste Vegetation. Zudem sind Häufigkeit und Intensität menschlicher Eingriffe in die Natur in der Waldbewirtschaftung generell geringer als bei anderen Flächennutzungen, etwa in der Landwirtschaft: Wird – wie forstüblich – nur alle 5–10 Jahre im Rahmen von Jungbestandspflege, Durchforstung oder Endnutzung in die Bestände eingegriffen, so bleiben jährlich 80–90 % der Waldfläche ohne Eingriff. Dennoch verändert jede Bewirtschaftungsmaßnahme auch im

Wald die jeweils dort entstandene Situation und kann so in latentem Spannungsverhältnis zum Leitbild »Naturnähe« stehen. Erhalt und Nutzung von Wäldern erfordern also zumal vor dem Hintergrund des Klimawandels Kompromisse, nicht nur zwischen verschiedenen Nutzungsansprüchen an die Wälder, sondern auch zwischen einzelnen Zielen und Leitbildern des Naturschutzes selbst.

Bei wirtschaftspolitischer Betrachtung ist zunächst festzuhalten, dass der ganz überwiegende Teil des Waldes in Deutschland bewirtschaftet wird; für die Forstbetriebe ist er die Produktionsbasis. Deren Fläche befindet sich zu knapp 50 % in privater Hand, bei überwiegend sehr geringer Größe der Einzelbetriebe; etwa 30 % der Waldfläche sind im Besitz der verschiedenen Bundesländer, weitere 20 % gehören den diversen Gemeinden, kommunalen Stiftungen und Städten. Der Staatswald des Bundes umfasst lediglich knapp 4 % der Waldfläche. Diese vielfältigen Eigentümer verfolgen sehr unterschiedliche Ziele für ihren Wald. Ertragsziele gehören oft, aber nicht immer dazu; insbesondere dürfte die Maximierung finanzieller Erträge nur für eine Minderheit der Betriebe das ausschließliche Bewirtschaftungskriterium sein. Gleichwohl sind Einnahmen für Betriebe grundsätzlich überlebenswichtig. Unter den Einnahmequellen der Forstbetriebe dominiert der Rohstoff Holz bei weitem; über 90 % der Einnahmen basieren auf Holzverkauf. Die Flächenerträge aus Forstwirtschaft sind dabei vergleichsweise gering. Mit den Erträgen konkurrierender Flächennutzungen können sie meist nicht mithalten – und dies desto weniger, je stärker die Produktion von Nahrungsmitteln, nachwachsenden Rohstoffen und erneuerbaren Energien staatlich gefördert wird. Die erheblichen Flächenverluste über die letzten Jahrzehnte, insbesondere für Siedlungen und Verkehrswege, sind aber im Wesentlichen zu Lasten der Landwirtschaftsfläche gegangen; die Waldfläche Deutschlands hat in den letzten Jahrzehnten nicht abgenommen und stieg sogar kontinuierlich leicht an (NIR, 2012). Dies ist wesentlich auf gesetzliche Vorschriften zum Walderhalt zurückzuführen (BWaldG § 9). Neben Holz produzieren Wälder und Forstwirtschaft eine Reihe weiterer Ökosystemleistungen (wie beispielsweise den Schutz vor Hochwasser oder Lawinen, die Reinigung und Verstetigung der Wasserspende, die Bereitstellung von Erholungsangeboten, sowie schließlich auch die Klimaschutzleistung selbst) und sind wichtige Habitats für Pflanzen und Tiere. Diese Leistungen sind oft nicht marktgängig; ihre Erträge kommen den Forstbetrieben daher nicht direkt zu Gute. Indirekt können solche Leistungen durch einzelne maßnahmenbezogene Subventionen staatlich gefördert werden (z. B. Bestandesbegründung

mit Laubholz, Jungbestandspflege etc.). Bezogen auf die Fläche entspricht die Fördersumme im Privatwald etwa 10–15 €/ha*a, was aber nur etwa 3–5 % im Vergleich zur landwirtschaftlichen Förderung ausmacht (Möhring und Mestemacher, 2009). Die forstlichen Subventionen entgelten zumeist nicht die Leistungen selbst, sondern lediglich (Anteile der) durch Maßnahmen entstandenen Kosten. Den Forstbetrieben werden dadurch nur wenige Anreize geboten, nicht marktgängige Ökosystemleistungen der Wälder speziell zu fördern.

6.1.2 Waldbezogene Regeln der internationalen Klimapolitik

Den allgemeinen Rahmen für die internationale Klimapolitik bildet die Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen (UNFCCC, 1992), die 1994 in Kraft getreten ist und bisher von 195 Vertragsparteien verbindlich angenommen wurde. Sie verpflichtet die Vertragsparteien in allgemeiner Form, ihre Emissionen zu begrenzen sowie regelmäßig über den Stand ihrer anthropogenen Treibhausgasemissionen zu berichten. Diese Berichte müssen auch den Bereich Landnutzung, Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft umfassen.

Verbindliche Emissionsgrenzen wurden erst mit dem Kyoto-Protokoll festgelegt, allerdings bislang nur für die in Annex I der Klimarahmenkonvention aufgeführten Industrieländer. In Bezug auf Wälder ist hier geregelt, dass Emissionen (aus Treibhausgasquellen) bzw. umgekehrt der Abbau von Treibhausgasen (in Form von Senken) von allen Industriestaaten angerechnet werden müssen, sofern sie aus Entwaldung und Aufforstung stammen (Art. 3.3). Die Anrechnung entsprechender Vorratsveränderungen im bestehenden Wald (Art. 3.4) war in der ersten Verpflichtungsperiode 2008–2012 noch freiwillig und ist in der zweiten Verpflichtungsperiode (seit 2012) für alle beteiligten Industriestaaten verpflichtend geworden; Deutschland hat sich bereits in der ersten Verpflichtungsperiode für diese Option entschieden. Allerdings konnten Waldsenken zunächst nur innerhalb bestimmter Grenzen angerechnet werden (Emissionen durch Entwaldung durften im Zeitraum 2008–2012 nur bis zu einer pauschalen Obergrenze – maximal 9 Mt C/a – durch die Vorratszunahme im bestehenden Wald ausgeglichen werden; auch die Vorratszunahme in bereits bestehenden Wäldern wurde nur bis zu einer jeweils länderspezifischen Höchstgrenze anerkannt. Für Deutschland betrug sie 1,24 Mio. t C/a). In der zweiten Verpflichtungsperiode entfallen diese Grenzen aufgrund eines veränderten Bilanzierungsverfahrens. Vorgesehen ist eine Bilanzierung gegen ein sogenanntes »Forest Management Reference Level«

(FMRL), in das natürliche Entwicklungen, Alterstrends, die Weiterführung der bisherigen Bewirtschaftung und natürliche Störungen einbezogen werden (können). Dies hat zur Folge, dass die angerechneten Emissionen oder Speicherrhöhungen von den realen Änderungen deutlich verschieden sein können! Übersteigt die Kohlenstoffspeicherung eines Landes dieses FMRL, so können davon bis zu 3,5 % der Basisjahremissionen angerechnet werden. Darüber hinaus müssen in Zukunft Veränderungen angerechnet werden, die sich aus Bestandesänderungen des Holzprodukte-Speichers ergeben (decision 2/CMP.7, UNFCCC, 2011).

Durch die Begrenzung der Emissionsrechte der Staaten im Rahmen des Kyoto-Protokolls, die Handelbarkeit der entsprechenden Emissionszertifikate sowie die Anerkennung von Senkenzertifikaten sind neue institutionelle Rahmenbedingungen geschaffen worden. Diese bieten die Voraussetzung, die Senkenleistung des Waldes zumindest teilweise (nämlich nur innerhalb der jeweiligen Anrechnungsgrenzen) zu einem knappen und handelbaren Wirtschaftsgut werden zu lassen, das marktfähig ist und finanzielle Erträge ermöglicht. Diese Erträge können allerdings nicht von den Forstbetrieben, sondern nur von den beteiligten Staaten realisiert werden, da das Kyoto-Protokoll ausschließlich Rechtsverhältnisse zwischen Staaten regelt.

Aus diesem Grunde hatten sich von forstwirtschaftlicher Seite ehemals Hoffnungen darauf gerichtet, dass die Emissionshandelsrichtlinie der Europäischen Union (EU, 2003) forstliche Senkenzertifikate in das Europäische Emissionshandelssystem integrieren würde. Da dieses Emissionshandelssystem Rechte und Pflichten auf Betriebsebene regelt, hätte der ökonomische Wert der Waldsenkenleistung dadurch auch den Forstbetrieben selbst zugute kommen können. Nach den später erlassenen Ergänzungsrichtlinien (EU, 2004, 2009) ist eine Integration forstlicher Senkenzertifikate aber zumindest bis 2020 nicht vorgesehen (Ciccarese et al., 2011). Richtlinie 2009/29/EG (EU, 2009) sieht lediglich vor, dass mindestens 50 % der Einnahmen aus der Versteigerung von Emissionszertifikaten für bestimmte Zwecke des Klimaschutzes und der Klimaanpassung verwendet werden sollen, unter denen auch »Kohlenstoffspeicherung durch Forstwirtschaft in der Gemeinschaft« als Zweck genannt ist (EU, 2009: Art. 10 Abs. 3d).

Vor dem Hintergrund der ins Stocken geratenen internationalen Klimapolitik relativiert sich die Frage danach, welchen Beitrag die Wälder in Deutschland zur Eindämmung des Treibhauseffektes leisten könnten. Der weit überwiegende

Teil der weltweiten Emissionen unterliegt keinen konkreten Begrenzungen: Für Entwicklungsländer sind solche Grenzen bislang ohnehin nicht vereinbart worden, und unter den Industrieländern haben sich im Wesentlichen nur noch die europäischen Staaten und Australien in der 2. Verpflichtungsperiode des Kyoto-Protokolls zu einer Begrenzung ihrer Emissionen verpflichtet. Diese Staaten sind insgesamt für lediglich ca. 12 % der weltweiten Emissionen verantwortlich.

6.1.3 Nationale Klimapolitik

Die nationale Klimapolitik basiert auf dem nationalen Klimaschutzprogramm aus dem Jahr 2000 und seiner Fortschreibung fünf Jahre später (BMU, 2000, 2005). Dort ist als Ziel benannt, die CO₂-Emissionen bis zum Jahr 2005 um 25 % unter das Niveau von 1990 zu senken, bzw. die sechs Treibhausgase des Kyoto-Protokolls um 21 % (= 844 Mio. t CO₂/a) im Zeitraum 2008–2012 zu senken. In darüber hinausgehenden Selbstverpflichtungen strebte die Bundesregierung an, die CO₂-Emissionen 2008–2012 um 30 % zu mindern (BMU, 2005), bis 2020 um 40 %, und bis 2030 um 55 %, jeweils im Vergleich zu 1990 (BMWI und BMU, 2010). Wälder und ihre Bewirtschaftung spielen in diesen stark auf Emissionen aus fossilen Quellen fokussierten Programmen nur eine untergeordnete Rolle. Nachrichtlich wird auf das Potential durch Pflege und den Erhalt der Wälder sowie auf deren Flächenzunahme verwiesen, das auf 30 Mio. t CO₂ im Zeitraum 1990–2010 geschätzt wird (BMU, 2000, S. 87; nähere Erläuterungen zu diesen Zahlen fehlen dort). Dieses Potential soll durch Schutz bestehender und Ausweisung neuer Waldflächen (Kapitel 10.1), Verbesserung der Vitalität und Anpassungsfähigkeit der Wälder (Kapitel 10.2), Waldbauliche Maßnahmen zur Sicherung und Erhöhung der Kohlenstoffspeicherung (Kapitel 10.3) sowie eine vermehrte Verwendung von Holz als Rohstoff und Energieträger (Kapitel 10.4) genutzt werden. Diese recht allgemein gehaltenen Hinweise werden jedoch nicht konkret quantifiziert bzw. priorisiert. Auch in der Fortschreibung der Klimaschutzstrategie wird lediglich gefordert, die Forstwirtschaft solle »weiterhin bzw. in zunehmendem Maße einen Beitrag durch die Festlegung von Kohlenstoff in Böden und Biomasse der Wälder« leisten (BMU, 2005, S. 26).

Die Anpassungsstrategie der Bundesregierung aus dem Jahr 2008 zeigt ebenfalls nur Handlungsoptionen auf und weist bezüglich der Rolle von Wäldern und Forstwirtschaft im Klimawandel lediglich in wenigen Absätzen auf die Wichtigkeit stabiler Bestände. Sie fordert einen Umbau in robuste Mischbestände, vermehrte Forschung sowie eine Verbesserung der Kommunikation zwischen Förstern und

INFOBOX 6.1

Anpassungen in der Forstwirtschaft und deren Auswirkungen

von Georg Winkel

Klimapolitik betrifft Wald und Forstwirtschaft in zweierlei Hinsicht: Zum einen spielen Wälder und Holz eine Rolle in der Mitigationspolitik, z. B. dann, wenn Kohlenstoffvorräte im Wald (einschließlich des Waldbodens) oder in den Holzproduktespeichern erhöht werden sollen oder aber die bioenergetische Nutzung von Holz gefördert wird. Zum anderen geht es um die Frage, welchen Beitrag Wälder zur Anpassung an Klimaänderungen leisten können (beispielsweise über die Regulierung des Landschaftswasserhaushaltes), und wie sie selbst an mögliche Auswirkungen des Klimawandels angepasst werden können. Klimaschutz und Anpassung sind eng miteinander verwoben, u. a., da stabile Wälder eine wesentliche Voraussetzung für die Erhaltung der durch sie erbrachten Ökosystemleistung der Kohlenstoff-Sequestrierung sind. Im Folgenden wird der Anpassungsaspekt betrachtet.

Die Anpassung der Waldökosysteme an den Klimawandel in Mitteleuropa ist eine komplexe Aufgabe. Zusätzlich zu den der Klimaanpassung intrinsischen Unsicherheiten (über Art, Ausmaß und Zeitraum von Klimaveränderungen) tritt in Wäldern das Problem der Langfristigkeit ökosystemarer Prozesse besonders zu Tage (Hamrick, 2004; Milad et al., 2011, 2013). Schon das in vielen Wirtschaftswäldern in Deutschland erreichte Lebensalter von Laubbäumen von ca. 100–140 Jahren führt dazu, dass Baumindividuen prognostizierten Klimaveränderungen während ihrer Lebensspanne voll ausgesetzt sein werden. Zwar sind Bäume zumindest auf Populationsebene evolutionär an Klimaschwankungen relativ gut angepasst (Hamrick, 2004; Kätzel, 2008), gleichwohl mindert dieser Umstand die Chancen einer »naturschutzgerechten« Anpassungsstrategie bei einem raschen Klimawandel; denn gerade alte Bäume (deutlich älter als 140 Jahre) sind für den Erhalt walddispersiver Biodiversität wertvoll (Moning und Müller, 2009; Brunet et al., 2010). Zugleich müssen Anpassungsmaßnahmen in Wäldern auf lange Zeiträume hin geplant werden, was aber aufgrund der vielen Unsicherheiten eigene Probleme aufwirft (Hoogstra und Schanz, 2008).

Im Konkreten können Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel für die Wälder in Deutschland (die aktuell zu über 97% einer aktiven forstwirtschaftlichen Nutzung unterliegen) vielfältig ausfallen und z. B. die Baumartenwahl, Umtriebszeiten,

die Struktur oder den Holzvorratsreichtum der Wälder oder die Waldböden betreffen. In gewisser Vereinfachung lassen sich derzeit zwei Hauptstrategien der Anpassung unterscheiden, die von unterschiedlichen Priorisierungen bezüglich der Ökosystemleistungen ausgehen (Winkel et al., 2011; Storch und Winkel, 2012). Die eine Strategie kann als Anpassung durch Intensivierung der Bewirtschaftung beschrieben werden: Hier geht es vor allem darum, Bestandesrisiken durch eine Senkung der Produktionsalter zu senken. Zudem wird verstärkt auf nicht-heimische Baumarten gesetzt, die auch unter Klimawandelgesichtspunkten gute Wuchsleistungen erwarten lassen (vgl. Überblick in Milad et al., 2012a). Die zweite Strategie lässt sich als Anpassung durch Hinwirken auf naturnahe, vielfältige und strukturreiche Wälder beschreiben. Hierbei liegt der Schwerpunkt darauf, die Resilienz der Wälder durch Baumartenmischung und genetische Vielfalt, Biomasseanreicherung sowohl in Form von Lebend- als auch Totholz, Naturverjüngung und evolutionär-dynamische Selektionsprozesse und ein Mosaik an Altersstrukturen zu stärken (Milad et al., 2012a). Beide Strategien sind nicht völlig unvereinbar. Sie unterscheiden sich jedoch hinsichtlich ihres Potentials für Ökosystemleistungen. Die zweitgenannte Strategie birgt größere Potentiale für den Biodiversitätsschutz, aber auch kulturelle Leistungen des Waldes wie Walderholung (Milad et al., 2013, 2012a, 2012b).

Abschließend seien zwei zentrale Aspekte hervorgehoben: Erstens werden durch die Anpassungspolitik im Wald Elemente beider Strategien gefördert. Anpassungspolitik ist (z. B. als Anpassungsstrategien) in der Regel unspezifisch formuliert (z. B. Anpassung durch »naturnahen Waldbau«). Die konkrete Steuerung erfolgt, wenn überhaupt, über Waldumbauprogramme, die forstliche Förderung und Beratung und die Forsteinrichtung (v. a. im öffentlichen Wald) (Storch und Winkel, 2012). Zum zweiten steht bei konkreten Maßnahmen die Klimaanpassung selten im Vordergrund. Sie dient vielmehr der Legitimierung von Programmen, die vorwiegend aus anderen Gründen verfolgt werden. In der Regel geht es um eine Abwägung vielfältiger Interessen, wobei wirtschaftliche Belange und Interessen der Holzwirtschaft einerseits und naturschutzfachliche bzw. rechtliche Anforderungen andererseits besonders bedeutend sind (Storch und Winkel, 2013).

Wissenschaft (BMU, 2008). Es werden sehr allgemeine Synergiepotentiale und Zielkonflikte benannt, die zwischen Minderung und Anpassung be-/entstehen können. Im selben Jahr hat das Umweltbundesamt Empfehlungen für eine umfassende Klimaschutzstrategie veröffentlicht, in der sowohl Aspekte der Emissionsminderung als auch der Anpassung an den Klimawandel betrachtet werden; für Wälder und Forstwirtschaft wird Minderung nicht thematisiert, sondern lediglich im Kontext der Anpassung die Wichtigkeit einer großen genetischen Vielfalt betont und gefordert, »artenreiche Mischwälder auf[zu]bauen und ökologisch anpassungsfähige Herkünfte« zu verwenden (UBA, 2009, S. 41).

Der von der Regierung im Jahr 2011 beschlossene »Aktionsplan Anpassung der Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel« spezifiziert zwar die Rolle der Wälder im Klimawandel und Klimaschutz nicht näher, vernetzt aber die Anpassungsstrategie mit anderen nationalen Prozessen wie der nationalen Biodiversitätsstrategie (BMU, 2007) und der Waldstrategie 2020 der Bundesregierung (Bundesrepublik Deutschland, 2011). In der Biodiversitätsstrategie wird Klimawandel in Bezug auf Wälder eher am Rande thematisiert; als Anpassungsmaßnahme wird beispielhaft ein Anbau möglichst vielfältiger Mischbestände erwähnt, und als Mitigationsmaßnahmen insbesondere auf die Neubegründung von Waldflächen an geeigneten Standorten sowie natürliche Entwicklung von Moorwäldern verwiesen. Holznutzung findet zwar Erwähnung in der Zukunftsvision für Wälder (»Der aus Wäldern nachhaltig gewonnene Rohstoff Holz erfreut sich großer Wertschätzung«), wird im Zusammenhang mit dem Klimawandel aber nicht weiter behandelt. Die Waldstrategie verfolgt als Vision, dass »... standortgerechte, vitale und an den Klimawandel anpassungsfähige Wälder mit überwiegend heimischen Baumarten [...] durch eine nachhaltige Bewirtschaftung erhalten und weiter entwickelt [werden]. Die Wälder stellen die erforderlichen Rohstoffe bereit, bieten vielfältige Lebensräume für Flora und Fauna, erfüllen ihre Schutzfunktionen und laden zur Erholung ein. Die Naturnähe, Stabilität und Vielfalt der Wälder in Deutschland hat deutlich zugenommen.« Bezüglich der Rolle der Wälder im Klimaschutz wird hier gefordert, Wald als Kohlenstoffsенke zu erhalten, Maßnahmen zur Anpassung an den Klimawandel und zur Erschließung des Senkenpotentials von Wald und Holz zu ergreifen, welche die Klima- und Energieziele der Bundesregierung unterstützen, sowie auch die Verwendung von »Holz aus nachhaltiger Forstwirtschaft zur Substitution energieintensiver Materialien mit nachteiliger Öko- und CO₂-Bilanz« zu fördern. Auch diese Strategie löst aber die existierenden und potentiellen Ziel-

konflikte bezüglich der anderen Handlungsfelder nicht auf und bietet kein abgestimmtes und operationalisiertes Paket von Maßnahmen bzw. Politikinstrumenten.

Die deutsche Klimapolitik wurde seit dem Klimaschutzprogramm 2000 stetig weiterentwickelt, analog zu dem als »Meseberger Beschlüsse« bekannten integrierten Energie- und Klimaprogramm (IEKP). Dieses definiert die Instrumente, die dazu beitragen sollen, dass die klima- und energiepolitischen Ziele der Bundesregierung erreicht werden. Für Wald und Forstwirtschaft besonders relevant sind das seit dem Jahr 2000 mehrfach modifizierte Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) und das Erneuerbare-Energien-Wärmegesetz (EEWärmeG) von 2008. Beide Gesetze unterstützen eine durch die signifikanten Preissteigerungen für Heizöl ohnehin stark wachsende Nachfrage nach Holz als Energieträger. Durch das EEG wird die bevorzugte Einspeisung von Strom aus erneuerbaren Quellen wie Biomasse zu festen und garantierten Tarifen in das deutsche Stromnetz geregelt. Mit dem EEWärmeG soll durch regulatorische Vorgaben erreicht werden, dass bis 2020 mindestens 14% des Wärme- und Kälteenergiebedarfs von Gebäuden durch erneuerbare Energien gedeckt wird; es ist mit einem Marktanreizprogramm gekoppelt, das u. a. die Nutzung von fester Biomasse (hier vor allem Holzpellets und -hackschnitzel) subventioniert.

Vor diesem Hintergrund sind Marktentwicklungen und übergeordnete Politikansätze, die indirekt die Bewirtschaftung von Wäldern und damit die Ökosystemleistungen beeinflussen, von größerer Relevanz als die unspezifischen Ziele für die Rolle der Wälder im Klimaschutz. Insbesondere die u. a. auch klimapolitisch motivierten Ziele für den Ausbau erneuerbarer Energien und die diesbezüglichen Instrumente sorgen für zusätzliche Anreize und eine spürbar wachsende Nachfrage nach Energieholz. Das nachhaltig mobilisierbare Potential wird hierfür zwischen 12 und 19 Mio. m³ pro Jahr gesehen (BMU und BMELV, 2009). Auf dieser Basis setzt der auf dem Europäischen Biomasseaktionsplan (EU-COM, 2005) fußende deutsche Biomasseaktionsplan das Ziel, den Anteil der Bioenergie am gesamten Primärenergieverbrauch von 4,9 % auf 11 % bis ins Jahr 2020 zu steigern (BMU und BMELV, 2009, S. 10) (vgl. auch Kapitel 3), u. a. durch Mobilisierung von Holzreserven. Der Ausbau der Biomassenutzung soll gleichzeitig einen »Beitrag zu anderen umweltpolitischen Zielen, wie z. B. dem Erhalt der Biodiversität, der Bodenfruchtbarkeit sowie Gewässer- und Immissionsschutz« leisten, und »schützenswerte Landschaften [...] und Gebiete, die einen Schutzstatus haben, insbesondere solchen mit hoher Kohlenstoffsенkenfunktion« erhalten.

Die in diesen Forderungen impliziten Zielkonflikte – z. B. zwischen erhöhter Holzmobilisierung für energetische Zwecke und dem Ziel, den Wald als Kohlenstoffsenke zu erhalten – werden ebenso wenig thematisiert wie ökologische Aspekte oder die Rohstoffkonkurrenz zur stofflichen Verwendung von Holz.

Im Gegensatz zu diesen Rahmenbedingungen, die die Nachfrage nach Holz im Klimakontext erhöhen, gibt es nur wenige neue Ansätze für konkrete Politikinstrumente, welche Waldbesitzer als Zielgruppe definieren und Anreize für klimapolitisch abgestimmte Aktivitäten schaffen. Ein solcher Ansatz ist der »Waldklimafonds«, der jüngst etabliert worden ist und u.a. forstliche Minderungs- sowie auch Anpassungsaktivitäten fördert. Die Finanzierung dafür ist allerdings noch vor der Etablierung des Fonds von ursprünglich avisierten 35 Mio. € auf 7,2 Mio. € pro Jahr reduziert worden (AGE, 2013). Da der Fonds durch die Erlöse der Zertifikatversteigerungen im Europäischen Emissionshandelssystem gespeist wird (s.o.), diese Erlöse aber aufgrund niedriger Zertifikatspreise weit hinter den ursprünglichen Erwartungen zurückbleiben, schien es lange ungewiss, ob in Zukunft überhaupt mit Ausschüttungen aus dem Fonds gerechnet werden kann (Holz-Zentralblatt, 2013).

Zusammengefasst lässt sich feststellen, dass eine aktive, unmittelbar auf Klimaschutz ausgerichtete oder daran angepasste nationale Politik zur Bewirtschaftung der Wälder in Deutschland bislang nicht stattfindet. Diverse diesbezügliche Politikelemente finden sich zwar in etlichen sektoralen Strategien, bleiben aber wenig konkret, und die Strategien sind untereinander auch wenig koordiniert. Die Bedeutung von Wäldern und Holzverwendung global im Klimaschutz wird in vielen Kontexten sowohl für Anpassung als auch für Minderung herausgehoben, spielt aber in der deutschen Klimaschutzpolitik faktisch nur eine untergeordnete Rolle. Dies ist auf mehrere Faktoren zurückzuführen:

- ▶ die politische Fokussierung der Bundesregierung und der EU auf die Reduktion von fossilen Emissionen,
- ▶ die Komplexität des Themas »Kohlenstoffflüsse und -speicherung in terrestrischen Ökosystemen« sowie deren Interaktion mit Holzproduktespeichern und Substitutionseffekten,
- ▶ die angesichts sich verändernder klimatischer Bedingungen und geringer Flächenverfügbarkeit begrenzte Steuerbarkeit der C-Sequestrierung.

Die bestehenden ökonomischen Instrumente wie die beschriebenen Emissionshandelssysteme (international, EU ETS) bieten kaum Ansatzpunkte, Wälder und Forstwirtschaft in den Klimaschutz einzubinden. Sie liefern weder Ansätze zur Steuerung der C-Sequestrierung noch eine funktionsfähige Grundlage für die Inwertsetzung dieser Ökosystemleistung. Dass die institutionellen Voraussetzungen hierfür gleichwohl tatsächlich gestaltet werden können, zeigen Ansätze wie z. B. der Vertragsnaturschutz oder andere Systeme zur Abgeltung von Ökosystemleistungen (»PES-Schemata«), für die es weltweit funktionierende Beispiele gibt.

6.2 WIE BEEINFLUSSEN WÄLDER UND WALDNUTZUNG IN DEUTSCHLAND DIE TREIBHAUSGASBILANZ DER ATMOSPHÄRE?

Um diese Frage zu beantworten, müssen sämtliche durch Wälder und Waldnutzung bewirkte klimaschutzbezogene Effekte betrachtet und der Blick nicht allein auf den Wald selbst bzw. den in ihm gespeicherten Kohlenstoff verengt werden, wie es z.B. im Rahmen der Treibhausgasbilanzierung unter dem Protokoll von Kyoto in der 1. Verpflichtungsperiode der Fall war.

Das mit Abstand wichtigste Treibhausgas mit Bezug zum Wald ist Kohlendioxid (CO₂), gefolgt von Distickstoffoxid/ Lachgas (N₂O) und Methan (CH₄). Letztere werden vor allem bei Waldbränden und/oder aus ehemals nassen Böden emittiert; in verschiedenen Einzeluntersuchungen wurde auch gezeigt, dass Lachgasemissionen nach Starkregen, nach Holznutzungen sowie auch nach Waldkalkungen durchaus bedeutsam sein können. Die primären Ursachen der letztgenannten Emissionen sind jedoch nicht in der Waldbewirtschaftung zu suchen, sondern vielmehr im Eintrag reaktiven Stickstoffs aus der Landwirtschaft sowie aus Verbrennungsprozessen. Der Wissensstand zu Lachgas- und Methanemissionen aus Wäldern ist derzeit noch begrenzt; für Deutschland insgesamt liegen keine hinreichend belastbaren Informationen vor. Daher werden diese Gase hier nicht weiter behandelt und die Darstellung auf Kohlenstoff konzentriert.

Für die Ermittlung der Treibhausgasbilanz des Waldes in der Berichterstattung nach Klimarahmenkonvention und Protokoll von Kyoto wird das Ökosystem in fünf zu erfassende Kompartimente eingeteilt (ober- und unterirdische lebende Biomasse, Totholz, Streu, Boden) und an der Grenze zwischen Wald und anderen Landnutzungen abgeschlossen. In klimapolitischen Diskussionen wird bisweilen darauf

TABELLE 6.1 ▶ Treibhausgasbilanz des deutschen Waldes 2010.

(Quelle: nach NIR, 2012, S. 482, Kapitel 7.2 – »forest land«).

Zu beachten: Emissionen haben positive, Sequestrierung aus der Atmosphäre negative Vorzeichen. 1 Gg entspricht 1000 t.

Speicher bzw. Aktivität	Emission (Gg CO ₂ -Äq)
▶ Lebende Biomasse (ober- und unterirdisch)	– 21.772
▶ Totholz (ober- und unterirdisch)	– 3.638
▶ Streuschicht	– 593
▶ Entwässerung organischer Böden	675
▶ Verluste aus mineralischen Böden nach Umwandlung	333
▶ Kalkung	58
▶ Waldbrand	4
Summe	– 24.933

verwiesen, dass über die Vorratsänderung an Kohlenstoff hinaus auch die absolute Höhe der Kohlenstoffvorräte oder die Verweildauer des Kohlenstoffes in den Wald- bzw. Holzspeichern relevant seien. Diese sind jedoch für die Treibhausgasbelastung der Atmosphäre unerheblich, solange entweder die Netto-Stromgrößen (Summe aller Zu- und Abgänge in bzw. aus den Speichern) oder die Bestandesveränderung in den Speichern (z.B. zwischen zwei Inventuren) ermittelt werden, da auf diesen beiden Wegen die Netto-Änderung des Gehalts an Treibhausgasen aus Wald und Holznutzung in der Atmosphäre bestimmt werden kann. Betrachtet man lediglich den Waldspeicher, so macht sich die Holzernte als Kohlenstoffverlust bemerkbar und ist eine Netto-Emission aus dem Wald, obgleich eine nachgelagerte stoffliche Nutzung in Form von Holzprodukten weiterhin Kohlenstoff speichert. Auch vom Forst- und Holzsektor ausgehende positive Effekte durch die Substitution fossiler Brennstoffe werden bei einer engen Betrachtungsweise, die sich auf die Waldspeicher beschränkt, nicht mit abgebildet (Rock und Bolte, 2011).

6.2.1 Kohlenstoffspeicherung in Bäumen

Die oberirdische Baumbiomasse und deren Veränderungen, insbesondere des Derbholzes (über 7 cm Durchmesser), sind

im Wald am besten dokumentiert und erforscht. Zudem lässt sich die unterirdische Biomasse der Bäume gut über Expansionsfunktionen berechnen, wenn deren oberirdischer Anteil bekannt ist. Absolut waren in der lebenden ober- und unterirdischen Baumbiomasse im deutschen Wald 2008 1,23 Mrd. t C gespeichert (4.150.000 Gg CO₂), 80 % hiervon oberirdisch (Dunger et al., 2009).

Durch Maßnahmen wie Baumartenwahl, Durchforstungsintensität und -intervall, die verwendeten Maschinen und viele andere Wege, kann die jährliche Netto-Aufnahme an Kohlenstoff in einem Waldbestand beeinflusst werden (siehe Badeck et al., 2005; Jandl et al. 2007b sowie Abschnitt 6.3). Dabei sind sowohl die Vorratshöhe als auch die jährliche Kohlenstoffbindung (Sequestrierung) jeweils unterschiedlich von den verschiedenen Optionen beeinflussbar. Die Betrachtung der C-Sequestrierung wie auch der Vorratshöhe in den Bäumen ist allein nicht hinreichend, da es enge Wechselwirkungen und zum Teil auch gegenläufige Entwicklungen mit den Treibhausgasbudgets in Streu und Böden (und auch in Holzprodukten sowie deren Substitutionswirkungen) gibt, die jeweils einbezogen werden müssen (siehe Abschnitte 6.2.3, 6.2.4).

6.2.2 Kohlenstoffspeicherung in Begleitvegetation, Totholz, Streu und Böden

Über die Speicherung von Kohlenstoff in der Begleitvegetation liegen keine bundesweiten belastbaren Zahlen vor. Die Verjüngung der Waldbäume ist bereits in der oberirdischen lebenden Biomasse enthalten, und annuelle Pflanzen spielen in der Bilanzierung keine signifikante Rolle. Im Totholz der verschiedenen Zersetzungsstufen sind nach Ergebnissen der Inventurstudie 2008 ca. 34,76 Mio. t C gespeichert (Oehmichen et al., 2011), was einem durchschnittlichen Vorrat von 3,25 t C/ha bzw. 11,9 t CO₂/ha entspricht.

Nach Auswertungen der aktuellen Bodenzustandserhebung im Wald (BZE 2) sind derzeit ca. 17,8 t C/ha in der Streuauflage gespeichert (NIR, 2013; entspricht 65,3 t CO₂/ha). Laubwaldbestände weisen dabei unterdurchschnittliche C-Vorräte in der Streu auf (im Mittel 7,1 t C/ha), Nadelwaldbestände überdurchschnittliche (23,5 t C/ha); Mischbestände liegen mit ca. 14,9 t C/ha dazwischen. Für mineralische Böden liegen derzeit noch keine baumartenspezifischen Auswertungen vor. Über alle Baumarten betragen die durchschnittlichen Vorräte ca. 61,1 t C/ha (mineralische Böden, bis 30 cm Tiefe; NIR, 2013; entspricht 224,2 t CO₂/ha). Für die Streu wurde eine sehr geringe (statistisch nicht von Null unterscheidbare) Abnahme und für den Boden eine Zunahme von 0,3 t C/ha*a ermittelt. Bei der derzeitigen Bewirtschaftung wird also insgesamt der C-Vorrat in Streu und Mineralboden zusammen leicht erhöht. Für organische Böden wurde eine durchschnittliche Emission in Höhe von 0,68 t C/ha*a und eine Lachgasemission (N₂O) von 0,6 kg N/ha*a berechnet.

Durch Maßnahmen, die den Wurzelumsatz oder die Streuproduktion beeinflussen, kann auf die Netto-Sequestrierung von C in Boden und Streu eingewirkt werden (Details hierzu bei Badeck et al., 2005 sowie Jandl et al., 2007a, 2007b). Negative Auswirkungen auf die Sequestrierung können sich indirekt dadurch ergeben, dass steigende Energiepreise zunehmend auch die Nutzung ehemals im Wald belassener Baumbestandteile wirtschaftlicher werden lassen und Ernteverfahren wie Ganzbaumernte und Stockrodung Vorschub leisten (d.h. die Entnahme kompletter Bäume einschließlich Kronen und ggf. Wurzeln aus dem Wald). Solche Verfahren führen zu zusätzlichem Biomasse- und Kohlenstoffentzug aus den Wäldern.

6.2.3 Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten

Anders als die lebende Pflanzenbiomasse entnehmen Holzprodukte der Atmosphäre kein CO₂, sondern speichern lediglich

einen Teil des Kohlenstoffs, welchen die Bäume während ihres Wachstums sequestriert und im Holz festgelegt haben. Ein Teil dieses Kohlenstoffs wird einer stofflichen Nutzung in Holzprodukten zugeführt, bis er am Ende der jeweiligen Nutzungsdauer durch natürliche Zersetzung oder thermische Verwertung des Holzes wieder in die Atmosphäre oxidiert.

Für die Abschätzung des Beitrags einer verzögerten Freisetzung des gebundenen Kohlenstoffes in Holzprodukten zur Gesamtbilanz des Sektors ist es zunächst notwendig, zwischen den Begriffen »Methode« und »Ansatz« zu unterscheiden (Rüter, 2010). Während der Begriff der »Methode« den rechnerischen Rahmen umschreibt, wie die durch die Nutzung von Holzprodukten verzögerten Emissionen ermittelt werden – nämlich, entsprechend der Berechnungsmethode für den Wald, über die Änderung der Speicher über die Zeit – definiert der Begriff des »Ansatzes« die Systemgrenze, die bei der Quantifizierung des Produktspeichers berücksichtigt wird. Letzteres ist insbesondere in der klimapolitischen Diskussion, wenn es um die Anrechnung der Kohlenstoffwirkung der stofflichen Holznutzung geht, von elementarer Bedeutung. So hat die Art, wie oder zu welchen Teilen der Außenhandel mit Holzprodukten in die Berechnung eingeht, einen großen Einfluss auf die ermittelte Höhe des Kohlenstoffspeichers und dessen Dynamik. Auch Verschiebungen im Verhältnis zwischen Produktion und Verbrauch von Rohholz bzw. Holzprodukten wirken sich auf die Berechnung der gespeicherten Kohlenstoffmengen und der aus dem Speicher entweichenden Emissionen aus. Eine Abschätzung ist daher nur nach einer Eingrenzung des Systemraums möglich und sinnvoll.

Für die Ermittlung der Speicherwirkung in einem Land muss im Prinzip der Verbrauch, der sich aus der Produktion und dem Außenhandel von Holzprodukten errechnet, als Kohlenstoffzufluss unterstellt werden. Allerdings könnte dabei in die Abschätzung auch Holz aus solchen Wäldern einbezogen werden, die in Bezug auf ihre Kohlenstoffvorräte nicht nachhaltig bewirtschaftet werden. Um dies zu vermeiden, hat sich die Staatengemeinschaft Ende des Jahres 2011 im Zusammenhang mit der Fortführung des Kyoto-Protokolls darauf geeinigt, bei der Ermittlung des Produktspeichers nur solche Holzprodukte zu berücksichtigen, deren Holz aus heimischem Einschlag sowie aus Wäldern stammt, deren CO₂-Bilanz ihrerseits im Zuge einer Anrechnung unter einem verbindlichen Klimaschutzregime berücksichtigt wird. In einer ersten Abschätzung der Speicherwirkung durch Holzprodukte nach dieser Berechnungsmethodik errechnete

Rüter (2011) für den Durchschnitt der Jahre 2005–2009 einen Nettoeffekt von jährlich –17,9 Mio. t CO₂.

6.2.4 Substitutionseffekte

Bei der Verwendung von Holz entstehen in der Regel positive Substitutionseffekte (Sathre und O'Connor, 2010), d. h. es werden weniger Treibhausgase emittiert als bei der Herstellung funktionsgleicher Produkte aus Alternativmaterialien (z. B. Aluminium, Stahl, Beton). Bei der Verwendung von Holz als Feststoff spricht man von materieller, bei der Nutzung als Energieträger von energetischer Substitution.

Der erzielte Substitutionseffekt kann durch eine sogenannte Kaskadennutzung oder Recycling von Holz sowie Ausweitung der Verwendung von Holz in den Produktbereichen mit möglichst hohem Substitutionspotential erhöht werden. Durch eine vermehrte Verwendung z. B. von Waldfrischholz zur Energiegewinnung (zu Lasten der Verwendung als Feststoff) oder in Produkten mit geringem Substitutionspotential sinkt er.

Das energetische Substitutionspotential von Holz im Vergleich zu leichtem Heizöl beläuft sich auf 0,67 t C/t C (Rüter, 2011). Das bedeutet, dass der Einsatz einer Tonne Kohlenstoff aus Holz für die Energiegewinnung die Freisetzung von 0,67 t C aus diesem fossilen Energieträger einsparen würde. Allein unter Klimaschutzgesichtspunkten ist demnach der Einsatz von Waldfrischholz direkt in Kraftwerken kontraproduktiv, wenn man das Holz auch anderweitig verwenden könnte. Umgekehrt bedeutet dies aber auch, dass der Verzicht auf die Verbrennung von Holz entsprechende Emissionen aus fossilen Brennstoffen nach sich zieht. Für den materiellen Substitutionseffekt liegen keine Untersuchungen vor, welche den gesamten Bereich der stofflichen Holzverwendung abdecken würden. In einer Metaanalyse verschiedener internationaler Studien, welche sich vornehmlich mit der Holzverwendung im Bausektor auseinandersetzen, wird der entsprechende Durchschnittswert mit 2,1 t C/t C beziffert (Sathre und O'Connor, 2010) – durch den Einsatz einer Tonne Kohlenstoff im Bausektor würde also die Freisetzung von 2,1 t C aus der Verwendung von anderen Baumaterialien (Beton, Aluminium o. Ä.) eingespart. Entsprechende Untersuchungen aus Deutschland bestätigen diese Größenordnung (Rüter, 2011). Dieser Wert gilt nur für in Produkten verwendetes Holz und kann nicht direkt auf Holz im Wald bezogen werden. Das liegt zum einen an der Vielfalt an Holzprodukten und Produktionswegen, in die Holz aus einem im Wald liegenden Stamm gelenkt werden kann, zum anderen an der Fülle möglicher Alternativmate-

rialien, die in Herstellung und Gebrauch jeweils unterschiedliche Emissionsintensitäten aufweisen. Um trotzdem eine Vorstellung vom Substitutionspotential des genutzten Holzes zu bekommen, kann man die absolute Höhe der möglichen Substitutionseffekte (durch eine stoffliche Holznutzung und Energiegewinnung) der über einen bestimmten Zeitraum neu in Holzproduktspeicher eingegangenen Menge Holz ermitteln und diese auf die im selben Zeitraum erfassten Abgänge im Wald (deren Verwendung in amtlichen Statistiken nicht vollständig erfasst wird) beziehen. Für den Zeitraum 2002–2008 ergibt sich so für jede den Wald verlassende Tonne Kohlenstoff in Holz ein geschätzter durchschnittlicher Substitutionseffekt von 1,35 t C/t C (Rock und Bolte, 2011) – also ein niedrigerer Betrag als sich aus dem Vergleich zwischen Produkten ergeben hat. Je nach Allokation des Holzes in der Holz verarbeitenden Industrie kann der reale Effekt höher oder aber auch deutlich niedriger ausgefallen sein.

6.2.5 Derzeitige Tendenz der Senkenentwicklung

Bei Beibehaltung der derzeitigen Waldbewirtschaftung ist für die nähere Zukunft eine jährliche Nettosenke von 22,42 Mio. t CO₂-Äq/a (einschließlich der Anrechnung des Holzproduktespeichers) projiziert worden (Bundesrepublik Deutschland, 2011). Dieser Wert wurde ohne Berücksichtigung von Substitutionspotentialen oder Totholz-, Boden- und Streuspeicher ermittelt; er unterschätzt insofern also die reale Senkenleistung.

6.3 MASSNAHMEN ZUM ERHALT UND ZUR ERHÖHUNG DER KLIMASCHUTZLEISTUNG IM FORST- UND HOLZSEKTOR

Wirksame Maßnahmen zur Erhaltung und Erhöhung der Klimaschutzleistungen müssen entweder die in Wäldern und Holzprodukten zusammen gebundenen Kohlenstoffvorräte erhalten oder vergrößern, oder sie müssen eine überproportionale Emissionseinsparung in anderen Sektoren der Volkswirtschaft bewirken (oder beides). Diesem Ziel dienen grundsätzlich ein dauerhafter Baumbewuchs des Waldbodens, ein hoher jährlicher Zuwachs, hohe durchschnittliche Holzvorräte der Waldbestände bei geringen Verlustrisiken und eine langfristige Verwendung des geernteten und verarbeiteten Holzes unter Generierung möglichst hoher Substitutionseffekte. Aus forstwirtschaftlicher Sicht ergeben sich daraus grundsätzlich folgende Handlungsfelder:

- Vorratssteuerung (Durchschnittliche Vorratshöhe, Zuwachs),
- Risikominimierung (kein Vorratsabbau durch Kalamitäten),

- Bodenschutz (Erhaltung der Humusvorräte),
- Nutzholzproduktion (verwertbare Holzsortimente).

Einige der hier einzuordnenden forstlichen Maßnahmen vergrößern den Waldspeicher zu Lasten des Holzproduktespeichers und umgekehrt. Synergien mit Waldnaturschutzzielen ergeben sich tendenziell eher dann, wenn die Kohlenstoffspeicherung auf den Waldspeicher konzentriert wird; andersherum setzen manche Maßnahmen zugunsten der Vergrößerung des Holzproduktespeichers oder der Substitutionspotentiale eine intensiviertere Holznutzung voraus, die für die Forstbetriebe wirtschaftlich interessant sein kann, aber oft zu Konflikten mit Waldnaturschutzzielen führt. Daher sind bei der Auswahl der Maßnahmen die Klimaschutzziele gegenüber anderen Zielen abzuwägen. Hierzu gehört auch die Minimierung des Ausfallrisikos von Waldbeständen durch Kalamitäten. Dies ist in Deutschland unter dem Aspekt des Klimaschutzes derzeit noch kein großes Problem (beispielsweise kommen hier größere Waldbrände mit einer umfangreichen direkten Freisetzung von CO₂ in die Atmosphäre im Vergleich zu Südeuropa noch relativ selten vor); mit zunehmender Erwärmung der Atmosphäre kommt der Erhaltung und Sicherung der Waldbestände gegen biotische und abiotische Gefahren in Zukunft aber eine steigende Bedeutung zu.

6.3.1 Vermeidung von Netto-Speicherverlusten (Emissionen)

Weltweit werden fast 20% der globalen CO₂-Emissionen durch Waldzerstörung und Landnutzungsänderung verursacht. Der Erhalt dieser Wälder und eine nachhaltige Waldwirtschaft sind daher von zentraler Bedeutung (Heuer, 2009). In Deutschland ist die Waldfläche grundsätzlich gegenüber Umwandlungen gesetzlich gesichert (BWaldG § 9), und es besteht derzeit keine Gefahr einer schleichenden Entwaldung, beispielsweise durch unregelmäßige Waldplündereien. Tatsächlich hat die Waldfläche in Deutschland in den letzten vier Jahrzehnten um ca. 1 Mio. ha zugenommen (derzeit 11,1 Mio. ha) (BMELV, 2009, S. 8). Auch bei positiver Waldflächenbilanz kann der Kohlenstoffspeicher »Wald« im Rahmen genehmigter Umwandlungen aber zeitweilig reduziert werden, u.a. im Rahmen der Anlage von Infrastrukturtrassen. Diese Reduktion geschieht trotz der dabei notwendigen Ersatzaufforstungen, weil in diesen Fällen vorratsreichere Wälder durch vorratsarme Jungbestände ersetzt werden. Entsprechend dient ein Schutz vor Waldumwandlungen selbst dort, wo diese durch Ersatzaufforstungen kompensiert werden, auch der Vermeidung von Speicherverlusten.

Die Altersklassenstruktur der einzelnen Baumarten ist in Deutschland sehr unausgeglichen. Dies gilt vor allem für die flächenmäßig bedeutsamen Fichten-, Kiefern- und Buchenwälder. Während bei den genannten Nadelbaumarten derzeit die jüngeren bis mittleren Alter überwiegen (40–70 Jahre), sind bei den Buchen viele Wälder zwischen 100–140 Jahre alt (Polley et al., 2009b). Daher sind die Kohlenstoffvorräte je ha Waldfläche bei der Baumart Buche zurzeit höher als bei der Baumart Fichte. Vor dem Hintergrund zukünftig anzunehmender Nutzungen (erhöhte Nachfrage, Ausgleich der Altersstruktur der Wälder) kann sich dies jedoch zukünftig umkehren: Die unausgeglichene Altersstruktur führt dazu, dass bis zur Mitte des Jahrhunderts überproportional viele Waldbestände erntereif werden. Auch bei Fortführung der nachhaltigen Bewirtschaftung wird es daher temporär insgesamt zu einer Verringerung der Kohlenstoffvorräte im Wald kommen. Dabei gehen Schätzungen davon aus, dass sich die Gesamtmenge des oberirdisch gespeicherten Kohlenstoffs in den kommenden 40 Jahren um 19,1 Mio. t C verringern kann, was einer jährlichen Emission von 1,75 Mio. t CO₂ entspräche (Dunger und Rock, 2009).

Vor diesem Hintergrund ist es für eine Aufrechterhaltung der Senkenleistung im Forst- und Holzsektor wichtig, die im Wald freigesetzten Kohlenstoffmengen im Holzproduktespeicher möglichst weitgehend aufzufangen sowie Tendenzen entgegenzuwirken, welche den Einsatz von Holz zugunsten anderer Werkstoffe (insb. Kunststoffe, Stahl, Beton) reduzieren könnten.

Unter dem Aspekt »Emissionsvermeidung« ist zudem auf die weithin unterschätzte Problematik überhöhter Stickstoffeinträge in die Waldböden zu verweisen (vgl. Schulze et al., 2009). Deren Ursache liegt nicht in der Waldbewirtschaftung, sondern in Stickstoffemissionen aus Landwirtschaft, Energiegewinnung und Verkehr. Atmosphärischer Stickstoff wird jedoch in Waldböden in klimaschädliches Lachgas umgewandelt und emittiert; diese Prozesse können durch Bodenbearbeitung im Wald beschleunigt werden. Eine ursachenkonforme Gegenmaßnahme besteht darin, die Stickstoffemissionen der genannten Sektoren zu reduzieren.

6.3.2 Neuanlage von Wald (Pflanzung, Sukzession)

Aufforstung und natürliche Wiederbewaldung bisher nicht bewaldeter Flächen erzeugt zusätzliche Kohlenstoffsenken (Burschel et al., 1993; Paul et al., 2009). Im deutschen Treibhausgasinventar ist derzeit eine Waldzunahme von ca. 3.100 ha pro Jahr erfasst (NIR, 2012). Allein in den ersten

20 Jahren entziehen neu angelegte Mischwälder aus einheimischen Baumarten auf ehemaligen Acker- oder Weideflächen bei minimaler Bodenbearbeitung der Atmosphäre im Mittel zwischen 5 und 20 t CO₂/ha*a (1,4–5,4 t C/ha*a) (Paul et al., 2009). In den zwei danach folgenden Jahrzehnten wird die Kohlenstoffbindung aufgrund der Wachstumsdynamik der Bäume mehr als verdoppelt (vgl. Paul et al., 2009, Anhang D; vgl. auch Dunger et al., 2009).

Der Umfang der Kohlenstoffspeicherung auf Waldflächen kann durch die Baumartenwahl wesentlich beeinflusst werden. Sie ist gleichzeitig eine der wichtigsten ökonomischen Entscheidungen im Forstbetrieb, da sie sehr langfristig wirkt (vgl. u. a. Speidel, 1972; Röhrig et al., 2006). Wüchsige Nadelbaumarten wie die Douglasie oder Küstentanne binden im Rahmen einer forstlichen Bewirtschaftung durch ihr Wachstum mit rund 4,4–5,8 t C/ha*a deutlich mehr Kohlenstoff als die Laubbaumarten Eiche und Buche (2,3 bzw. 3,2 t C/ha*a). Die Baumart Fichte (3,1 t C/ha*a) ist in dieser Hinsicht mit der Buche vergleichbar (Wördehoff et al., 2012). Aufgrund des rascheren Wachstums werfen die genannten Nadelbaumbestände deutlich früher Erträge ab. In finanzieller Hinsicht rentieren sich Investitionen in diese Baumarten daher wesentlich eher. Aus forstbetrieblicher Sicht gibt es dadurch erhebliche Anreize, bei Erstaufforstungen auf Nadelbaumarten zu setzen. Sind diese aus naturschutzfachlichen Gründen (oder aufgrund anderer Anliegen der Gesellschaft) nicht erwünscht, so ist ein Ausgleich der entstehenden finanziellen Nachteile zweckmäßig, um die Grundeigentümer zu Erstaufforstungen mit höheren Laubbaumanteilen zu bewegen.

6.3.3 Bewirtschaftung bestehender Wälder

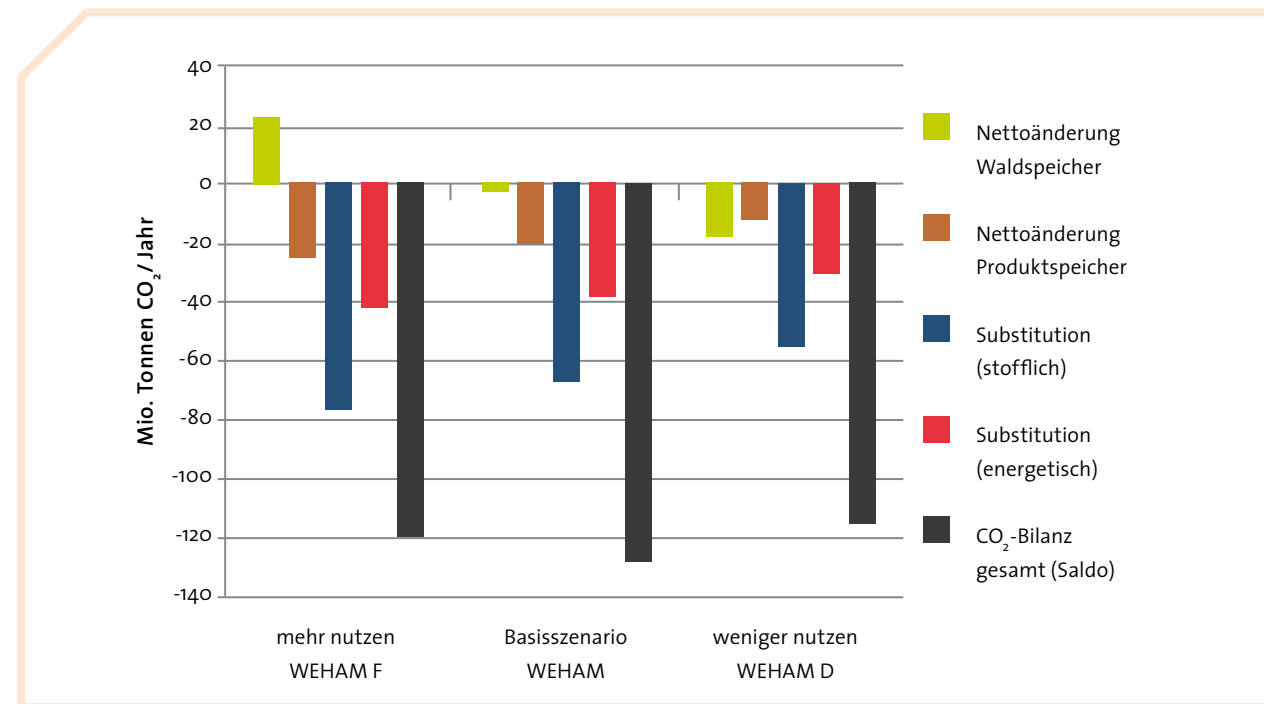
Die Größe des Kohlenstoffspeichers bestehender (Wirtschafts-)Wälder hängt insbesondere von der Höhe der durchschnittlich in den Wäldern vorhandenen Holzmasse (Holzvolumen) ab. Der Holzvorrat der Wälder und damit auch die Menge des darin gebundenen Kohlenstoffs wird durch den Zuwachs der Bäume und deren Nutzung bzw. Absterben bestimmt und kann durch die waldbauliche Behandlung der einzelnen Waldbestände stark beeinflusst werden. Sehr wirksam ist die Beeinflussung der Zielstärke (dies ist die Erhöhung bzw. Verringerung der letztendlich angestrebten Baumdimension), die in der Regel mit einer Verlängerung bzw. Verkürzung der durchschnittlichen forstlichen Produktionszeiträume einhergeht (Burschel et al., 1993). Eine Erhöhung der Zielstärke bzw. Verlängerung der Produktionszeit bewirkt eine Anhebung der Holzvorräte und der darin gespeicherten C-Vorräte in den betroffenen

Wäldern. Daraus ergeben sich jedoch ein geringeres jährliches Nutzungspotential und damit ein abnehmender Zufluss zum Produktspeicher aus heimischem Holz, womit gegebenenfalls eine verringerte Substitutionsleistung verbunden ist. Für Deutschland insgesamt wurde auf Basis der »Inventurstudie 2008« ermittelt, wie sich eine Anhebung bzw. Absenkung der Holzvorräte durch entsprechende Änderungen der Produktionsdauer per Saldo in der Periode 2013–2020 auswirken würde, jeweils im Vergleich zur Fortführung der bisherigen Bewirtschaftung (Rüter et al., 2011). Es zeigte sich, dass eine Anhebung der Holzvorräte bis 2020 um etwa 5% (»Szenario D«) gegenüber dem Fortführen der bisherigen Bewirtschaftung (Basisszenario) erwartungsgemäß den Waldspeicher selbst vergrößerte und eine Absenkung der Holzvorräte um etwa 9% ihn verkleinerte (»Szenario F«). Bei Betrachtung der jeweiligen gesamten CO₂-Bilanz einschließlich der durch Substitution vermiedenen Emissionen erwiesen sich jedoch sowohl das Szenario D als auch das Szenario F dem Basisszenario unterlegen: Per Saldo würde die Emissionsbilanz sowohl bei Anhebung der Holzvorräte entsprechend Szenario D steigen (um 12,5 Mio t CO₂/a) als auch bei einer Absenkung gemäß Szenario F (immerhin noch um 7,8 Mio t CO₂/a). Dies sind 10% bzw. 6% mehr Emissionen als im Basisszenario. Diese Verhältnisse sind in Abbildung 6.1 veranschaulicht.

Zu ähnlichen Ergebnissen kamen auch Simulationsrechnungen, die die Kohlenstoffbilanzen unterschiedlich bewirtschafteter Modellbetriebe über den Zeitraum 2000–2100 unter prognostizierten Klimaänderungen verglichen haben (Köhl et al., 2011): Gewinnmaximierung bei relativ kurzen Umtriebszeiten einerseits wie auch der komplette Verzicht auf Holznutzung andererseits ergaben beide per Saldo deutlich geringere Beiträge zur Entlastung der Atmosphäre als eine zielstärken- bzw. waldreinertragsorientierte Bewirtschaftung (wie sie in etwa der heutigen Praxis der naturnahen bzw. multifunktionalen Forstwirtschaft entsprechen). Würde die Waldbewirtschaftung primär auf die Senkenleistung unter Berücksichtigung der Substitutionseffekte ausgerichtet (und würde der stehende Bestand analog bewertet), so würde dies nach derzeitiger Kenntnis tendenziell zu einer Verkürzung der geplanten Produktionszeiten (Rock, 2011) und einer Hinwendung auf zuwachstarke Baumarten führen, deren Holz in Produkten mit hohem Substitutionseffekt verwendet werden kann. Eine so ausgerichtete Bewirtschaftung geriete allerdings leicht in Konflikt mit verschiedenen anderen Ökosystemleistungen und Biodiversitätszielen.

ABBILDUNG 6.1 ► CO₂-Bilanz des Sektors Forst und Holz nach drei verschiedenen Szenarien bis 2020.

(Quelle: nach Daten von Rüter et al., 2011).



Vorraterhöhungen im Wald können auch einen weiteren unerwünschten Effekt haben, indem sie das Risiko ungeplanter Kohlenstofffreisetzung aufgrund abiotischer und biotischer Risiken steigern. Wegen der unterschiedlichen Risikoanfälligkeit der Baumarten trifft dieses Problem insbesondere Fichten(rein)bestände wesentlich stärker als (laubbaumreiche) Mischbestände. Zudem steigt die Ausfallwahrscheinlichkeit, je länger die Bäume den Risiken ausgesetzt sind. Im Interesse der Anpassung an (steigende) Produktionsrisiken kann es daher sowohl sinnvoll sein, Bestände zur Stabilisierung mit Mischbaumarten anzureichern (sofern dies nicht durch hohe Wildbestände verhindert wird), als auch die Produktionszeiten zu verkürzen.

Eine Möglichkeit, den durchschnittlichen Holzvorrat in bestehenden Wäldern wie auch das Holznutzungspotential zu erhöhen, besteht in einem verstärkten Anbau besonders zuwachsstarker Baumarten, z. B. Douglasien. Da die heute verfügbaren Douglasienarten ursprünglich nicht in Europa heimisch sind, wird diese Option allerdings aus Naturschutzsicht in Frage gestellt. Steigerungen des Kohlenstoffspeichers in Waldbeständen erscheinen grundsätzlich auch dadurch möglich, dass lichtbedürftige Baumarten (z. B. Kiefer) mit Schatten ertragenden Baumarten (z. B. Buche)

unterbaut werden (Burschel et al., 1993). Das entsprechende Mitigationspotential ist jedoch kaum erforscht.

Neben den Waldbäumen ist der Waldboden (Auflage und Mineralboden) ein mindestens gleichermaßen wichtiger Kohlenstoffspeicher. Bei forstwirtschaftlichen Maßnahmen sollte er daher nicht gefährdet werden. Dies bedeutet konkret, mit bodenschonenden Verfahren zu arbeiten, da sonst Kohlenstoffvorräte in der Bodenstreu und Humusaufgabe mineralisiert werden und so dem Waldökosystem verloren gehen können. Dies gilt insbesondere für Waldmoore und anmoorige Waldböden, deren C-Vorrat je Hektar fast viermal so hoch ist wie derjenige in mineralischen Böden (vgl. Kapitel 4.2). Letzterer ist in dieser Hinsicht unempfindlicher (Wördehoff et al., 2012). Auch dort ist aber die Gefahr des Abbaus von Rohhumusaufgaben gegeben – ein Problem, das auch im Zuge des Waldumbaus von Nadelwald in laubbaumreichere Bestände zu bedenken ist.

In wirtschaftlicher Hinsicht bewirkt eine Erhöhung der Produktionsdauer eine erhebliche zusätzliche Kapitalbindung im Forstbetrieb (als Anhaltspunkt kann davon ausgegangen werden, dass ein Aufschub der Holzernte zum Zweck der Erhöhung des Vorrats um 100 m³/ha es erfordert, den Wert

dieses Holzvorrates um rund 5.000 €/ha zu erhöhen. Dies löst bei den Forstbetrieben Liquiditätsprobleme aus, verursacht zusätzliche Kosten aus der Kapitalbindung und erhöht auch die Risikokosten zur Abdeckung von Bestandsrisiken). Aus betrieblicher Sicht lässt sich eine Erhöhung der Holzvorräte daher bevorzugt durch stabilitätsfördernde Maßnahmen und eine Steigerung der Produktivität der Bestände erreichen.

Insgesamt zeigt sich, dass zur Verbesserung der Kohlenstoffbilanzen der Waldbewirtschaftung unterschiedliche Maßnahmen zur Verfügung stehen, welche sich hinsichtlich ihrer jeweiligen Synergien zu Naturschutzzielen einerseits sowie zu einzelwirtschaftlichen Zielen andererseits deutlich unterscheiden und die daher konfliktträchtig sein können. Es zeigt sich aber auch, dass Maßnahmen häufig gegenläufige Wirkungen auf die Waldspeicher bzw. Holzproduktspeicher und Substitutionspotentiale haben können; die Wirkungen gleichen sich daher teilweise gegenseitig aus. Rein qualitative Diskussionen der jeweiligen Klimawirksamkeit können ohne Bilanzierung der tatsächlichen quantitativen Auswirkungen leicht in die Irre führen.

6.4 ÖKONOMISCHE WERTE VON KLIMASCHUTZ UND ANDEREN ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN DES WALDES

Über den ökonomischen Wert aller Ökosystemleistungen des Waldes sowie ihrer Wechselwirkung mit der Klimaschutzleistung liegen in Deutschland keine umfassenden Erkenntnisse vor. Gleichwohl lässt es die Datenlage, in Verbindung mit einer Reihe bereits publizierter umweltökonomischer Studien, zu, wichtige Aspekte näher zu beleuchten.

6.4.1 Nutzen für die Forstbetriebe

Es liegt nahe, dazu mit dem Wert der Klimaschutzleistung für die Forstbetriebe zu beginnen. Wie bereits oben beschrieben (siehe Abschnitt 6.1), bewirkt die Bereitstellung der Senkenleistung im Wald für die Forstbetriebe unmittelbar keine finanziellen Erträge, da diese Leistung weder über das Europäische Emissionshandelssystem noch über andere staatliche Institutionen in ein privat handelbares Gut überführt worden ist. Der Handelswert der Senkenleistung in den Wäldern ist folglich Null. Sieht man von den (eingeschränkten) Möglichkeiten der Vermarktung freiwilliger Emissionsreduktionen ab (siehe Ciccamese et al., 2011; Peters-Stanley et al., 2012), so entfallen daher auch Anreize für die Betriebe, die Senkenleistung des Waldes zu vergrößern. Ob der in der Etablierungsphase befindliche Waldklimafonds derartige Marktanreize ersetzen kann, bleibt abzuwarten; seine grundsätzliche Ausrichtung auf die Förderung einzel-

ner Klimaschutzprojekte sowie auch das stark reduzierte Mittelvolumen des Fonds schränken das Potential dafür aber ein (vgl. Abschnitt 6.1.3). Indirekt profitieren die Forstbetriebe hingegen von der nationalen Klimapolitik, insbesondere der staatlich geförderten Nachfrage nach erneuerbaren Energien, die die (Energieholz-) Nachfrage anregt und damit generell zu Holzpreissteigerungen führt (vgl. Abschnitt 6.1.3). Das damit verbundene Ertragspotential ist aber an den Verkauf von Holz gebunden; entsprechend erhöht dies die Opportunitätskosten ungenutzter Holzvorräte und verstärkt so die Anreize, Wälder intensiver (sowie auch früher) zu nutzen.

Der Klimawandel selbst verändert die Produktionsbedingungen für die Betriebe. Temperaturanstieg und Verlängerung der Vegetationsperioden könnten regional sogar förderlich auf Zuwachs und künftige Erträge wirken, die prognostizierte Zunahme von Extremwetterereignissen (z. B. Trockenperioden, Stürme) sowie mögliche biotische Kalamitäten erhöhen aber die Produktionsrisiken. Welches Ausmaß der Klimawandel und die daraus folgenden Risiken annehmen werden, ist noch weitgehend unbekannt; Anpassungsmaßnahmen müssen daher im Vorhinein unter entsprechendem Informationsmangel geplant werden. Grundsätzlich nützen Anpassungsmaßnahmen den Betrieben nur dann, wenn sie die Risiken senken und der finanzielle (Gegenwarts-)Wert der Risikosenkung höher ist als die Kosten der Anpassung. Diese werden wesentlich durch die (heutigen) Investitionskosten bestimmt (sowie durch die zukünftige Ertragsminderung im Falle eines Umstiegs auf risikoärmere, aber ertragsschwächere Baumarten). Investitionskosten sind insbesondere dort hoch, wo der Umbau in stabilere Mischbestände es nötig macht, auf künstliche Bestandsbegründung anstelle von Naturverjüngung zurückzugreifen; aufgrund der langen forstlichen Produktionszeiträume sind solche Investitionen sehr hohen Zinsbelastungen ausgesetzt. Ertragsstarke Baumarten, welche relativ früh Erträge ermöglichen, rücken daher zwangsläufig in das betriebliche Interesse. Dies stellt ein Hemmnis für das Naturschutzanliegen dar, den Waldumbau zur Erhöhung der Naturnähe der Wälder zu nutzen und hierbei auf heimische Baumarten wie insbesondere die Buche zu setzen, da diese – als typische Klimaxbaumart – durch späte Zuwachskulmination gekennzeichnet ist. Dieses Hemmnis wird noch verstärkt durch mittelfristige Prognosen, nach denen zukünftig die Knappheit von (raschwüchsigem) Nadelholz auf den Holzmärkten in Deutschland wesentlich stärker steigen wird als die des Laubholzes (Dunger und Rock, 2009; Dieter und Seintsch, 2012).

6.4.2 Nutzen für die Gesellschaft

Viele der vorstehend angesprochenen Aspekte gelten in abgewandelter Form auch, wenn man die Nutzenbetrachtung auf die Gesellschaft insgesamt ausweitet. So liegt die künftige Versorgung mit der Ökosystemleistung »Rohholzversorgung« ebenfalls im gesellschaftlichen Interesse, und auch das Kalkül, ob, wann und in welchem Umfang in Anpassungsmaßnahmen zu investieren sei, unterscheidet sich nicht grundsätzlich von dem aus einzelbetrieblicher Sicht (insbesondere dann nicht, wenn die Gesellschaft Anpassungsmaßnahmen in privaten Wäldern finanziell fördert und in öffentlichen Wäldern selbst veranlasst). Allerdings ist zur Bewertung des gesellschaftlichen Nutzens zusätzlich der Wert derjenigen Ökosystemleistungen zu betrachten, die aufgrund ihrer Eigenschaften als öffentliche Güter nicht in das einzelwirtschaftliche Kalkül eingehen. Mit umwelt-ökonomischen Methoden lassen sich auch diese monetär bewerten; dies dient u. a. dazu, ihren Wert im Vergleich zum Wert anderer, marktgängiger Güter greifbar zu machen. Entsprechende Bewertungsergebnisse liegen für die Klimaschutzleistung selbst sowie für einige weitere »kulturelle« Ökosystemleistungen vor, in denen das Naturkapital der Wälder der Bevölkerung unmittelbaren Konsumnutzen stiftet.

Der Nutzen der Senkenleistung des Waldes kann anhand der durch sie vermiedenen Schäden beziffert werden. Zieht man dazu globale Schätzungen über Schadenskosten heran, so wurden diese im vierten Assessment Report des IPCC auf eine Größenordnung von $-10 - +350$ US\$/tC geschätzt (Yohe et al., 2007; vgl. auch Kapitel 2) – sie reichen also bis in den negativen Bereich hinein (dies würde bedeuten, dass der Klimawandel per Saldo keinen Schaden, sondern Nutzen bewirkt). Die breite Spannweite entsteht aufgrund unterschiedlicher Annahmen und Unsicherheiten in Bezug auf Zinssätze, Klimasensitivität, Zeitverzögerung sowie unterschiedliche Bewertungsmethoden. Aufgrund des globalen Charakters des Klimawandels verteilt sich der Schaden – und somit auch der Nutzen seiner Vermeidung – über die gesamte Weltbevölkerung, bei teilweise starken regionalen Unterschieden (siehe z. B. Tol, 2002, 2013). Im vorliegenden Band werden durchgehend mittlere Schadenskosten von 80 €/t CO₂ unterstellt (vgl. Kapitel 2). Multipliziert mit der derzeitigen jährlichen Senkenleistung der deutschen Wälder (22,42 Mt CO₂/a einschließlich Speicherung in Holzprodukten, vgl. Abschnitt 6.2.5) ergäbe sich daraus weltweit ein jährlicher Nutzen in Höhe von knapp 2 Mrd. € pro Jahr. Unter der vereinfachenden Annahme einer weltweit gleichmäßigen Schadensverteilung entfallen davon auf die deutsche Bevölkerung (entsprechend ihres Anteils an der Weltbe-

völkerung) 1,2 %, also 21 Mio. €/Jahr. (Substitutionspotentiale sind in dieser Berechnung aufgrund der unsicheren Datenlage nicht enthalten. Unter den in Abschnitt 6.2.4 genannten Bedingungen würden sie die genannten Werte jeweils um etwa 30 % erhöhen).

Noch unmittelbarer ließe sich der Nutzen der Senkenleistung aus Sicht der deutschen Bevölkerung beziffern, wenn deren diesbezügliche Zahlungsbereitschaft direkt ermittelt würde. Leider ist uns hierzu keine bevölkerungsrepräsentative Untersuchung bekannt. Nach einem entsprechenden Bewertungsexperiment in der Stadt Mannheim beträgt die Zahlungsbereitschaft der dortigen Bevölkerung für Emissionsreduktionen knapp 12 €/t CO₂ (Löschel et al., 2013). Sofern sich dies auf die deutsche Bevölkerung insgesamt übertragen ließe, ergäbe sich daraus ein aggregierter Wert der derzeitigen Senkenleistung in Höhe von 267 Mio. € pro Jahr (= 11,89 €/t mal 22,42 Mio. t/a).

Die volkswirtschaftlichen Auswirkungen von Klimaschutzmaßnahmen werden durch die (realen oder potentiellen) Handelserträge für Emissionszertifikate aufgezeigt, welche auf politisch vereinbarten Emissionsminderungszielen basieren. Diese spiegeln nicht den individuellen Nutzen, sondern letztlich die volkswirtschaftlichen Grenzkosten der politisch festgesetzten Verknappung von Emissionsberechtigungen wider. Ein solcher Handel mit Emissionszertifikaten aus Waldbewirtschaftung ist heute grundsätzlich im Rahmen des Kyoto-Protokolls vorgesehen. Die im zwischenstaatlichen Emissionshandel realisierten Preise pro Tonne CO₂ lassen sich als volkswirtschaftlicher Wert einer Tonne eingesparter CO₂-Emission (bzw. einer Tonne der Atmosphäre durch Waldbewirtschaftung entzogenen Kohlendioxids) interpretieren. Solche Transaktionen werden normalerweise bilateral ausgehandelt und die vereinbarten Preise auch nicht offiziell mitgeteilt. Verstreut vorliegende Informationen deuten darauf hin, dass während der ersten Kyoto-Verpflichtungsperiode das Handelsvolumen niedrig war und die Preise unter 20 €/t CO₂ lagen (Elsasser, 2008). (Zur Einordnung sei daran erinnert, dass Preise in diesem Markt aufgrund der geringen Zahl an Marktteilnehmern stark durch Einzelverhandlungen wie auch politische Setzungen beeinflusst werden können und reale Knappheit daher nur bedingt widerspiegeln.) Für die erste Kyoto-Verpflichtungsperiode liegen auch aggregierte Bewertungsergebnisse der Senkenleistung der Wälder vor. Aufgrund der deutschen Anrechnungsgrenze von 1,24 Mio. t C/a (= 4,55 Mio. t CO₂/a) (vgl. Abschnitt 6.1.2) war der Wert der Speicherleistung (Produkt aus anrechnungsfähiger Menge und Preis bzw. einge-

sparten Vermeidungskosten) über einen weiten Bereich mengenunabhängig. Unter der Annahme eines (aus heutiger Sicht hoch erscheinenden) Preises von maximal 20 €/t CO₂ resultierten für die erste Verpflichtungsperiode rechnerisch also maximal 91 Mio. €/a als Wert der Senkenleistung des bestehenden Waldes nach Art. 3.4 des Kyoto-Protokolls zugunsten der deutschen Volkswirtschaft (Elsasser, 2008). Über die zweite Verpflichtungsperiode (2013–2020) liegen noch keine entsprechenden Bewertungen vor, und die Preisentwicklungen sind aufgrund grundsätzlich veränderter Anrechnungsregeln sowie auch Marktkonstellationen kaum absehbar. Aus heutiger Sicht ist es aber sehr unwahrscheinlich, dass die hier umrissene Größenordnung überschritten oder auch nur erreicht werden wird, da sowohl die Senkenleistung des deutschen Waldes insgesamt aufgrund der Altersklassenstruktur mittelfristig zurückgeht (s. o.) als auch nur wenige Anzeichen dafür existieren, dass die Preise durch zusätzliche politisch gesetzte Verknappung von Emissionsrechten erheblich steigen würden.

Im Vergleich dazu sind die Werte anderer Ökosystemleistungen der Wälder in Deutschland um deutlich mehr als eine Größenordnung höher. Meyerhoff et al. (2012) haben die Zahlungsbereitschaft der hiesigen Bevölkerung für ein Bündel von Maßnahmen untersucht, welches zur Umsetzung der Nationalen Biodiversitätsstrategie in unterschiedlichen Ökosystemen geeignet erscheint, darunter auch die Wälder in Deutschland. Die für Wälder konkretisierten Maßnahmen umfassten das Zulassen natürlicher Waldentwicklung auf 430.000 ha, einen Umbau in naturnahe Laub- oder Mischbestände auf 700.000 ha, die Erhöhung der Strukturvielfalt durch Totholzanreicherung, Biotopbäume und Waldränder auf 220.000 ha sowie den Schutz aller bestehenden Nieder- und Mittelwälder (100.000 ha). Es zeigte sich, dass unter den bewerteten Ökosystemen die höchste Zahlungsbereitschaft auf die Wälder entfiel, nämlich aggregiert 2,22 Mrd. € pro Jahr (bzw. 8,26 Mrd. € pro Jahr, wenn Antwortverweigerern die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft der Antwortbereiten unterstellt wurde). Gleichzeitig erwies sich, dass sich die Zahlungsbereitschaft für das gesamte Maßnahmenbündel nicht signifikant veränderte, wenn es zusätzlich Vorsorgemaßnahmen zur Anpassung an Klimaänderungen enthielt. Die Autoren interpretierten hieraus, dass der Nutzen entsprechender Risikoprämien aus Sicht der Bevölkerung offensichtlich nur gering ist (möglicherweise deswegen, weil direkte Eingriffe wie z. B. Flächenumwandlungen als größere Bedrohung für das Naturkapital und die damit verbundenen Leistungen gesehen werden als veränderte Klimabedingungen).

Auch zum monetären Nutzen der Erholungsleistung der Wälder in Deutschland liegen aktuelle Bewertungsergebnisse vor (Elsasser und Weller, 2013), hier definiert als das Recht, den bestehenden Wald zum Zweck der Erholung zu betreten und die Erholungsleistung somit konsumieren zu können. Als Bewertungsmethode wurde, wie im vorhergehenden Fall, Contingent Valuation eingesetzt. Insgesamt ergab sich eine aggregierte Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung von 1,9 Mrd. € pro Jahr. Zudem zeigte sich, dass der entsprechende Nutzen durch Veränderungen des Waldaufbaus kaum steigerbar erscheint; für die Erholungsleistung scheint im Vordergrund zu stehen, dass überhaupt Wald zur Erholung zur Verfügung steht – die konkrete Gestaltung der Wälder ist demgegenüber offensichtlich zweitrangig.

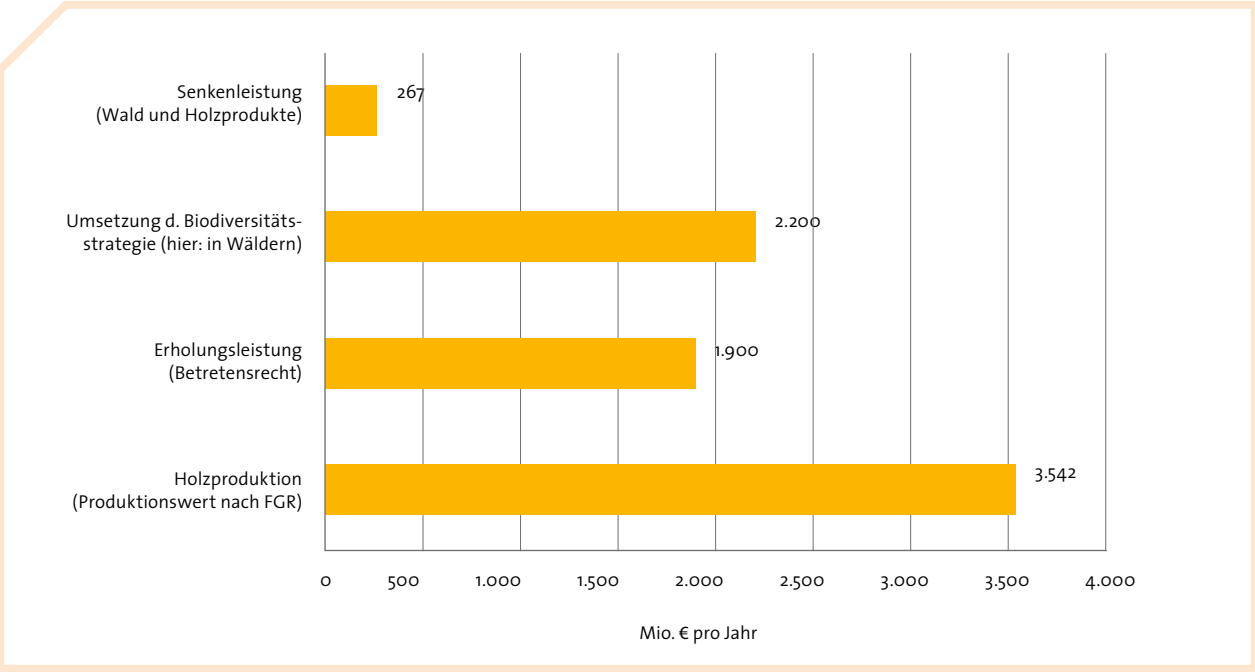
Der monetäre Wert der Holzproduktion geht aus der forstwirtschaftlichen Gesamtrechnung hervor. Für 2011 wurde er mit 3,5 Mrd. € pro Jahr beziffert (Dieter, 2013). Dieser Bewertung liegt nicht wie zuvor das wohlfahrtstheoretische Konzept der Konsumentenrente zugrunde, sondern vielmehr beruht die Bewertung auf Umsätzen; das Bewertungsergebnis für die Holzproduktion ist also nicht vollständig mit dem der beiden vorgenannten Studien vergleichbar (unter sehr vereinfachenden Annahmen über Lage und Form von Angebots- und Nachfragekurven lässt sich der hier mitgeteilte Wert der Holzproduktion aber als Schätzwert seines monetären Nutzens im wohlfahrtstheoretischen Sinn interpretieren).

Bei allen methodischen Detailunterschieden zeigen die hier zitierten Bewertungsstudien eindeutig, dass der oben umrissene Wert der Senkenleistung des Waldes in Deutschland weit unter dem anderer Ökosystemleistungen des Waldes liegt; er bewegt sich im Vergleich zu diesen Leistungen jeweils im einstelligen Prozentbereich. Abbildung 6.2 fasst die hier referierten Wertrelationen zusammen.

Ein Direktvergleich der Werte einzelner Ökosystemleistungen einschließlich der Senkenleistung mit umweltökonomischen Methoden geht aus einer regionalen Studie zum Waldumbau in der Nordostdeutschen Tiefebene hervor. Hier wurde untersucht, wie sich ein Waldumbau vormals durch Kiefern geprägter Bestände in klimaplastische Laubmischwälder bis zum Jahr 2100 auf den Wert der Holzproduktion, des Landschaftsbildes sowie der Senkenleistung auswirkt (Elsasser et al., 2010b). Da es sich hierbei um eine Regionalstudie handelt, können die dort ermittelten Zahlungsbereitschaften nicht auf die Bundesrepublik hochgerechnet werden. Auch hier bestätigte sich aber, dass die

ABBILDUNG 6.2 ▶ Aggregierte monetäre Werte verschiedener Ökosystemleistungen des Waldes in Deutschland nach unterschiedlichen Bewertungsmethoden.

(Quelle: eigene Zusammenstellung auf Basis von Meyerhoff et al., 2012; Dieter, 2013; Elsasser und Weller, 2013; Löschel et al., 2013. Interpretation siehe Text).



Senkenleistung gegenüber der Holzproduktion sowie dem Wert veränderter Landschaftsbilder kaum ins Gewicht fällt: Selbst unter extremen Annahmen über die auf Kohlenstoffmärkten zu erwartenden Preise spielte der Wert der Senkenleistung gegenüber der (langfristig tendenziell negativen) Wertentwicklung beim Rohholz- und Biomasseaufkommen sowie der (durchgehend tendenziell positiven) Entwicklung des Landschaftswertes nur eine sehr untergeordnete Rolle.

6.5 FAZIT

Die Ergebnisse dieses Kapitels können wie folgt interpretiert und eingeordnet werden:

▶ Für den Schutz des Weltklimas wie auch der globalen Biodiversität ist der Erhalt der Wälder eminent wichtig. Er ist in Deutschland de jure wie auch de facto gesichert. Zudem leisten Wälder und Waldbewirtschaftung in Deutschland im Unterschied zu konkurrierenden Landnutzungen netto einen zusätzlichen Beitrag zur Eindämmung des Treibhauseffektes. Dieser beruht nicht allein auf der Senkenwirkung der Wälder, sondern auch auf der Speicherung von Kohlenstoff in Holzprodukten sowie auf Substitutionseffekten der stofflichen und energetischen

Holzverwendung. Daher würde eine allein auf Wälder beschränkte Betrachtung der Klimaschutzleistung zu Fehleinschätzungen führen.

- ▶ Unterschiedliche Strategien können dabei helfen, die Klimaschutzleistung des Waldes zu erhalten und nach Möglichkeit zu steigern, sowie auch die Wälder an den Klimawandel anzupassen. Für die Fragestellung der vorliegenden TEEB-Studie sind deren mögliche Synergien mit Waldnaturschutzzielen von hohem Interesse. Solche Synergien ergeben sich tendenziell eher bei einer Extensivierungsstrategie, welche auf eine Akkumulation von Kohlenstoff insbesondere in den Wäldern setzt. Bei einer Intensivierungsstrategie spielen dagegen der Holzproduktspeicher sowie Substitutionseffekte der Holzverwendung eine größere Rolle; diese Strategie ist in der Summe weniger kompatibel mit Zielen des Waldnaturschutzes. In Bezug auf die Klimawirkung ist keine dieser Strategien prima vista überlegen, da sich die Wirkungen auf Wald- und Holzproduktspeicher wechselseitig beeinflussen.
- ▶ Es zeigt sich allerdings, dass der positive Einfluss der Wälder in Deutschland auf die CO₂-Bilanz weder durch eine

generelle Erhöhung der Holzvorräte noch durch deren generelle Absenkung gesteigert werden kann. Vielmehr scheint sich die hergebrachte Waldbewirtschaftung in Bezug auf die Kohlenstoffspeicherung für den Zeitraum 2013–2020 nahe an einem Optimum zu befinden.

▶ Obgleich Gewinnmaximierung nur für eine Minderheit der Forstbetriebe in Deutschland das ausschlaggebende Ziel sein dürfte, sind die Betriebe grundsätzlich auf hinreichende Einnahmen angewiesen. Einnahmen der Forstbetriebe beruhen überwiegend auf Holzverkauf. Die entsprechenden Marktanreize werden durch die derzeitige Energie- und Klimapolitik verstärkt, welche die Nachfrage nach Holz als nachwachsendem Rohstoff und Energieträger steigert. Dagegen kommen weder die Klimaschutzleistung noch der Schutz der Biodiversität den Forstbetrieben unmittelbar finanziell zugute. Soll diese problematische Konstellation aufgelöst werden, so erscheint eine entsprechende Ausrichtung des Fördersystems angezeigt. Dazu müssen auch existierende Konfliktlinien zwischen Waldnatur-

schutz- und Energiewendezielen thematisiert und geklärt werden.

- ▶ Für die Gesellschaft in Deutschland bewirken etliche Ökosystemleistungen der Wälder einen erheblichen Nutzen. Nach den vorliegenden umweltökonomischen Bewertungen ist hierunter die Klimaschutzleistung nicht vorrangig; der Wert der Holzproduktion wie auch des Schutzes der Biodiversität übertreffen den Wert der Klimaschutzleistung um mindestens eine Größenordnung.
- ▶ In politischen Diskussionen über die zukünftige Gestaltung der Wälder in Deutschland werden häufig klimapolitische Argumente angeführt, auch zur Untermauerung jeweils entgegengesetzter Interessenstandpunkte. Wie gezeigt wurde, sind viele klimapolitische Argumente in Bezug auf Wälder unter hiesigen Rahmenbedingungen jedoch wenig belastbar und gegenüber anderen Anliegen der Gesellschaft an Schutz und Nutzung der Wälder auch von nachgeordneter Bedeutung.

LITERATUR

AGE – AGRA-EUROPE, 2013. Finanzierung des Bundesprogramms Energieeffizienz gesichert. Agra-Europe 17 (13), Länderberichte, S.46.

BADECK, F.W., ROCK, J., LASCH, P., 2005. State of knowledge regarding effects of forest management practices on ecosystem carbon storage and projected effects of changes in management practices. PIK. CarboInvent Report wp5-D5.3, Potsdam.

BMELV – BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (HRSG.), 2009. Waldbericht der Bundesregierung 2009. Bonn.

BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 2008. Deutsche Anpassungsstrategie an den Klimawandel. Berlin.

BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 2007. Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Berlin.

BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 2005. Nationales Klimaschutzprogramm 2005. Berlin.

BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 2000. Nationales Klimaschutzprogramm. Berlin.

BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, BMELV – BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (HRSG.), 2009. Nationaler Biomasseaktionsplan für Deutschland. Beitrag der Biomasse für eine nachhaltige Energieversorgung. Berlin.

BMW I – BUNDESMINISTERIUM FÜR WIRTSCHAFT UND ENERGIE, BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 2010. Energiekonzept für eine umweltschonende, zuverlässige und bezahlbare Energieversorgung. Berlin.

BRUNET, J., FRITZ, Ö., RICHNAU, G., 2010. Biodiversity in European Beech Forests. A review with recommendations for sustainable forest management. Ecological Bulletins 53: 77–94.

BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND, 2011. Submission of information on forest management reference levels by Germany. UNFCCC, 18. Download 30.10.2014 (http://unfccc.int/files/meetings/ad_hoc_working_groups/kp/application/pdf/awgkp_germany_2011.pdf)

- BURSCHEL, P., KÜRSTEN, E., LARSON, B.C., 1993. Die Rolle von Wald und Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt – eine Betrachtung für die Bundesrepublik Deutschland. Forstliche Forschungsberichte 126, München.
- BWALDG – GESETZ ZUR ERHALTUNG DES WALDES UND ZUR FÖRDERUNG DER FORSTWIRTSCHAFT (BUNDESWALDGESETZ) VOM 2.5.1975 (BWaldG BGBl I, S. 1037), zuletzt geändert 31.7.2010.
- CBD – CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY, 1992. Convention on Biological Diversity. Download: 30.10.2014 (<http://www.admin.ch/ch/d/sr/i4/o.451.43.de.pdf>)
- CICCARESE, L., ELSASSER, P., HORATTAS, A., PETTENELLA, D., VALATIN, G., 2011. Innovative Market Opportunities Related to Carbon Sequestration in EU Forests? In: Weiss, G., Ollonqvist, P., Pettenella, D., Slee, B. (Hrsg.), Innovation in Forestry: Territorial and Value Chain Relationships. CABI, Wallingford, UK, 131–153.
- DIETER, M., 2013. Forstwirtschaft wieder auf Rekordniveau – Produktion und Gewinn deutlich gestiegen. Ergebnisse der Forstwirtschaftlichen Gesamtrechnung 2011. Holz-Zentralblatt 139 (2): 43.
- DIETER, M., SEINTSCH, B., 2012. Änderung der Wettbewerbsfähigkeit der Holz- und Papierwirtschaft in Deutschland auf Grund zunehmender Knappheit an Nadelholz. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 183 (5/6): 116–128.
- DUNGER, K., ROCK, J., 2009. Projektionen zum #en Rohholzaufkommen. Ergebnisse einer Kohlenstoffinventur auf Bundeswaldinventur-Basis. AFZ – Der Wald 64 (20): 1079–1081.
- DUNGER, K., STÜMER, W., OEHMICHEN, K., RIEDEL, T., BOLTE, A., 2009. Der Kohlenstoffspeicher Wald und seine Entwicklung. AFZ / Der Wald 64 (20): 1072–1073.
- EGGERS, J., LINDNER, M., ZUDIN, S., ZAEHLE, S., LISKI, J., 2008. Impact of changing wood demand, climate and land use on European forest resources and carbon stocks during the 21st century. Global Change Biology 14 (10): 2288–2303.
- ELSASSER, P., 2008. Wirtschaftlicher Wert der Senkenleistung des Waldes unter KP-Artikel 3.4 und Ansätze zu dessen Abgeltung in der ersten Verpflichtungsperiode. Arbeitsbericht OEF 2008(6). von-Thünen-Institut, Hamburg.
- ELSASSER, P., ENGLERT, H., HAMILTON, J., 2010a. Landscape benefits of a forest conversion programme in North East Germany: Results of a choice experiment. Annals of Forest Research 53 (1): 37–50.
- ELSASSER, P., ENGLERT, H., HAMILTON, J., MÜLLER, H.A., 2010b. Nachhaltige Entwicklung von Waldlandschaften im Nordostdeutschen Tiefland: Ökonomische und sozioökonomische Bewertungen von simulierten Szenarien der Landschaftsdynamik. Arbeitsbericht vTI-OEF 2010(1). von-Thünen-Institut, Hamburg.
- ELSASSER, P., WELLER, P., 2013. Aktuelle und potentielle Erholungsleistung der Wälder in Deutschland: Monetärer Nutzen der Erholung im Wald aus Sicht der Bevölkerung. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 184 (3/4): 84–96.
- EU-COM – EUROPEAN COMMISSION, 2005. Aktionsplan für Biomasse. Brüssel: Kommission der Europäischen Gemeinschaften. KOM(2005) 628 endgültig v. 7.12.2005.
- EU – EUROPÄISCHE UNION, 2009. Directive 2009/29/EC of the European Parliament and Council of 23rd April 2009 amending Directive 2003/87/EC so as to improve and extend the greenhouse gas emission allowance trading scheme of the community. Official Journal of the European Union L140 (5.6.2009): 63–87.
- EU – EUROPÄISCHE UNION, 2004. Directive 2004/1001/EC of the European Parliament and Council of 27th October 2004 amending Directive 2003/87/EC on establishing a scheme for greenhouse gas emission allowance trading within the community, in respect of the Kyoto Protocol's project mechanisms. Official Journal of the European Union L 338 (13.11.2004) 18–23.
- EU – EUROPÄISCHE UNION, 2003. Directive 2003/87/EC of the European Parliament and Council of 13th October 2003 on establishing a scheme for greenhouse gas emission allowance trading within the community. consolidated version (incorporating subsequent amendments). Official Journal of the European Union L 275 (25.10.2003) 32–46.
- GOODALE, C.L., APPS, M.J., BIRDSEY, R.A., FIELD, C.B., HEATH, L.S., HOUGHTON, R.A., JENKINS, J.C., KOHLMAIER, G.H., KURZ, W.A., LIU, S., NABUURS, G.-J., NILSSON, S., SHVIDENKO, A.Z., 2002. Forest carbon sinks in the northern hemisphere. Ecological Applications 12 (3): 891–899.
- HAMRICK, J.L., 2004. Response of forest trees to global environmental changes. Dynamics and conservation of genetic diversity in forest ecology. Forest Ecology and Management 197: 323–335.
- HEUER, E., 2009. Studie bestätigt: Deutsche Wälder sind wichtige Kohlenstoffsенke. AFZ – Der Wald (20): 1068–1069.
- HOOGSTRA, M.A., SCHANZ, H., 2008. How (un)certain is the future in forestry? A comparative assessment of uncertainty in the forest and agricultural sector. Forest science 54(3): 316–327.
- HOLZ-ZENTRALBLATT, 2013. Waldklimafonds vor dem Aus? Niedriger Preis für CO₂-Zertifikate gefährdet Programme. Holz-Zentralblatt 139 (13): 301.

- JANDL, R., LINDNER, M., VESTERDAL, L., BAUWENS, B., BARITZ, R., HAGEDORN, F., JOHNSON, D.W., MINKKINEN, K., BYRNE, K.A., 2007a. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? Geoderma 137 (3–4): 253–268.
- JANDL, R., VESTERDAL, L., OLSSON, M., BENS, O., BADECK, F., ROCK, J., 2007b. Carbon sequestration and forest management. CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources 2 (17): 1–16.
- KÄTZEL, R., 2008. Klimawandel. Zur genetischen und physiologischen Anpassungsfähigkeit der Waldbaumarten. Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie 42: 9–15.
- KÖHL, M., KENTER, B., HILDEBRANDT, R., OLSCHOFKSY, K., KÖHLER, R., RÖTZER, T., METTE, T., PRETZSCH, H., RÜTER, S., KÖTHKE, M., DIETER, M., ABIY, M., MAKESCHIN, F., 2011. Nutzungsverzicht oder Holznutzung? Auswirkungen auf die CO₂-Bilanz im langfristigen Vergleich. AFZ – Der Wald 66 (15): 25–27.
- LÖSCHEL, A., STURM, B., VOGT, C., 2013. The demand for climate protection—Empirical evidence from Germany. Economics Letters 118 (3): 415–418.
- LUYSSAERT, S., CIAIS, P., PIAO, S.L., SCHULZE, E.-D., JUNG, M., ZAEHLE, S., SCHELHAAS, M.J., REICHSTEIN, M., CHURKINA, G., PAPALE, D., ABRIL, G., BEER, C., GRACE, J., LOUSTAU, D., MATTEUCCI, G., MAGNANI, F., NABUURS, G.-J., VERBEECK, H., SULKAVA, M., VAN DER WERF, G.R., JANSSENS, I.A., 2010. The European carbon balance. Part 3: forests. Global Change Biology 16 (5): 1429–1450.
- 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: 109–119.
- MILAD, M., SCHAICH, H., BÜRGI, M., KONOLD, W., 2011. Climate change and nature conservation in Central European forests: a review of consequences, concepts and challenges. Forest Ecology and Management 261: 239–243.
- MILAD, M., SCHAICH, H., KONOLD, W., 2013. How is adaptation to climate change reflected in current practice of forest management and conservation? A case study from Germany. Biodiversity and Conservation 22(5): 1181–1202.
- MILAD, M., SCHAICH, H., KONOLD, W., 2012a. Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel – eine Analyse von Vorschlägen aus Forstwirtschaft und Naturschutz. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 183 (9/10): 183–196.
- MILAD, M., SCHAICH, H., KONOLD, W., 2012b. Waldnaturschutz im Klimawandel. In: Milad, M., Storch, S., Schaich, H., Konold, W., Winkel, G., 2012. Wälder und Klimawandel: Künftige Strategien für Schutz und nachhaltige Nutzung. Naturschutz und Biologische Vielfalt 125: 23–57.
- MÖHRING, B., MESTEMACHER, U., 2009. Gesellschaftliche Leistungen der Wälder und der Forstwirtschaft und ihre Honorierung. In: Seintsch, B., Dieter, M. (Hrsg.), Waldstrategie 2020. Tagungsband zum Symposium des BMELV, 10.–11. Dez. 2008, Berlin. Braunschweig: vTI. Landbauforschung / vTI Agriculture and Forestry Research Sonderheft 327: 65–73.
- MONING, C., MÜLLER, J. 2009. Critical forest age thresholds for the diversity of lichens, molluscs and birds in beech (Fagus sylvatica L.) dominated forests. Ecol. Indicat. 9: 922–932.
- NIR – NATIONAL INVENTORY REPORT, 2013. Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2013: Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990–2011. Hrsg. vom Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. Download 30.10.2014 (http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/461/publikationen/climate_change_o8_2013_nir_2013_gniffke.pdf)
- NIR – NATIONAL INVENTORY REPORT, 2012. National Inventory Report for the German Greenhouse Gas Inventory 1990–2010. Hrsg. vom Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. Download: 30.10.2014 (http://unfccc.int/national_reports/annex_i_ghg_inventories/national_inventories_submissions/items/6598.php), deutsche Version: (<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/berichterstattung-unter-klimarahmenkonvention-1>)
- OEHMICHEN, K., DEMANT, B., DUNGER, K., GRÜNBERG, E., HENNING, P., KROIHER, F., NEUBAUER, M., POLLEY, H., RIEDEL, T., ROCK, J., SCHWITZGEBEL, F., STÜMER, W., WELLBROCK, N., ZICHE, D., BOLTE, A., 2011. Inventurstudie 2008 und Treibhausgasinventar Wald. von-Thünen-Institut, Braunschweig. Landbauforschung Sonderheft 343. 141 S.
- PAN, Y., BIRDSEY, R.A., FANG, J., HOUGHTON, R.A., KAUPPI, P.E., KURZ, W.A., PHILLIPS, O.L., SHVIDENKO, A., LEWIS, S.L., CANADELL, J.G., CIAIS, P., JACKSON, R.B., PACALA, S.W., MCGUIRE, A.D., PIAO, S., RAUTIAINEN, A., SITCH, S., HAYES, D., 2011. A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. Science 333 (6045): 988–993.
- PAUL, C., WEBER, M., MOSANDL, R., 2009. Kohlenstoffbindung junger Aufforstungen. Freising: Karl Gayer Institut. 64 S.
- PETERS-STANLEY, M., HAMILTON, K., YIN, D., 2012. State of the Forest Carbon Markets 2012: Leveraging the Landscape. Ecosystem Marketplace. Forest Trends, Washington, D.C.

- POLLEY, H., HENNING, P., KROIHER, F., 2009a. Baumarten, Altersstruktur und Totholz in Deutschland. Ergebnisse einer Kohlenstoffinventur auf Bundeswaldinventur-Basis. Allgemeine Forst Zeitschrift 64 (20): 1074–1075.
- POLLEY, H., HENNING, P., SCHWITZGEBEL, F., 2009b. Holzvorrat, Holzzuwachs, Holznutzung in Deutschland. Ergebnisse einer Kohlenstoffinventur auf Bundeswaldinventur-Basis. Allgemeine Forst Zeitschrift 64 (20): 1076–1078.
- ROCK, J., 2011. Ertragskundliche Orientierungsgrößen für eine "klimaoptimale" Waldbewirtschaftung. In: Nagel, J. (Hrsg.), Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten Sektion Ertragskunde: Beiträge zur Jahrestagung 2011. NW-FVA, DVFFA, Göttingen, 173–180.
- ROCK, J., BOLTE, A., 2011. Auswirkungen der Waldbewirtschaftung 2002 bis 2008 auf die CO₂-Bilanz. Allgemeine Forst Zeitschrift 66 (15): 22–24.
- RÖHRIG, E., BARTSCH, N., LÜPKE, B.V., 2006. Waldbau auf ökologischer Grundlage. Stuttgart: 7. Aufl., Ulmer, Stuttgart.
- RÜTER, S., 2011. Welchen Beitrag leisten Holzprodukte zur CO₂-Bilanz? AFZ – Der Wald 66 (15): 15–18.
- RÜTER, S., 2010. Einbeziehung von Holzprodukten in die Klimapolitik: eine künftige Anrechnung bedeutet einen Anreiz für eine verbesserte stoffliche Nutzung von Holz. Holz-Zentralblatt 136 (25): 623–624.
- RÜTER, S., ROCK, J., KÖTHKE, M., DIETER, M., 2011. Wie viel Holznutzung ist gut fürs Klima? CO₂-Bilanzen unterschiedlicher Nutzungsszenarien 2013 bis 2020. Allgemeine Forst Zeitschrift 66 (15): 19–21.
- SATHRE, R., O'CONNOR, J., 2010. A Synthesis of Research on Wood Products & Greenhouse Gas Impacts. Technical Report TR 19R (2. Aufl.), FPInnovations, Vancouver, B.C.
- SCHERZINGER, W., 1996. Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Stuttgart: Ulmer: 447 S.
- SCHULZE, E.-D., LUYSSAERT, S., CIAIS, P., FREIBAUER, A., JANSSENS, I.A., ET AL., 2009. Importance of methane and nitrous oxide for Europe's terrestrial greenhouse-gas balance. Nature Geoscience 2: 842–850.
- SPEIDEL, G., 1972. Planung im Forstbetrieb. Parey, Hamburg und Berlin.
- STORCH, S., WINKEL, G., 2013. Coupling climate change and forest policy: A multiple streams analysis of two German case studies. Forest Policy and Economics 36: 14-26.
- STORCH, S., WINKEL, G., 2012. Waldnaturschutzpolitik und Klimawandel. In: Milad, M., Storch, S., Schaich, H., Konold, W., Winkel, G., 2012. Wälder und Klimawandel: Künftige Strategien für Schutz und nachhaltige Nutzung. Naturschutz und Biologische Vielfalt 125: 58–71.
- TOL, R. S.J., 2013. The economic impact of climate change in the 20th and 21st centuries. Climatic Change 117 (4): 795–808.
- TOL, R. S.J., 2002. Estimates of the Damage Costs of Climate Change, Part I: Benchmark Estimates. Environmental and Resource Economics 21 (1): 47–73.
- UBA – UMWELTBUNDESAMT, 2009. Konzeption des Umweltbundesamtes zur Klimapolitik. Dessau. Climate Change 14/2009: 110.
- UNFCCC – UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE, 2011. Decision 2/CMP.7 (Land use, land-use change and forestry).
- UNFCCC – UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE, 1992. Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen. Download: 30.10.2014 (<http://unfccc.int/resource/docs/convkp/convger.pdf>)
- WINKEL, G., GLEISSNER, J., PISTORIUS, T., SOTIROV, M., STORCH, S. 2011. The sustainably managed forest heats up. Discursive struggles over forest management and climate change in Germany. Critical Policy Studies 5: 361–390.
- WÖRDEHOFF, R., SPELLMANN, H., EVERS, J., AYDIN, C.T., NAGEL, J., 2012. Kohlenstoffstudie Forst und Holz Schleswig-Holstein. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen.
- YOHE, G.W., LASCO, R.D., AHMAD, Q.K., ARNELL, N.W., COHEN, S.J., HOPE, C., JANETOS, A.C., PEREZ, R.T., 2007. Perspectives on climate change and sustainability. In: Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P., van der Linden, J.P., Hanson, C.E. (Hrsg.), Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 811–841.

KOORDINIERENDE AUTORINNEN UND AUTOREN

ALEXANDRA DEHNHARDT, MATHIAS SCHOLZ, DIETMAR MEHL

AUTOREN

UWE SCHRÖDER, ELMAR FUCHS

MIT BEITRÄGEN VON

ASTRID EICHHORN, GEORG RAST

GUTACHTER

THOMAS EHLERT, STEPHAN VON KEITZ, GEORG RAST, KLEMENT TOCKNER

7.1	Einleitung	173
7.2	Ökosystemleistungen von Auen und Fließgewässern	175
7.3	Zustand von Auen und Fließgewässern	176
7.4	Die ökonomische Bedeutung von Auen und Gewässern für den Klimaschutz und die Klimaanpassung	177
	7.4.1 Die Bedeutung für den Klimaschutz	177
	7.4.2 Die Bedeutung für die Klimaanpassung	178
	Literatur	180

KERNAUSSAGEN

- ▶ Auen und Fließgewässer stellen als multifunktionale Ökosysteme eine Vielzahl von Ökosystemleistungen bereit, zum Beispiel Retentionsraum für Hochwasser und Lebensraum für viele Tier- und Pflanzenarten.
- ▶ Auen und Fließgewässer sind in vielfältiger Weise vom Klimawandel betroffen; insbesondere Veränderungen im Wasserdargebot haben Auswirkungen auf die Artenvielfalt in den wasserabhängigen Ökosystemen, aber auch auf die land- und forstwirtschaftliche Nutzung.
- ▶ In Auenökosystemen gehen Klimaschutz (Mitigation) und Klimaanpassung (Adaptation) Hand in Hand; Maßnahmen zur Minderung von Treibhausgasemissionen auf Auenböden sind mit zusätzlichen Nutzen verbunden, nicht nur im Hinblick auf die biologische Vielfalt und den Gewässerschutz, sondern auch auf die Anpassung an den Klimawandel durch vorsorgenden Hochwasserschutz.
- ▶ Auen und Fließgewässer sind ein gemeinsames Handlungsfeld verschiedener sektoraler Politiken (Naturschutz, Wasserwirtschaft einschließlich Hochwasserschutz, Schifffahrt, Landnutzung). Die Renaturierung von Auen als eine Strategie der Klimapolitik dient damit gleichzeitig dem Naturschutz und der Wasserwirtschaft.

7.1 EINLEITUNG

Die Ökosystemleistungen von Fließgewässern und ihrer angrenzenden Auen stehen in enger Wechselwirkung miteinander. Einerseits haben die Morphologie der Uferrandbereiche sowie die Auennutzung und damit einhergehende Stoffausträge einen bedeutenden Einfluss auf den ökologischen Zustand der Oberflächengewässer, andererseits wirkt sich die heute weitgehend fehlende Dynamik der Fließgewässer bzw. Uferrandbereiche auf die Funktionsfähigkeit der Flussauen aus. Auen und Fließgewässer sind daher als Bestandteile eines räumlich und funktional untrennbaren Ökosystems anzusehen.

Für die Klimapolitik spielen Fließgewässerökosysteme in zweierlei Hinsicht eine Rolle (vgl. MA, 2005). Zum einen vermindern naturnahe aquatische Ökosysteme und Auen als Stoffsinken Treibhausgasemissionen, indem Kohlenstoff im Auenboden und in der Vegetation gespeichert wird und nutzungsbedingte Treibhausgasfreisetzungen vermieden werden. Diese Leistungsfähigkeit von Gewässerökosystemen zur Klimaregulation wird jedoch durch den Ausbau von Fließgewässern, Eindeichungen und eine intensive Landnutzung in den Auen (vor allem durch Siedlungsentwicklung und Ackernutzung) beeinträchtigt. Zum anderen können naturnahe Auen eine wichtige Rolle bei der Anpassung an den Klimawandel spielen, da sie Hochwasser in der Fläche zurückhalten und den Abfluss verzögern. Eine bedeutende Folge des Klimawandels wird in einigen Einzugsgebieten die pro-

gnostizierte Zunahme von Niederschlagsereignissen und Extremwetterlagen sein. Die Auswirkungen hängen jedoch sehr stark vom regionalen Abflussregime ab. Jüngste Ergebnisse für den Rhein zeigen z.B. für die mittleren und Niedrigwasserabflüsse für die nahe Zukunft keine Änderung in den Sommermonaten, während für die Wintermonate eine Zunahme zu verzeichnen ist (KLIWAS, 2013). Für den Hochwasserabfluss wird eine Zunahme der mittleren aber auch extremen Hochwasser, vor allem in den Winter- und Frühjahrsmonaten erwartet (IKSR, 2011; siehe auch Kapitel 3.2.3). Eine naturnahe Entwicklung von Fließgewässern und die Schaffung bzw. Rückgewinnung von Retentionsräumen ist daher ein bedeutsamer Bestandteil der Anpassungsstrategie an den Klimawandel, vor allem im Bereich des vorsorgenden Hochwasserschutzes (z.B. Zebisch et al., 2005).

Die Renaturierung von Auen ist jedoch nicht nur Teil der Klimapolitik. Der Schutz von Auen und Fließgewässern ist ein wesentlicher Bestandteil der Naturschutzpolitik und der nationalen Biodiversitätsstrategie sowie der Gewässerpolitik. Mit einer Vielzahl an bundes- und europaweit geschützten Arten und Lebensräumen besitzen die verbliebenen rezenten Auen für die Biodiversität in Deutschland einen hohen Wert: Durch den hohen Anteil an unterschiedlichen Vegetationsformen und vielfach extensiv genutzten Lebensräumen gehören naturnahe Flüsse und Flussauen zu den artenreichsten Ökosystemen Mitteleuropas (Scholz et al., 2005, 2012). Grundlage der Vielfalt sind die wechselnden

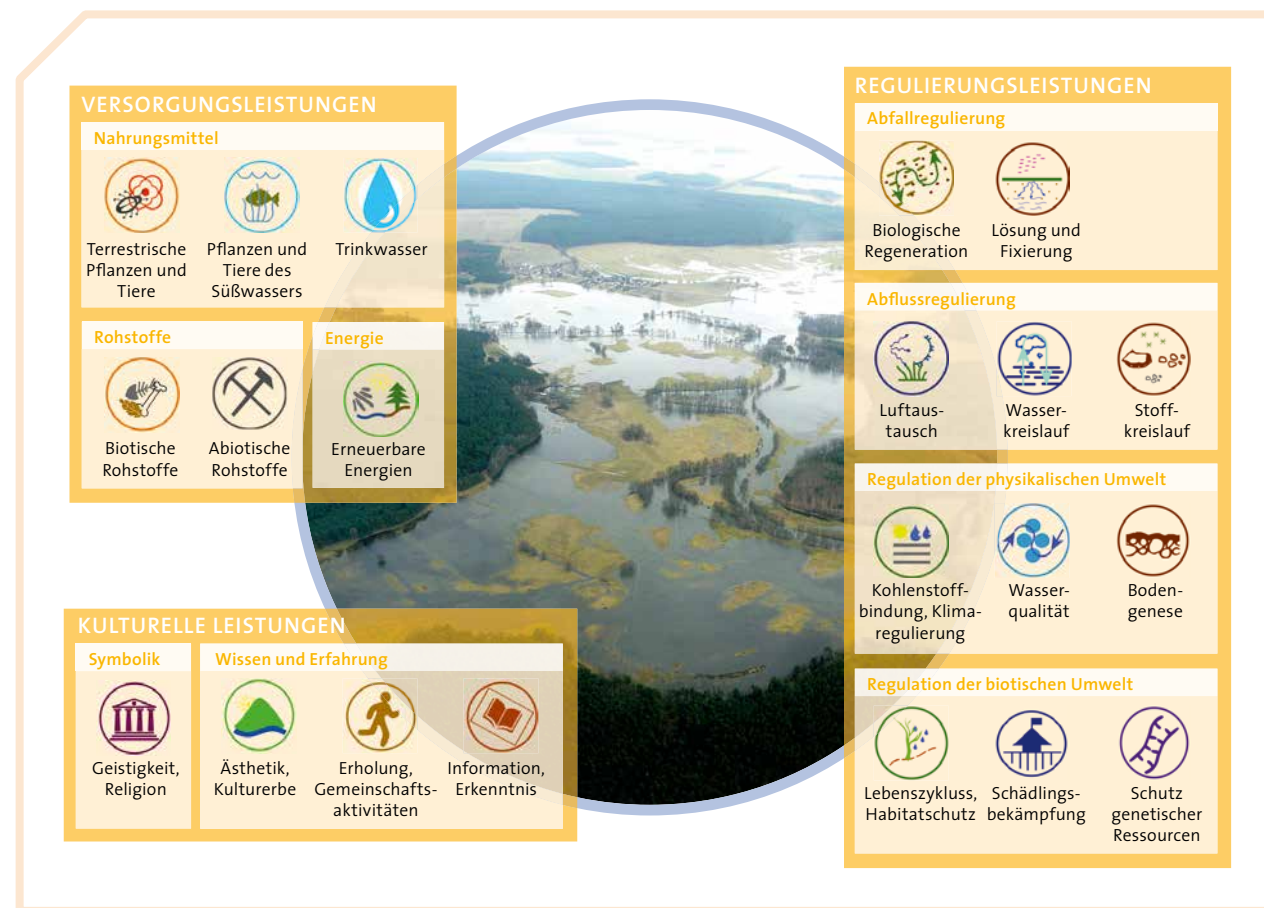
Wasserstände und die kleinräumig wechselnden Standorteigenschaften. Es sind jedoch nur noch 10 % der rezenten Auen naturnah und damit ökologisch funktionsfähig (BMU und BfN, 2009). Aufgrund des hohen naturschutzfachlichen Wertes sollen Fließgewässer und Auen nicht nur in ihrer Funktion als Lebensraum gesichert, sondern die Überflutungsflächen an Flüssen bis 2020 um 10 % erhöht werden (BMU und BfN, 2007). Die Verbesserung der Wasserqualität und des ökologischen Zustandes als Ziel der Gewässerpolitik leistet nicht nur einen Beitrag zur Erfüllung der Umweltziele der Wasserrahmenrichtlinie, sondern senkt gleichzeitig die Anfälligkeit aquatischer Ökosysteme gegenüber den Folgen des Klimawandels.

Aus dieser Gesamtsituation ergibt sich ein dringender Handlungsbedarf, den Flüssen wieder mehr Raum zu geben und den ökologischen Zustand der Auen zu verbessern. Mit

politischen Maßnahmen, die auf die Aufrechterhaltung der Struktur und der natürlichen Funktionen von Fließgewässerökosystemen ausgerichtet sind, stehen Klima-, Natur- und Gewässerschutz im Einklang und sind ein praktisches Beispiel für ökosystembasierte Ansätze zur Anpassung an den Klimawandel (vgl. Scholz et al., 2012). In den Auen bestehen Flächennutzungskonkurrenzen, die traditionell zu einem Verlust an Auenflächen durch Eindeichung geführt haben. Der (private) Nutzen, beispielsweise durch landwirtschaftliche Produktion, wurde häufig höher eingeschätzt als der (gesellschaftliche) Nutzen eines Auenerhalts, da den Ökosystemleistungen der Natur oftmals kein (ökonomischer) Wert beigemessen wurde. Eine Berücksichtigung verschiedener Ökosystemleistungen wie Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, die gesellschaftliche Wertschätzung der biologischen Vielfalt oder kulturelle Leistungen führt zu einer anderen ökonomischen Bewertung und kann zusätz-

ABBILDUNG 7.1 ► Wichtige Ökosystemleistungen der Fließgewässer und Auen.

(Grafik BIOTA, Foto: Krumme Spree bei Plattkow, Isabell Hiekel, Aufnahme vom 11.03.2009).



INFOBOX 7.1

Kontroversen um Systemgrenzen: Schifffahrt und Wasserkraft als Ökosystemleistung?

Die Nutzung von Fließgewässern als Wasserstraße oder zur Energieerzeugung wird im System nach CICES (Haines-Young und Potschin, 2013) als Produkt der Ökosystemleistungen (z. B. Regulierungsleistung des hydrologischen Kreislaufes und Wasserabflusses) angesehen. In der Vergangenheit haben Maßnahmen zur Anpassung der Fließgewässer an die Nutzung als Wasserstraße und zur Energieerzeugung, aber auch Maßnahmen des Hochwasserschutzes zu einer erheblichen Beeinträchtigung der Gewässerstruktur und der Auenökosysteme und damit zu negativen Folgen für die Bereitstellung von Ökosystemleistungen der Fließgewässer- und Auenökosysteme geführt. Auch wenn einzelne Parameter, wie z. B. die gewässerökologischen Bedingungen (insbesondere die Gewässergüte), trotz der kommerziellen Schifffahrt beispielsweise am Rhein in den vergangenen Jahrzehnten deutlich verbessert werden konnten,

listet die EG-Wasserrahmenrichtlinie diese Nutzung aufgrund des insgesamt hohen Nutzungsdrucks (mit Wirkungen insbesondere auf die Gewässerstruktur) als Belastungsbereiche auf. Die eigentliche Ökosystemleistung (z. B. die Transportfunktion des fließenden Wassers) bildet in diesem Fall zwar die Grundlage der Nutzung (z. B. Schifffahrt), ist jedoch dafür selbst nicht hinreichend, weil eine zusätzliche technische Unterhaltung des Fließgewässers erforderlich ist. Ökosystemleistungen und Nutzungen sind also voneinander zu unterscheiden. Die Aufrechterhaltung des naturreaumspezifischen hydrologischen Regimes durch ein intaktes Ökosystem wird jedoch durch die infolge des Klimawandels zu erwartenden Änderungen im Wasserdargebot (Abflussextrême wie auch Niedrigwasserzeiten) auch für eine derartige Nutzung bedeutsamer.

liche Argumente für den Schutz naturnaher Ökosysteme liefern (Grossmann et al., 2010).

7.2 ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN VON AUEN UND FLIESSGEWÄSSERN

Natürliche und naturnahe, aber auch degradierte Fließgewässer und Auen weisen vielfältige Ökosystemfunktionen auf. Mit zunehmender Degradierung nimmt die Funktionalität jedoch mehr oder weniger stark ab. Die wichtigsten Ökosystemfunktionen hängen mit der Rolle im globalen Wasserkreislauf und der Bedeutung für den Stofftransport zusammen. Für den Menschen halten die Gewässer und Auen große und sich ergänzende Vorteile im Sinne von Ökosystemleistungen bereit (Tockner und Stanford, 2002; MA, 2005; Turner et al., 2008; Trepel, 2009; Posthumus et al., 2010; Mehl et al., 2010; Scholz et al., 2012), vgl. Abbildung 7.1. Diese Ökosystemleistungen führten dazu, dass sich bereits früh in der Menschheitsgeschichte besonders an großen Flüssen und ihren Auen wichtige Hochkulturen entwickelten (z. B. Mesopotamien – die Reiche des »Zweistromlandes« zwischen Euphrat und Tigris – oder die ägyptischen Pharaonenreiche am Nil).

Gerade vor dem Hintergrund des globalen Klimawandels gewinnen viele Ökosystemfunktionen und -leistungen naturnaher bzw. ökologisch funktionsfähiger Auen zunehmend an

Bedeutung. Wesentliche ökologischen Prozesse in Auen werden vor allem durch den Wechsel von Überflutung und Trockenheit bestimmt. Gewässerausbau, Melioration und Deichbau haben zu einem beschleunigten Wasserabfluss aus der Fläche geführt und die Wahrscheinlichkeit von Extremereignissen (Trockenheit und Hochwasser) erhöht. Diese Entwicklung wird sich im Zuge des Klimawandels verstärken und weitreichende Auswirkungen auch auf die Ökosystemleistungen haben. Eine möglichst hohe ökologische Funktionsfähigkeit von Auenökosystemen ist deshalb eine Voraussetzung für die Abfederung dieser Effekte und erfordert aufgrund des heutigen mangelhaften Zustandes (BMU und BfN, 2009) erhebliche Verbesserungsmaßnahmen. Insbesondere in degradierten Fließgewässer- und Auenökosystemen liegt ein erhebliches Renaturierungspotential, das die Bereitstellung von Ökosystemleistungen deutlich verbessern kann.

Als Mitigationsleistung für die Abmilderung des Klimawandels ist die Funktion der Auenböden als Kohlenstoffspeicher relevant. Vornehmlich durch organische Niedermoorböden geprägte Auenlandschaften bilden natürliche Senken klimarelevanter Treibhausgase und haben in geologischen Zeiträumen enorme Mengen CO₂ gebunden. Aufgrund von Entwässerung und intensiver Landnutzung haben die Moore häufig ihre Funktion als natürliche Kohlenstoffspeicher verloren.

und stellen heute weltweit eine bedeutende Treibhausgasquelle dar (Kaat und Joosten, 2008; Schäfer, 2009; siehe auch Kapitel 5). Aber auch mineralische Auenböden und verbleibende Auenwälder können große Mengen an Kohlenstoff binden; auch ihr Zustand ist daher klimarelevant (Scholz et al., 2012).

Daneben können naturnahe Auenlandschaften in erheblichem Maße zur ökosystembasierten Klimaadaptation (Anpassung) beitragen, besonders da sie

- Hochwasser aufnehmen und damit eine schadlose Abführung ermöglichen können,
- als Feuchtgebiete und in ihrer Talstruktur eine starke klimatische Ausgleichsfunktion übernehmen können (Verdunstungskälte, Frischluftzufuhr in urbanen Gebieten etc.),
- ausgleichend auf Prozesse des Landschaftswasserhaushalts wirken und somit zur Sicherung von Oberflächen- und Grundwasserentnahmen beitragen können,
- die Folgen durch Starkniederschläge intensiver Prozesse der Bodenerosion abmildern können (Stoffrückhalt),
- bei Trockenheit Rückzugsraum für feuchteliebende Organismen bilden können und
- ihre Funktion als lineare Biotopverbundsysteme ausspielen können.

In diesem Bericht werden beispielhaft der Rückhalt von Treibhausgasen durch die Auen und die Leistung der Auen für den vorsorgenden Hochwasserschutz näher beleuchtet. In den Berichten 2 (Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen) und 3 (Naturleistungen in der Stadt – Gesundheit schützen und Lebensqualität erhöhen) der Reihe »Naturkapital Deutschland« werden weitere Ökosystemleistungen der Fließgewässer und Auen ausführlicher dargestellt und behandelt.

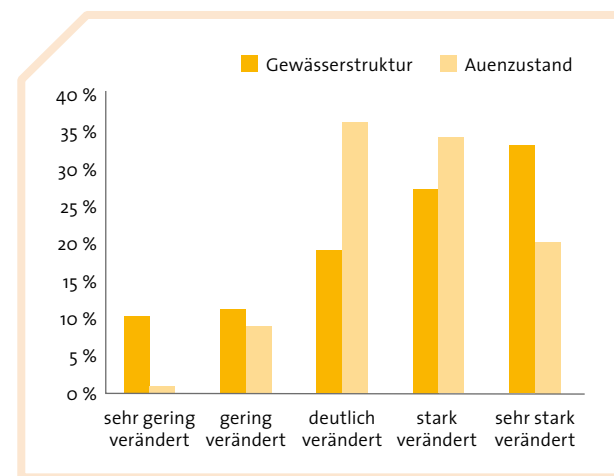
7.3 ZUSTAND VON AUEN UND FLIESSGEWÄSSERN

Deutschlandweit hat der Verlust auentypischer Lebensräume und Arten dramatische Ausmaße erreicht (Ellwanger et al., 2012), was als Folge des Rückgangs an Überschwemmungsflächen durch intensive Landnutzungen und Eingriffe in die Hydromorphologie der Fließgewässer zu betrachten ist. Gemäß dem Auenzustandsbericht, mit dem erstmals für 79 Flüsse Deutschlands eine Übersicht zum Auenverlust und zur Landnutzung der rezenten Auen und Altauen vorliegt, sind zwei Drittel der ehemaligen Überschwemmungsgebiete durch Deichbau und andere Hochwasserschutz-

maßnahmen verloren gegangen. Nur noch rund ein Drittel der morphologischen Auen kann damit bei Hochwasserereignissen überflutet werden. An vielen Abschnitten der großen Ströme in Deutschland stehen heute nur noch ca. 10 bis 20 % der Überschwemmungsflächen bei Hochwasser zur Verfügung (Brunotte et al., 2009). Darüber hinaus sind von den bewerteten rezenten Auen nur ca. 10 % sehr gering oder gering verändert, mit 54 % herrschen dagegen stark bis sehr stark veränderte Auenzustandsklassen vor. Dies erklärt sich aus der historisch gewachsenen Situation der Auen als Schwerpunkte der Siedlungs- und Wirtschaftsentwicklung sowie aus umfassenden wasser- und kulturbaulichen Maßnahmen (BMU und BfN, 2009; Ehlert und Neukirchen, 2012). Insgesamt macht die Zustandsbewertung deutlich, wie stark der Nutzungsdruck auf die rezenten Auen und Altauenbereiche wirkt und wie Entwässerungsmaßnahmen und Gewässerausbau die Auenlandschaften beeinträchtigt bzw. von der Flusssdynamik entkoppelt haben. Auch die Nutzung der Flüsse durch die Schifffahrt und zur Energiegewinnung bringt dabei eine ganze Reihe von Belastungen der Gewässer- und Auenökosysteme mit sich. Vor allem an stauregulierten Bundeswasserstraßen sind hydromorphologische Veränderungen deutlich ausgeprägt. Die meisten Binnenwasserstraßen sind im Sinne der WRRL als »erheblich verändert« eingestuft und weisen nahezu ausnahmslos keinen guten ökologischen Zustand bzw. kein gutes ökologisches

ABBILDUNG 7.2 ▶ Zustand der Gewässerstruktur von Fließgewässern und rezenten Auen in Deutschland.

(Quelle: Richter und Völker, 2010; Gewässerstruktur nach Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser, Auenzustand nach BMU & BfN 2009; Gewässerstruktur: 33.000 km große und ausgewählte Flüsse; Auenzustand: Flüsse mit Einzugsgebieten größer 1.000 km²).



Potential auf (Richter und Völker, 2010) vgl. Abbildung 7.2. In Kombination mit weiterem Nutzungsdruck spiegelt sich dies auch im Zustand der Auen wider.

7.4 DIE ÖKONOMISCHE BEDEUTUNG VON AUEN UND GEWÄSSERN FÜR DEN KLIMASCHUTZ UND DIE KLIMAAANPASSUNG

7.4.1 Die Bedeutung für den Klimaschutz

Vor allem die organischen Moorböden in den Auenlandschaften sind in der Lage, auf natürliche Weise große Mengen an klimarelevanten Treibhausgasen wie Kohlendioxid zu binden. Aufgrund von intensiver Landnutzung und Entwässerungsmaßnahmen haben sie häufig ihre natürliche Funktion als Kohlenstoffsенke verloren und stellen nun weltweit eine bedeutende Quelle für Treibhausgase dar (Kaat und Joosten, 2008; Schäfer, 2009; siehe auch Kapitel 5). Dies trifft insbesondere für die Flussauen der Niederungslandschaften Nord-Ost-Deutschlands und des Alpenvorlandes mit überwiegend Moorböden zu, die ca. 10 % der organischen Böden Deutschlands ausmachen. Auch mineralische Auenböden, die den weitaus größten Anteil der Böden der rezenten Flussauen in Deutschland bilden, weisen im Vergleich zur umgebenden Landschaft hohe Kohlenstoffvorräte auf. In Verbindung mit dem in der oberirdischen Biomasse gebundenen Kohlenstoff von Auenwäldern werden Werte erreicht, die weit über denen anderer Waldökosysteme liegen (Scholz et al., 2012).

Der errechnete Kohlenstoffvorrat der Böden der Überflutungsauen (rezente Auen) umfasst insgesamt 157 Mio. t Kohlenstoff (entspricht 549 Mio. t CO₂-Äq), wobei den organischen Böden der Hoch- und Niedermoore aufgrund des hohen organischen Anteils mit 70 % (109 Mio. t C) der größte Anteil zukommt. Für die mineralischen Auenböden und Gleye wurden 41 Mio. t C (entspricht 26 %) errechnet. 7 Mio. t C entfallen auf terrestrische Böden. Für Auenwälder in den rezenten Flussauen auf Auenböden bzw. Gleyen (entspricht 8 % der rezenten Aue) wurde ein Gesamtverrat von 8,6 Mio. t C an oberirdischem Kohlenstoff berechnet. Verrechnet mit dem unterirdischen Bodenvorrat (6,8 Mio. t) ergibt sich für Auenwälder somit ein Gesamtverrat von 15,4 Mio. t C (entspricht 56,5 Mio. t CO₂-Äq). Aufgrund dieses erheblichen Einspeicherungspotentials sollte die Neubegründung von Auenwäldern als Kohlenstoffsенke verstärkt in die Klimadiskussion eingebracht werden (Scholz et al., 2012). Für eine Quantifizierung der Senken- und Quellenfunktion entsprechend der Vorgehensweise bei den Mooren (siehe Kapitel 5) bestehen hinsichtlich des jährlichen Zuwachses, aber insbe-

sondere des treibhausgaswirksamen Ausgasungspotentials auf mineralischen Auenböden (Kohlendioxid- und Methanemissionen sowie Lachgas) noch große Wissenslücken. Aufgrund der in Überflutungsauen vorherrschenden extrem heterogenen Standortverhältnisse sowie der starken natürlichen hydrologischen Dynamik stellt sich dieser Zusammenhang sehr komplex dar und wurde für mineralische Auenböden bisher kaum in Forschungsarbeiten betrachtet. Von Bedeutung wären hier insbesondere vergleichende Untersuchungen verschiedener Landnutzungsformen, beispielsweise dazu, wie sich unterschiedliches Waldmanagement innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten auf den Kohlenstoffvorrat auswirkt oder wie groß die Unterschiede von Auenwald, Auengrünland, Feuchtgebieten und Acker oder zwischen Altaue und Überflutungsau sind. Nur mit solchen Informationen ließe sich der Kohlenstoffvorrat mineralischer Auenböden analog zu dem von Mooren hinsichtlich der Treibhausgasemissionen bewerten (Scholz et al., 2012).

Die Berechnung der Treibhausgasemissionen von Mooren in den gesamten Flussauen (eingeschlossen auch die Altauenbereiche) erfolgte auf Grundlage der Geologischen Übersichtskarten (GÜK200). 6,7 % (1.312 km²) der morphologischen Auen werden von organischen Böden (Niedermoor-, Anmoor- und Hochmoorböden) eingenommen. Für diese Fläche wurde eine Freisetzung von 2,53 Mio. t CO₂-Äq pro Jahr errechnet. Dies entspricht dem CO₂-Ausstoß, den ca. 1,3 Mio. Autofahrer mit ihren PKWs jährlich erzeugen (Annahme: jährlicher Ausstoß von 2 t CO₂-Äq pro Person durch Privatverkehr). Durch Renaturierungsmaßnahmen, Wiedervernässungen und angepasste Bewirtschaftung ließe sich folglich eine erhebliche Minderung der CO₂-Emissionen erreichen. Um die Treibhausgasemissionen in einen monetären Wert umzuwandeln, wurde mit Schadenskosten in Höhe von 80–120 €/t CO₂ gerechnet, die externe Umweltkosten (siehe Kap. 2.3.5) wie z.B. von Luftschadstoffen verursachte Gebäudeschäden, beinhalten. Legt man diesen Ansatz zugrunde, belaufen sich die Kosten der jährlichen Freisetzung von 2,53 Mio. t CO₂-Äq aus den Moorböden in den Flussauen auf 200–300 Mio. € pro Jahr.

Mittels einer Szenarienbetrachtung mit Bezug auf die Biodiversitätsstrategie der Bundesregierung wurden bei Scholz et al. (2012) mögliche Veränderungen ausgewählter Auenfunktionen deutlich gemacht. Dazu wurden Zielwerte aus der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt der Bundesregierung abgeleitet: 10 % mehr Überflutungsauen, eine angepasste Landnutzung und eine angenommene naturnahe

Entwicklung auf 20% der Moorstandorte bezogen auf die Gesamtkulisse der erfassten 79 Flussauen. Der Zugewinn von 46.000 ha neuen Überflutungsauen im Szenario »Biologische Vielfalt 2020« geht mit einer deutlichen Aufwertung und Neuschaffung von Auenlebensräumen einher. Insbesondere Nutzungsextensivierungen und damit verbundene Wiedervernässungen von Moorböden in den Flussauen tragen zu einer erheblichen Reduzierung der Treibhausgasemissionen bei (siehe Kapitel 5). Insgesamt könnten durch Renaturierungsmaßnahmen in organisch geprägten Flussauen Emissionen von 848.500 t CO₂-Äq pro Jahr vermieden werden, was einer Verringerung um 34 % im Vergleich zum Ist-Zustand entspricht.

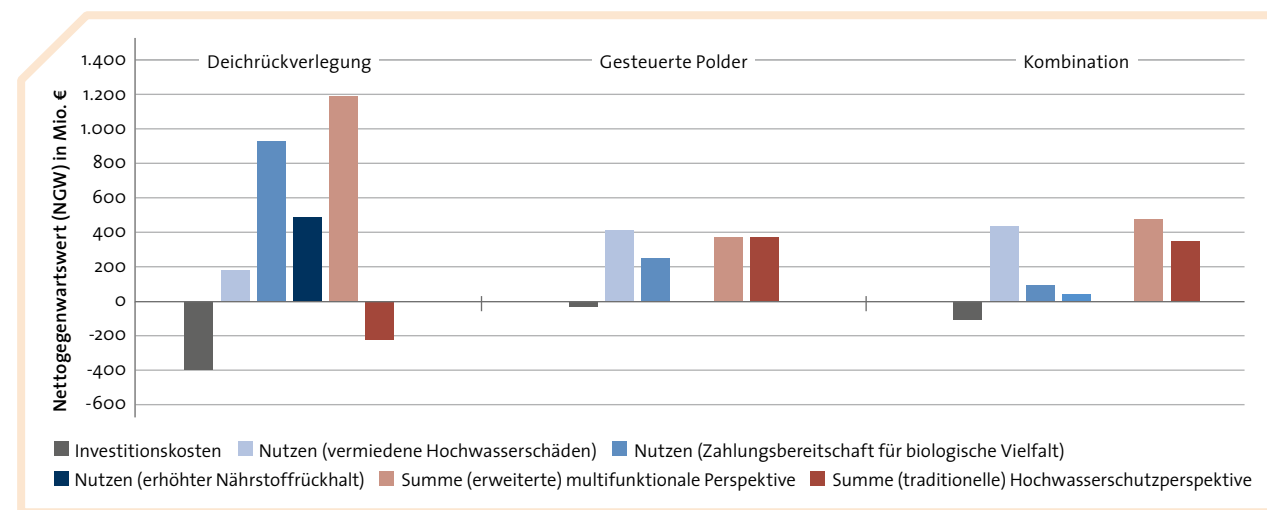
7.4.2 Die Bedeutung für die Klimaanpassung

Die Minderung des Hochwasserrisikos als Leistung naturnaher Auenlandschaften für die Anpassung an die Auswirkungen des Klimawandels ist mit einem ökonomischen Wert verbunden. Dieser kommt einerseits in Form direkter Nutzen infolge vermiedener Hochwasserschäden zum Ausdruck, andererseits in Form indirekter Nutzen infolge der verbesserten Bereitstellung weiterer Ökosystemleistungen (z.B. Nährstoffretention, Erholungseffekte; vgl. Dehnhardt et al., 2008). Grundlage jeder ökonomischen Bewertung ist zunächst die Quantifizierung der physischen Wirkungszusammenhänge, in diesem Fall zunächst die Ermittlung der Hochwasserretentionsleistung zusätzlicher Überschwemmungsauen auf der Basis hydraulischer Modellierungen (zur Berechnung von Überflutungswahrscheinlichkeiten, Überflutungsfläche und

-höhe in Abhängigkeit von der Geländemorphologie). Der ökonomische Nutzen des veränderten Hochwasserrisikos wird dann über die durchschnittlich vermiedenen jährlichen Hochwasserschäden infolge der Auenrenaturierung gemessen, die in Abhängigkeit von der Flächennutzung und den betroffenen Vermögenswerten über Wasserstands-Schadensfunktionen abgebildet werden können. Die Veränderung der Erwartungswerte der durchschnittlichen jährlichen Schäden wird üblicherweise zur Schätzung der Nutzenseite des Hochwasserschutzes im Kontext einer Kosten-Nutzen-Analyse herangezogen (Penning-Rowsell et al., 2003). Beispiele für die Berechnung vermiedener Hochwasserschäden infolge der Reaktivierung von Auen finden sich für den deutschen Raum bei Grossmann et al. (2010), Meyer et al. (2009), Dehnhardt et al. (2008) und Scholz et al. (2012). Grossmann et al. (2010) und Grossmann (2012) ermitteln für verschiedene Varianten einer Deichrückverlegung an der Elbe durchschnittliche vermiedene jährliche Schäden von 68–165 €/ha, die für eine insgesamt reaktivierte Auenfläche von knapp 35.000 ha (bei einer Projektlaufzeit von 100 Jahren und einer Diskontrate von 3 %) eine Gesamtsumme von 177 Mio. € ergeben. Werden diese den Gesamtkosten der Projektrealisierung im Rahmen einer Kosten-Nutzen-Analyse gegenübergestellt, ergibt sich ein Nutzen-Kosten-Verhältnis von 0,6. Verschiedene hydrologische Effekte der Deichrückverlegungen (wie z.B. die Wirkung auf lokale Wasserspiegelabsenkungen oder verringerte Fließgeschwindigkeiten in den Auen) konnten im Modell jedoch nur unzureichend abgebildet werden. Diese Werte sind daher mit Unsicherheiten behaftet und die

ABBILDUNG 7.3 ► Kosten und Nutzen für Maßnahmen zur Anpassung an den Klimawandel.

(Quelle: nach Grossmann et al., 2010).



INFOBOX 7.2

Fallbeispiel: Deichrückverlegung Lödderitzer Forst

Mathias Scholz, Astrid Eichhorn, Georg Rast

Die Auenwaldbestände der Mittleren Elbe zwischen Mulde- und Saalemündung gelten als die größten naturnah verbliebenen Hartholzauenwälder Deutschlands mit einem reichen Inventar auentypischer Tier- und Pflanzenarten. Im Mittelpunkt eines BfN-Naturschutzgroßprojektes unter Federführung des WWF-Deutschland steht die derzeit mit 600 ha nach ihrer Fertigstellung im Jahr 2018 größte Deichrückverlegung Deutschlands. Ziel ist es, einen durchgehenden Verbund naturnaher, überflutbarer Auenwälder der Elbe zu sichern und zu renaturieren (Eichhorn et al., 2004). Die Maßnahme umfasst 7,3 km Deichneubau sowie die Anpassung des Grabensystems und den Bau eines Schöpfwerks, um die Wirkungen von Qualm- und Drängewasser für Anwohner zu begrenzen, mit voraussichtlich 23,2 Mio. € Kosten für die Deichrückverlegung (ohne Flächenkauf, Entschädigung und Altdeichschlitzung).

Mit der Deichrückverlegung ist eine Verbesserung vieler Ökosystemleistungen verbunden. Insbesondere werden durch die Wiederherstellung einer auentypischen Überflutungsdynamik naturnahe Standortbedingungen geschaffen, die sich positiv auf die auentypischen Arten- und Lebensgemeinschaften auswirken werden, aber auch andere auenrelevante Ökosystemleistungen nachhaltig sichern und fördern (Scholz et al., 2012). So ist mit einer lokalen Verbesserung der Hochwasserschutzfunktion zu rechnen. Modellrechnungen zufolge wird die Deichrückverlegung zu einer Verringerung der Wasserstände der Elbe bei Hochwasser im Stadtbereich Aken um bis zu 28 cm führen (LHW, 2005). Insgesamt vergrößert sich an diesem Flussauenabschnitt die gegenwärtige Überflutungsfläche um das Zweifache. In der Lenzener Elbtalaue konnten die positiven Auswirkungen einer (schon durchgeführten) Deichrückverlegung mit 420 ha bereits festgestellt werden. Beim Hochwasser 2011 blieben die Wasserstände im Gebiet der Deichrückverlegung laut Angaben des Brandenburger Landesamtes für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz 35 cm niedriger als bei vergleichbaren Hochwassern vorher. Im Vergleich zum Hochwasser 2002 fiel das Hochwasser 2013 an den Pegeln der Unteren Mittel Elbe ca. 60 cm höher aus. Nur am stromaufwärts der Deichrückverlegung gelegenen Pegel Schnackenburg fiel der Anstieg halb so hoch aus, d.h. es kam zu einer Absenkung des Hochwasserstandes um ca. 30 cm. Deichrückverlegungen



ABBILDUNG 7.4 ► Lödderitzer Forst (Sachsen-Anhalt) während des Elbehochwassers am 6. Juni 2013.

(Foto: André Künzelmann, UFZ).

mit einer Aufweitung des Abflussprofils senken den Hochwasserstand an den flussaufwärts gelegenen Abschnitten.

In der Elbaue bei Lödderitz wird sich zusätzlich die Nährstoffretention (N- und P-Rückhalt) nach der Deichrückverlegung deutlich verbessern (Scholz et al., 2012). Bewertet man diesen geschätzten Nährstoffrückhalt für das Rückdeichungsgebiet (mit ca. 600 ha zusätzlicher Auenfläche) mit den vermiedenen Kosten infolge landwirtschaftlicher Strategien (z.B. verminderter Düngemitelesatz; Mewes, 2006; Born et al., 2012), so haben die zusätzlichen Auen eine Reinigungsleistung im Wert von jährlich ca. 700.000 € (Barwert bei 3 % Kalkulationszins und 30- bzw. 90-jährigem Kalkulationszeitraum: 13 bzw. 22 Mio. €, was allein schon, ohne zusätzliche Berücksichtigung der Hochwasserschutzwirkung, den Kosten der Deichrückverlegung entspricht). Da im Rückdeichungsgebiet großflächig alte Auenwaldbestände vorliegen, die bereits knapp 400.000 t CO₂-Äq in ihrer oberirdischen Biomasse speichern, wird der Zugewinn an Kohlenstofffestlegung durch Waldneubegründungen relativ gering sein, aber der Bestand dauerhaft gesichert (Scholz et al., 2012). Für andere Gebiete, für die eine großflächige Waldentwicklung vorgesehen ist, kann der Zugewinn aber über die Jahre zusätzlich erheblich sein.

Ergebnisse entsprechender Bewertungen immer kontextspezifisch zu beurteilen. Es wäre wünschenswert, künftige Modellierungsansätze so weiterzuentwickeln, dass eine Einbeziehung aller hydrologischen Wirkungen möglich wird.

Diese Studie von Großmann et al. (2010) demonstriert, dass naturnahe Überflutungsauen im Hinblick auf den vorsorgenden Hochwasserschutz eine quantifizierbare und ökonomisch bewertbare Anpassungsleistung an den Klimawandel erbringen, die Wirtschaftlichkeit von Auenreaktivierungen allein aufgrund der Hochwasserschutzleistung allerdings nicht gegeben ist. Wird im Sinne einer integrierten Managementperspektive zusätzlich jedoch der Wert der reaktivierten Auen unter Einbeziehung der ökonomischen Werte für Biodiversität und der Ökosystemleistung Nährstoffretention betrachtet, ändert sich das Bild (vgl. Abbildung 7.3). Das Nutzen-Kosten-Verhältnis erhöht sich mit 3,1–5,8 erheblich, d.h. der Nutzen der Maßnahme

übersteigt die Kosten um das 3- bis 6-fache (je nach Annahmen, vgl. Grossmann, 2012), denn neben einer bedeutsamen Wirkung auf den Hochwasserschutz werden in beträchtlichem Umfang weitere Ökosystemleistungen bereitgestellt. Eine derartige ökonomische Perspektive verdeutlicht, dass die Reaktivierung von Fließgewässerökosystemen insgesamt mit ökonomischen Effizienzgewinnen verbunden ist, wenn die multifunktionalen Wirkungen von Deichrückverlegungen und Auenrenaturierungen in die Betrachtung einbezogen werden. Der ökonomische Nutzen der Ökosystemleistungen von Gewässern und Auen sollte frühzeitig in die Entscheidungsfindung einfließen, z.B. beim Vergleich unterschiedlicher Planungsalternativen zum Hochwasserschutz.

Hinweise zu ausgewählten Instrumenten zur Förderung und Umsetzung eines klimaorientierten Gewässer- und Auen-schutzes werden in Kapitel 9.2.4 gegeben.

LITERATUR

- BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, BFN – BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, 2009.** Auenzustandsbericht. Flussauen in Deutschland. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bundesamt für Naturschutz, Bonn. Download 20.10.2014 (http://www.bfn.de/o324_auenzustandsbericht.html)
- BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, BFN – BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, 2007.** Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bundesamt für Naturschutz, Berlin.
- BORN, W., MEYER, V., SCHOLZ, M., KASPERIDUS, H.D., SCHULZ-ZUNKEL, C., HANSJÜRGENS, B., 2012.** Ökonomische Bewertung von Ökosystemfunktionen in Flussauen. In: Scholz, M., Mehl, D., Schulz-Zunkel, C., Kasperidus, H.D., Born, W., Henle, K. (Hrsg.), Ökosystemfunktionen von Flussauen – Analyse und bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion. Naturschutz und Biologische Vielfalt 124. Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 147–168.
- BRUNOTTE, E., DISTER, E., GÜNTHER-DIRINGER, D., KOENZEN, U., MEHL, D., 2009.** Flussauen in Deutschland – Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. Naturschutz und Biologische Vielfalt 87. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- DEHNHARDT, A., DRÜNKLER, D., HIRSCHFELD, J., PETSCHOW, U., ENGEL, H., HAMMER, M., 2008.** Kosten-Nutzen-Analyse von Hochwasserschutzmaßnahmen. UBA-Texte 31/o8. Umweltbundesamt, Berlin.
- EHLERT, T., NEUKIRCHEN, B., 2012.** Zustand und Schutz der Flussauen in Deutschland. Natur und Landschaft 87(4): 161–167.
- EICHHORN, A., RAST, G., REICHHOFF, L., 2004.** Naturschutzgroßprojekt Mittlere Elbe, Sachsen-Anhalt. Natur und Landschaft 79(9): 423–429.
- ELLWANGER, G., FINCK, P., RIECKEN, U., SCHRÖDER, E., 2012.** Gefährdungssituation von Lebensräumen und Arten der Gewässer und Auen in Deutschland. Natur und Landschaft 87 (4): 150–155.
- GROSSMANN, M., 2012.** Economic Valuation of Wetland Ecosystem Services. Case Studies from the Elbe River Basin. Dissertation. Technische Universität Berlin, Berlin. Download 20.10.2014 (<http://opus.kobv.de/tuberlin/volltexte/2012/3506/>)
- GROSSMANN, M., HARTJE, V., MEYERHOFF, J., 2010.** Ökonomische Bewertung naturverträglicher Hochwasservorsorge an der Elbe. Naturschutz und Biologische Vielfalt 89. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- HAINES-YOUNG, R., POTSCHEIN, M., 2013.** Common International Classification of 17 Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August–December 2012. EEA Framework Contract No EEA/IEA/o9/003. Download 20.10.2014 (http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seearev/GCCComments/CICES_Report.pdf)

- IKSR – INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS [NILSON, E., KRAHE, P.], 2011.** Study of Scenarios for the Discharge Regime of the Rhine. ICPR Report 188. IKSr, Koblenz. Download 9.02.2015 (http://www.iksr.org/fileadmin/user_upload/Dokumente_en/Reports/188_e.pdf)
- KAAT, A., JOOSTEN, H., 2008.** Fact book for UNFCCC policies on peat carbon emissions. Wetlands International, Ede.
- KLIWAS (HRSG.), 2013.** KLIWAS kompakt. Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserstraßen und Schifffahrt – Entwicklung von Anpassungsoptionen. Ausgewählte vorläufige Ergebnisse zur 3. Statuskonferenz am 12./13.11. 2013. KLIWAS Koordination, Koblenz. Download 20.10.2014 (http://www.kliwas.de/KLIWAS/DE/o2_Aktuelles/12_statuskonf_2013/kliwas_kompakt_1311.pdf?__blob=publicationFile)
- LHW SACHSEN-ANHALT, 2005.** Info-Blatt 3 zur Deichrückverlegung im Bereich Lödderitzer Forst. Download 16.10.2014 (<http://www.deich-loedderitz.info/wp-content/uploads/2013/03/flyer3.pdf>)
- MA – MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005.** Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water Synthesis. World Resources Institute, Washington, D.C.
- MEHL, D., HOFFMANN, T.G., WEILAND, M., MÜHLNER, C., 2010.** HYDREG – Ein Verfahren zur Natürlichkeitsbewertung des hydrologischen Regimes der Oberflächenwasserkörper gemäß EU-WRRL. 1. Hintergrund, Zielstellung und Grundlagen. KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 3(6): 300–304.
- MEWES, M., 2006.** Die volkswirtschaftlichen Kosten einer Stoffausträge in die Ostsee minimierenden Landnutzung. Dissertation Universität Greifswald. Shaker Verlag, Aachen.
- MEYER, V., SCHEUER, S., HAASE, D., 2009.** A multicriteria approach for flood risk mapping exemplified at the Mulde river, Germany. Natural Hazards 44: 17–39.
- PENNING-ROWSELL, E.C., JOHNSON, C., TUNSTALL, S., TAPSELL, S., MORRIS, J., CHATTERTON, J., COKER, A., GREEN, C., 2003.** The benefits of flood and coastal defence: techniques and data. Flood Hazard Research Center, Middlesex University, London.
- POSTHUMUS, H., ROUGUETTE, J.R., MORRIS, J., GOWING, D.J.G., HESS, T.M., 2010.** A framework for the assessment of ecosystem goods and services; a case study on lowland floodplains in England. Ecological Economics 69: 1510–1523.
- RICHTER, S., VÖLKER, J., 2010.** Die Wasserrahmenrichtlinie. Auf dem Weg zu guten Gewässern – Ergebnisse der Bewirtschaftungsplanung 2009 in Deutschland. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Berlin. Download 20.10.2014 (<http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/4012.pdf>)
- SCHÄFER, A., 2009.** Moore und Euros – die vergessenen Millionen. Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie 43(4): 156–160.
- SCHOLZ, M., MEHL, D., SCHULZ-ZUNKEL, C., KASPERIDUS, H.D., BORN, W., HENLE, K., 2012.** Ökosystemfunktionen in Flussauen. Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Treibhausgas-Senken-/Quellenfunktion und Habitatfunktion. Naturschutz und biologische Vielfalt 124. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- SCHOLZ, M., STAB, S., DZIOK, F., HENLE, K., 2005.** Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 4. Weißensee Verlag, Berlin.
- TOCKNER, K., STANFORD, J.A., 2002.** Riverine floodplains: present state and future trends. Environmental Conservation 29: 308–330.
- TREPEL, M., 2009.** Nährstoffrückhalt und Gewässerrenaturierung. Korrespondenz Wasserwirtschaft 2: 211–215.
- TURNER, R.K., GEORGIOU, S., FISHER, B. (HRSG.), 2008.** Valuing Ecosystem Services: The Case of Multi-Functional Wetlands. Earthscan Publications Ltd, London.
- ZEBISCH, M., GROTHMANN, T., SCHRÖTER, D., HAASE, C., FRITSCH, U., CRAMER, W., 2005.** Klimawandel in Deutschland. Vulnerabilität und Anpassungsstrategien klimasensitiver Systeme. UBA-Texte 08/2005. Umweltbundesamt, Dessau. Download 20.10.2014 (<http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/2947.pdf>)

KOORDINIERENDE AUTORINNEN UND AUTOREN
CHRISTINE BERTRAM, RALF DÖRING, KATRIN REHDANZ

AUTOREN
JACOBUS HOFSTEDE, ASTRID KOWATSCH

GUTACHTERINNEN UND GUTACHTER
EDUARD INTERWIES, CHRISTINE WENZEL

8.1	Einleitung	183
8.2	Ökosystemleistungen der Meere und Küsten	183
8.3	Auswirkungen des Klimawandels auf Ökosystemleistungen	185
8.4	Küstenschutzmaßnahmen zur Anpassung an den Klimawandel	185
8.4.1	Überblick über Anpassungsstrategien und -maßnahmen	185
8.4.2	Beispiel Rückdeichung	186
8.5	Folgen der Klimapolitik für die Ökosystemleistungen der Küsten und Meere	188
8.6	Fazit	188
	Literatur	188

KERNAUSSAGEN

- ▶ Meeres- und Küstenökosysteme stellen wichtige Ökosystemleistungen zur Verfügung. Neben der Bereitstellung von Nahrungsmitteln und Erholungsmöglichkeiten sind in Bezug auf den Klimawandel insbesondere der Schutz vor Stürmen und Küstenerosion sowie die Funktion als CO₂-Senke relevant.
- ▶ Die Meeres- und Küstenökosysteme verändern sich durch den Klimawandel mit Folgen für die Artenvielfalt und die Wasserstände. So ist nach derzeitigem Kenntnisstand bis 2100 mit einem Meeresspiegelanstieg von 20–80 cm an den norddeutschen Küsten zu rechnen. Durch eine für die Zukunft erwartete weitere Erwärmung des Wasserkörpers können sich außerdem die Verbreitungsgebiete von Tier- und Pflanzenarten noch stärker als bisher verschieben, was zu Veränderungen im gesamten Nahrungsnetz führen kann.
- ▶ In Bezug auf die deutschen Meere und Küsten ist vor allem das Thema Anpassung an den Klimawandel relevant, da durch den Anstieg des Meeresspiegels und erhöhte Sturmflutwasserstände die Anforderungen an den Küstenschutz zunehmen werden.
- ▶ An der Nordsee ist wegen der großen zusammenhängenden Niederungsgebiete die Verteidigung der Küstenlinie eine angemessene Maßnahme zum Küstenschutz und wird dies auch in Zukunft bleiben.
- ▶ Rückzugsmaßnahmen können insbesondere an der Ostsee realisierbar sein und hier die gleichzeitige Erreichung von Natur- und Klimaschutzzielen ermöglichen (z. B. bei der (Wieder-)Einrichtung von Überflutungsräumen). Sie können unter bestimmten Voraussetzungen ein volkswirtschaftlich besseres Kosten-Nutzen-Verhältnis aufweisen als traditionelle Küstenschutzmaßnahmen.

8.1 EINLEITUNG

Meeres- und Küstenökosysteme stellen wichtige Ökosystemleistungen (ÖSL) zur Verfügung. Neben der Bereitstellung von Nahrungsmitteln und Erholungsmöglichkeiten sind in Bezug auf den Klimawandel insbesondere der Schutz vor Stürmen und Küstenerosion sowie die Funktion als CO₂-Senke relevant. Die Bereitstellung dieser ÖSL wird jedoch durch verschiedene Belastungen und Nutzungskonkurrenzen beeinträchtigt, die u. a. aus der Fischerei, dem maritimen Transport, der Verschmutzung mit Abfällen und Schadstoffen, der Anreicherung von Nährstoffen und der Sedi-mentversiegelung resultieren (z. B. OSPAR, 2010; HELCOM, 2013). Diesen Belastungen versucht man mithilfe von Meeresschutzmaßnahmen im Rahmen internationaler Abkommen (OSPAR, HELCOM) sowie mit Richtlinien auf EU-Ebene (insbesondere Wasserrahmenrichtlinie – WRRL, 2000; Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie – MSRL, 2008; FFH-Richtlinie – FFH, 1992; und Vogelschutz-Richtlinie – VRL, 2009) entgegenzuwirken.

Der Klimawandel kann das Erreichen der Naturschutzziele dieser Richtlinien und Abkommen allerdings erschweren

(z. B. was die Erholung von Fischbeständen oder die Verminderung der Eutrophierung betrifft), denn er hat vielfältige Auswirkungen auf die Meeres- und Küstenökosysteme und verstärkt einige bereits existierende Belastungen (siehe auch Kapitel 3.2 und 8.2). Die projizierte Beschleunigung des Meeresspiegelanstieges macht Küstenschutzstrategien für die überflutungsgefährdeten Küstenniederungen Norddeutschlands unumgänglich. Darüber hinaus ergeben sich neue Nutzungskonkurrenzen und potentielle Belastungen durch klimapolitische Maßnahmen zur Vermeidung des Klimawandels wie z. B. den Ausbau der Offshore-Windkraft (siehe auch Kapitel 3.3.5). Trotz der großen Bedeutung der Meeres- und Küstenökosysteme für die Bereitstellung von ÖSL ist das Wissen um die ökologischen Zusammenhänge und Wirkungsweisen von Schutzmaßnahmen insgesamt noch sehr begrenzt.

8.2 ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN DER MEERE UND KÜSTEN

Küsten- und Meeresökosysteme stellen eine Reihe von ÖSL zur Verfügung, von denen Menschen profitieren (siehe Tabelle 8.1). Die Bereitstellung von Lebensmitteln und die

kulturellen Leistungen Erholung und Freizeit sind hier besonders hervorzuheben. Diese werden im zweiten Bericht von Naturkapital Deutschland »Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen und ihre Inwertsetzung« aufgegriffen und genauer beleuchtet.

In Bezug auf die Mitigation des Klimawandels ist vor allem die Gas- und Klimaregulation relevant, denn die Ozeane sind eine Netto-CO₂-Senke. Im Jahr 2011 nahmen sie weltweit 2,6 Mrd. t C aus der Atmosphäre auf, was ca. einem Viertel des jährlichen globalen Ausstoßes entspricht (Le Quéré et al., 2012). Die Ozeane stellen somit einen Puffer dar, der den Treibhauseffekt in der Atmosphäre dämpft. Andererseits führt die Aufnahme von CO₂ auch zu negativen Effekten für die Meeresökosysteme selbst, da durch die zunehmende Versauerung kalkbildende Organismen und Ökosysteme wie z. B. Korallenriffe bedroht sind (z. B. Gattuso und Hansen, 2011). Darüber hinaus leistet die Küstenvegetation (Salz- und Seegraswiesen, Mangroven) weltweit einen

erheblichen Beitrag zur Speicherung von CO₂ (z. B. Fourqurean et al., 2012).

Die Küstenvegetation bietet auch Schutz gegen Stürme und Küstenerosion. So verringern Mangrovenwälder nachgewiesenermaßen die Belastungen der Küsten (Erosion, Hochwasser) durch Sturmfluten und Tsunamis, in dem die Energie in der Wassersäule durch Reibung im Geäst unschädlich gemacht wird. Salzwiesen an den deutschen Küsten haben eine vergleichbare Funktion nur bei niedrigeren Sturmfluten; bei sehr schweren Sturmfluten sind sie wegen der großen Wassertiefen wirkungslos. Falls eine Salzwiese jedoch vor einer Küstenschutzanlage liegt, reduziert sie – im Falle eines Versagens der Schutzanlage – effektiv die Menge des in die Niederung einströmenden Wassers und damit die zu erwartenden Schäden (GPK, 2012).

Die ÖSL können nur dann nachhaltig und in vollem Umfang genutzt werden, wenn die Ökosysteme intakt und aus-

TABELLE 8.1 ▶ Ökosystemleistungen der Küsten und Meere im Überblick.
(Darstellung in Anlehnung an Bertram und Rehdanz, 2013; Klassifikation basierend auf Haines-Young und Potschin, 2013)

Versorgungsleistungen
▶ Pflanzliche und tierische Nahrungsmittel (Fisch, Meeresfrüchte, Algen) ▶ Pflanzliche und tierische Rohstoffe ▶ Genetische Ressourcen und medizinische Wirkstoffe
Regulierungs- und Erhaltungsleistungen
▶ Regulierung von Schadstoffen und Abfällen durch biologische und ökosystemare Prozesse (Abbau, Festlegung, Filtration und Verdünnung) ▶ Gas- und Klimaregulation (lokal und global) ▶ Schutz vor Stürmen und Erosionskontrolle
Kulturelle Leistungen
▶ Erholungs- und Freizeitaktivitäten ▶ Ästhetik und Naturerlebnis ▶ Naturerbe und Identität ▶ Spirituelle und symbolische Bedeutung ▶ Wissenschaft und Bildung ▶ Existenzwert und Vermächtnis an zukünftige Generationen

reichend widerstandsfähig gegenüber anthropogenen Veränderungen sind und dies bei der Nutzung berücksichtigt wird.

8.3 AUSWIRKUNGEN DES KLIMAWANDELS AUF ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN

Wie bereits in der Einleitung erwähnt, hat der Klimawandel zahlreiche Auswirkungen auf die Meeres- und Küstenökosysteme (siehe auch Kapitel 3) und erschwert zum Teil die Erreichung von Umwelt- und Naturschutzzielen. Bezogen auf die in Tabelle 8.1 vorgestellte Klassifizierung von ÖSL lassen sich die möglichen Auswirkungen des Klimawandels auf selbige und damit den Menschen wie folgt veranschaulichen:

Zunächst hat der Klimawandel Auswirkungen auf die marinen Ökosysteme, was insbesondere die Versorgungsleistungen negativ beeinflussen kann. So kann es z. B. zu einer Beeinträchtigung von Fischlaichplätzen (Dippner et al., 2008) und Seegrasbeständen kommen (OSPAR, 2010). Der Klimawandel kann außerdem Änderungen der Artenzusammensetzung und Störungen im Nahrungsnetz (Verhungern von Fischlarven, reduzierte Reproduktion) bewirken (OSPAR, 2010; Dippner et al., 2008). Das bedeutet auch, dass sich die Fischerei möglicherweise auf eine Änderung der kommerziell nutzbaren Bestände einstellen muss.

Daneben werden im Bereich der kulturellen ÖSL vor allem der Tourismus und die Möglichkeiten zur Erholung an der Küste durch den Klimawandel langfristig beeinflusst. Eine Beeinträchtigung ist z. B. durch Sand- bzw. Uferabtrag an Badestränden und Campingplätzen möglich. Zum anderen kann auch eine verminderte Badewasserqualität z. B. durch Quallen, Algenblüten, Cyanobakterienblüten oder Trübstoffe die Folge sein. Steigende Luft- und Wassertemperaturen könnten hingegen die Besucherzahlen an der deutschen Nord- und Ostsee erhöhen (Heinrichs, 2011).

Auch die Fähigkeit der Ozeane CO₂ aufzunehmen wird sich möglicherweise verringern (OSPAR, 2010). Höhere Sturmflutwasserstände könnten außerdem zu Schäden an Schutzdeichen, Hafen- und Verkehrsinfrastruktur sowie an Bauwerken entlang der Küste führen, was einer Beeinträchtigung von Regulierungs- und Erhaltungsleistungen entspricht.

Insbesondere die ökosystemaren Effekte des Klimawandels könnten nur verhindert werden, wenn der Klimawandel nachhaltig verringert oder gestoppt würde. An manche Veränderungen kann sich der Mensch jedoch anpassen und so seine Vulnerabilität gegenüber den Auswirkungen des Klimawandels verringern. In Norddeutschland spielt in diesem Rahmen vor allem die Anpassung an den Meeresspiegelanstieg mithilfe von Küstenschutzmaßnahmen eine große Rolle. Diese werden im nächsten Abschnitt genauer erläutert und es werden Überlegungen zu Kosten und Nutzen solcher Anpassungsmaßnahmen angestellt.

8.4 KÜSTENSCHUTZMASSNAHMEN ZUR ANPASSUNG AN DEN KLIMAWANDEL

8.4.1 Überblick über Anpassungsstrategien und -maßnahmen

Die deutschen Küsten werden von der durch den IPCC (2013) prognostizierten Beschleunigung des Meeresspiegelanstieges infolge der globalen Klimaerwärmung besonders betroffen sein. Langfristig ist mit zunehmendem Küstenabbruch und erhöhten Sturmflutwasserständen zu rechnen. Etwa 2,5 Mio. Menschen leben in den etwa 12.000 km² großen potentiell überflutungsgefährdeten Küstenniederungen Norddeutschlands und sind entsprechend auf Küstenschutz angewiesen (Hofstede et al., 2009). Drei Küstenschutzstrategien formuliert der IPCC (1990):

- ▶ Rückzug: Verlassen der gefährdeten Küstenniederungen
- ▶ Anpassung: angepasste Nutzungen in den gefährdeten Küstenniederungen, und
- ▶ Verteidigung: Schützen der gefährdeten Küstenniederungen.

Derzeit liegt der Fokus in Deutschland auf der Verteidigung mithilfe von »harten«, investitionsbasierten (z. B. Deiche und Buhnen) und »weichen«, ökosystembasierten (z. B. Sandaufspülungen, Vorlandarbeiten) Küstenschutzmaßnahmen (GPK, 2012). Obwohl eine Sandaufspülung zu ökologischen Beeinträchtigungen führt, ist diese weiche Maßnahme aus ökologischer Sicht gegenüber sonst erforderlichen harten Maßnahmen (z. B. Deichausbau) zu bevorzugen (Menn et al., 2003; CPSL, 2005). Wenn der Sand aus dem Meer entnommen wird, kann die Maßnahme durch den de facto

¹Informationen über aktuelle Forschungsprojekte, die sich mit dem Küstenschutz an Nord- und Ostsee beschäftigen, sind auf den folgenden Seiten im Internet verfügbar: Nordsee: www.klimzug-nord.de, www.nordwest2050.de; Ostsee: <http://klimzug-radost.de>

erfolgten Import von Sand in das Küstenökosystem zum Ausgleich des Meeresspiegelanstiegs beitragen; eine »Win-win-Situation«. In diesem Zusammenhang wird derzeit auch untersucht, wie das sogenannte »Ertrinken des Wattenmeeres« bei zu starkem Meeresspiegelanstieg verhindert werden kann.¹

An einigen Stellen erfolgt inzwischen ein Rückbau von Deichen, um so im Sinne einer Renaturierung neue Überflutungsräume zu schaffen. Beispiele sind die Langwarder Groden an der Weser und der Sommerpolder auf Langeoog. An diesen Stellen wurden Sommerdeiche geschleift. Auch an der Ostseeküste gibt es Beispiele wie die Karrendorfer und Kooser Wiesen bei Greifswald. Diese Maßnahmen sind aber eher selten. Da der Rückbau von Deichen positive Wirkungen auf die natürlichen Strukturen, Funktionen und Ressourcen der Küstenökosysteme hat, werden nachfolgend Kosten und Nutzen einer solchen Maßnahme einander gegenübergestellt. Die Maßnahme »Sundische Wiese« soll zusätzlich als Fallbeispiel genauer vorgestellt werden.

8.4.2 Beispiel Rückdeichung

Kosten einer Rückdeichung

Im Falle einer Rückdeichung entstehen zunächst direkte Kosten aus der Deichverlegung. Im Hinterland des bisherigen Deiches muss – falls vorhanden – die bestehende zweite Deichlinie ertüchtigt oder eventuell vorhandene Siedlungen müssen durch neue Maßnahmen geschützt werden. Weiterhin muss der bisherige Deich zurückgebaut, zumindest aber geschlitzt werden. Darüber hinaus ist die Entwässerung des hinter der ertüchtigten zweiten Deichlinie bzw. dem neuen Deich liegenden Gebietes zu gewährleisten, z. B. durch den Neubau von Sielen oder Schöpfwerken sowie die Anlage von Speicherbecken.

Indirekte Kosten können durch notwendige Umsiedlungen von Menschen und die Verlagerung von Infrastruktur (z. B. Straßen, Bahnlinien) entstehen. In diesem Zusammenhang ist relevant, dass das Deutsche Grundgesetz sehr hohe Hürden für Umsiedlungen festlegt. Üblicherweise besteht bei den Einwohnern in den Küstenniederungen ein starkes Heimatgefühl bzw. eine starke Verbundenheit mit dem »eigenen Grund und Boden«.

Nutzen einer Rückdeichung

Die Veränderung der Artenzusammensetzung auf der ausgedeichten Fläche ist positiv im Sinne der Biodiversität zu werten. Aufgrund des besonderen Charakters dieses

Ökosystems – regelmäßige Überflutung mit salzhaltigem Wasser – siedeln sich salztolerante Arten an, die sonst sehr selten sind. Weiterhin wird auf den ausgedeichten Flächen die natürliche Hydrodynamik wiederhergestellt. Nach einer gewissen Anpassungszeit können sich natürliche morphologische Strukturen (erneut) bilden. Die regelmäßigen Überflutungen mit schwebstoffbeladenen Wassermassen können zu einer Erhöhung des ausgedeichten Geländes und damit zu einem Ausgleich des Meeresspiegels beitragen. Allerdings führt dies automatisch zu einem Sedimentdefizit in den umliegenden Bereichen. Insgesamt sind natürliche Systeme robuster bzw. haben eine höhere Widerstandskraft gegenüber Änderungen, was gerade in Anbetracht des Klimawandels und den daraus folgenden zunehmenden Belastungen der Küstenökosysteme Bedeutung erlangt. Entstehen Küstenüberflutungsmoore (z. B. an der Ostseeküste), wird Biomasse in Form von Torf akkumuliert und so Kohlenstoff fixiert.

Evaluierung einer Rückdeichung

Die obigen Ausführungen zeigen, dass Deichrückverlegungen als Renaturierungs- oder ggf. Kompensationsmaßnahmen bei bestimmten Rahmenbedingungen sinnvoll sein können. Als reine Küstenschutzmaßnahme und/oder als Anpassungsmaßnahme an den Klimawandel ist deren Nutzen im Normalfall nicht ausreichend gegeben. Im Falle einer Sturmflut führen Rückdeichungen nicht zu einer merkbaren Reduzierung der Wasserstände in den umliegenden Bereichen; die (nachfließenden) Wassermassen der Nord- und Ostsee sind schlicht zu groß. Nur wenn die Kosten für rückwärtige Deiche und Entwässerung entfallen bzw. relativ gering sind, kann ein volkswirtschaftlicher Nutzen gegeben sein. Da es sich an der Nordseeküste um großflächig besiedelte Niederungen handelt, erscheinen solche Maßnahmen nur für die kleineren (isolierten) Niederungen an der Ostseeküste und auf einigen Inseln im Wattenmeer möglich und (durch die ökologische Wertsteigerung) volkswirtschaftlich sinnvoll. Ebenso ist ein volkswirtschaftlicher Nutzen bei der Ausdeichung von Sommerpoldern möglich.

Zu bedenken ist weiterhin, dass zwischen betrieblicher und volkswirtschaftlicher Perspektive zu unterscheiden ist, da die landwirtschaftliche Nutzung auch von den Agrarsubventionen für die Flächen abhängt (nur Flächenprämie vs. zusätzliche Agrarumweltmaßnahme bei Renaturierung). Somit könnte es finanzielle Anreize für Betriebe geben, einer Deichverlegung zuzustimmen. Wichtig ist noch zu analysieren, wie sich das Auseinanderfallen der Kosten und Nutzen (zeitlich und räumlich) auf die gesamtwirtschaftliche

INFOBOX 8.1

Fallbeispiel: Rückdeichung auf dem Darß (Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommern)

Die Sundische Wiese im Ostteil der Halbinsel Zingst gehört zur Kernzone des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft. Bei anstehenden Hochwasserschutzmaßnahmen sollten bisher durch Eindeichung und Entwässerung gekennzeichnete Grünlandflächen (Sundische Wiese) ausgedeicht und Siedlungsflächen durch einen neuen, kurzen Riegeldeich geschützt werden. Auf der Ausdeichungsfläche sollte damit der typische Lebensraum Salzgrasland wieder entstehen. Diese Hochwasserschutzvariante (mit Salzgrasland) wurde ökonomisch bewertet und mit der Variante ohne Ausdeichung, dafür aber mit Verstärkung des bestehenden Deiches (ohne Salzgrasland) in einer Kosten-Nutzen-Analyse verglichen (Beil et al., 2010). Dazu wurden die wesentlichen Kostenpunkte der Wasserwirtschaft (Investitionen und Unterhaltung) sowie der Landwirtschaft für beide Varianten zusammengestellt. Es zeigte sich, dass die »mit Salzgrasland«-Variante weniger Kosten

verursacht (vgl. Tabelle 8.2). Um auch den gesellschaftlichen Nutzen der Ausdeichungsmaßnahme zu erfassen, wurde eine Zahlungsbereitschaftsanalyse durchgeführt. Bezogen auf die konkrete Fläche von 806 ha ergab sich eine Zahlungsbereitschaft von rund 185 Tsd. € pro Jahr für das Salzgrasland. Die Ergebnisse zeigen, dass die Variante mit Salzgrasland volkswirtschaftlich vorzugswürdig ist, da die Kosten niedriger ausfallen. Statt 358 Tsd. € müssen »nur« 238 Tsd. € pro Jahr aufgewendet werden. Werden die Ergebnisse der Zahlungsbereitschaftsanalyse verrechnet, verbessert sich das Ergebnis für die Variante mit Salzgrasland um 185 Tsd. €. Das Beispiel verdeutlicht, dass hier der Hochwasserschutz (Anpassung an Klimawandel) unter Berücksichtigung des Erhalts bzw. der Wiederherstellung von Biodiversität volkswirtschaftlich vorteilhafter ist als eine reine Hochwasserschutzmaßnahme.

TABELLE 8.2 ► Kosten-Nutzen-Analyse einer Rückdeichung auf dem Darß (Quelle: Beil et al., 2010)

Projektwirkung	Bilanz für 806 ha (TSD €/a)		
	»mit Salzgrasland«	»ohne Salzgrasland«	Differenz
Wasserwirtschaft	–116	–148	32
Landwirtschaft	–122	–210	88
Saldo 1	–238	–358	120
		Verhältnis ohne / mit 1:1,5	
Zahlungsbereitschaft	+185	0	185
Saldo 2	–52	–358	305
		Verhältnis ohne / mit 1:6,8	

Beurteilung auswirkt. So fallen die meisten Kosten sofort an, die Nutzen erst über einen längeren Zeitraum.

8.5 FOLGEN DER KLIMAPOLITIK FÜR DIE ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN DER KÜSTEN UND MEERE

Wie im vorangegangenen Kapitel deutlich wurde, stellt die Anpassung an den Anstieg des Meeresspiegels eine Herausforderung für die Küstenregionen Norddeutschlands dar. Insbesondere der investitionsbasierte Küstenschutz kann zu Konkurrenzen mit Umwelt- und Naturschutzzielen führen; notwendige harte Schutzmaßnahmen sind entsprechend der gesetzlichen Regelungen auszugleichen. Der ökosystembasierte Küstenschutz, insbesondere durch Vorlandmanagement und Sandersatzmaßnahmen, kann dagegen auch Potentiale für den Umwelt- und Naturschutz bieten, wenn die erforderlichen Maßnahmen entsprechend naturverträglich gestaltet werden. Darüber hinaus ergeben sich potentielle Nutzungskonkurrenzen durch die Pläne der Bundesregierung, durch den Ausbau der Offshore-Windkraft dem Klimawandel entgegenzuwirken, sowie durch die potentielle Möglichkeit, CO₂ unter dem Meeresgrund zu speichern.

Meeres- und Küstenregionen stellen potentielle Standorte für die Erzeugung von Strom aus erneuerbaren Energieträgern dar – mit entsprechenden Auswirkungen auf die Meeres- und Küstenökosysteme und ihre ÖSL. So sieht die Bundesregierung in ihrem Energiekonzept aus dem Jahre 2010² für den Zeitraum bis 2030 in den deutschen ausschließlichen Wirtschaftszonen in Nord- und Ostsee den Bau von Offshore-Windparks mit einer Stromerzeugungskapazität von 25 GW vor. Dies hätte voraussichtlich weitreichende Folgen für die Bereitstellung von ÖSL, z. B. in Bezug auf das Vorkommen von Seevögeln und marinen Säugern (siehe auch Kapitel 3.3.5).

Darüber hinaus stellt der Meeresuntergrund einen potentiellen Speicherplatz für CO₂ dar. Im Rahmen von Carbon Capture and Storage (CCS) könnte CO₂, das z. B. in Kraftwerken produziert wurde, aufgefangen und unter dem Meeresboden in geologischen Formationen gespeichert werden. Das Potential dafür könnte in der gesamten Nordsee etwa in der Größenordnung dessen liegen, was zehn mittelgroße Steinkohlekraftwerke über eine Laufzeit von 40 Jahren an CO₂ produzieren.³ Die Potentiale dieser Technologie sowie ihre Risiken für marine Ökosysteme sind allerdings nicht geklärt und werden derzeit im Rahmen eines von der Europäischen Kommission geförderten Projekts untersucht (siehe z. B. <http://www.eco2-project.eu/>).

8.6 FAZIT

Für den Schutz von Meeres- und Küstenökosystemen vor den Folgen des Klimawandels gilt, wie für alle anderen Bereiche auch, dass verstärkt Anstrengungen zur Reduktion der globalen Treibhausgasemissionen unternommen werden müssen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass einige Maßnahmen, wie beispielsweise der Ausbau von Offshore-Windkraft, Effekte auf die Bereitstellung von marinen ÖSL haben können.

Viele Auswirkungen des Klimawandels werden sich aber selbst bei erheblichen Anstrengungen nicht mehr vermeiden lassen, was Anpassungsmaßnahmen erforderlich macht. Das Kapitel hat aufgezeigt, dass ökosystembasierte Anpassungsmaßnahmen, wie beispielsweise Vorlandmanagement oder Sandersatzmaßnahmen, möglich sind. Eine verstärkte Suche nach weiteren ökosystembasierten Anpassungsmaßnahmen sollte vorangetrieben werden. Die Einbeziehung der Bevölkerung in diesen Prozess scheint unerlässlich.

LITERATUR

BEIL, T., HAMPICKE, U., KOWATSCH, A., 2010. Ökonomische Bewertung der Biodiversität von Salzgrasland. In: Schickhoff, U., Seiberling, S. (Hrsg.), Entwicklung der Biodiversität in Salzgrasländern der Vorpommerschen Boddenlandschaft. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, 268–311.

BERTRAM, C., REHDANZ, K., 2013. On the environmental effectiveness of the EU Marine Strategy Framework Directive. Marine Policy 38: 25–40.

² <http://www.bundesregierung.de/Content/DE/StatischeSeiten/Breg/Energiekonzept/dokumente.html>

³ Persönliche Kommunikation, Klaus Wallmann, GEOMAR.

CPSL (TRILATERAL WORKING GROUP ON COASTAL PROTECTION AND SEA LEVEL RISE), 2005. Coastal Protection and Sea Level Rise – Solutions for Sustainable Coastal Protection in the Wadden Sea Region. Wadden Sea Ecosystem No. 21. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven.

DIPPNER, J.W., VUORINEN, I., DAUNYS, D., FLINKMAN, J., HALKKA, A., KÖSTER, F.W., LEHIKONEN, E., MACKENZIE, B.R., MÖLLMANN, C., MØHLENBERG, F., OLENIN, S., SCHIEDEK, D., SKOV, H., WASMUND, N., 2008. Climate-related marine ecosystem change. In: The BACC Author Team, Assessment of climate change for the Baltic Sea basin. Springer Regional Climate Studies. Springer, Berlin, Heidelberg, 309–377.

FFH – FAUNA-FLORA-HABITAT RICHTLINIE, 1992. Council Directive 92/43/EEC on the Conservation of natural habitats and of wild fauna and flora.

FOURQUREAN, J.W., DUARTE, C.M., KENNEDY, H., MARBÀ, N., HOLMER, M., MATEO, M.A., APOSTOLAKI, E.T., KENDRICK, G.A., KRAUSE-JENSEN, D., MCGLATHERY, K.J., SERRANO, O., 2012. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. Nature Geoscience 5: 505–509.

GATTUSO, J.-P., HANSEN, L. (HRSG.), 2011. Ocean Acidiciation. Oxford University Press, Oxford.

GPk, 2012. Generalplan Küstenschutz des Landes Schleswig-Holstein: Fortschreibung 2012. Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, Kiel.

HAINES-YOUNG, R., POTSCHIN, M., 2013. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003. Download: 21.10.2014 (http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seearev/GCCComments/CICES_Report.pdf)

HEINRICHS, H., 2011. Klimabedingte Änderungen im Wirtschaftssektor Tourismus. In: von Storch, H., Claussen, M. (Hrsg.) und Klima-Campus-Autoren-Team, Klimabericht für die Metropolregion Hamburg. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, 211–227.

HELCOM, 2013. HELCOM Baltic Sea Environment Fact Sheets for 2012. Download 21.10.2014 (<http://helcom.fi/Lists/Publications/BSEP134.pdf#search=HELCOM%20Baltic%20Sea%20Environment%20Fact%20Sheets%20for%202012>)

HOFSTEDE, J.L.A., BUSS, T., ECKHOLD, J.-P., MOHR, A., JÄGER, B., STROTMANN, T., THORENZ, F., 2009. Küstenschutzstrategien – Bericht einer FAK-Arbeitsgruppe. Die Küste 76: 1–74. Download 21.10.2014 (<http://www.kfki.de/files/dokumente/o/ko76101.pdf>)

IPCC, 2013: SUMMARY FOR POLICYMAKERS. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 1990. Strategies for adaptation to sea level rise. Report of the IPCC coastal zone management subgroup. Rijkswaterstaat, Den Haag.

LE QUÉRÉ, C., ANDRES, R.J., BODEN, T., CONWAY, T., HOUGHTON, R.A., HOUSE, J.I., MARLAND, G., PETERS, G.P., VAN DER WERF, G., AHLSTRÖM, A., ANDREW, R.M., BOPP, L., CANADELL, J.G., CIAIS, P., DONEY, S.C., ENRIGHT, C., FRIEDLINGSTEIN, P., HUNTINGFORD, C., JAIN, A.K., JOURDAIN, C., KATO, E., KEELING, R.F., KLEIN GOLDEWIJK, K., LEVIS, S., LEVY, P., LOMAS, M., POULTER, B., RAUPACH, M.R., SCHWINGER, J., SITCH, S., STOCKER, B.D., VIOVY, N., ZAEHLE, S., ZENG, N., 2012. THE GLOBAL CARBON BUDGET 1959–2011. Earth System Science Data Discussion 5: 1107–1157, doi:10.5194/essdd-5-1107-2012.

MENN, I., JUNGHANS, C., REISE, K., 2003. Burried alive: effects of beach nourishment on the infauna of an erosive beach in the North Sea. Senckenbergiana Maritima 32: 125–145.

MSRL – MARINE STRATEGY FRAMEWORK DIRECTIVE, 2008. Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy.

OSPAR – OSLO PARIS CONVENTIONS, 2010. QUALITY STATUS REPORT 2010. OSPAR Commission, London. Download 21.10.2014 (http://qsr2010.ospar.org/en/media/chapter_pdf/QSR_complete_EN.pdf)

VRL – VOGESCHUTZRICHTLINIE, 2009. Council Directive 2009/147/EC on the conservation of wild birds.

WRRL – WATER FRAMEWORK DIRECTIVE, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy.

SYNERGIEN UND KONFLIKTE VON KLIMAPOLITIK UND NATURSCHUTZ: ZUSAMMENFASSUNG UND HANDLUNGSOPTIONEN

KOORDINIERENDE AUTOREN

BERND HANSJÜRGENS, HENRY WÜSTEMANN

AUTOREN

CHRISTINE BERTRAM, ALETTA BONN, ALEXANDRA DEHNHARDT, RALF DÖRING,
ULRIKE DOYLE, PETER ELSASSER, VOLKMAR HARTJE, RITA JENSEN,
BERNHARD OSTERBURG, KATRIN REHDANZ, NORBERT RÖDER, MATHIAS
SCHOLZ, DANIELA THRÄN, KATRIN VOHLAND

MIT BEITRÄGEN VON

LISA BIBER-FREUDENBERGER, THORSTEN PERMIEN

GUTACHTERINNEN UND GUTACHTER

KARIN HOLM-MÜLLER, STEFAN MANN, GÜNTER MITLACHER, KLAUS MÜLLER

9.1	Rahmenbedingungen und Anknüpfungspunkte in der Biodiversitäts- und Klimapolitik	192
9.2	Handlungsoptionen und Instrumente in den einzelnen Handlungsfeldern	193
9.2.1	Landwirtschaftliche Produktion und Schutz von Dauergrünland	193
9.2.2	Schutz bestehender Moore und Wiedervernässung von kohlenstoffreichen Böden	196
9.2.3	Waldbewirtschaftung und Neuaufforstung	199
9.2.4	Renaturierung von Auen	200
9.2.5	Schutz der Küsten und Meere	204
9.3	Naturkapital und Klimaschutz – übergreifende Empfehlungen auf der Zielebene	204
9.4	Mittel und Wege zur Umsetzung – Empfehlungen auf der Instrumentenebene	207
	Literatur	208

KERNAUSSAGEN

- ▶ Die Klima- und Energiepolitik in Deutschland hat den Trend zur Intensivierung der Landwirtschaft, zum Grünlandumbruch und zur Entwässerung von Moorböden verstärkt. Dies führt zu einem vermehrten Ausstoß von Treibhausgasen und einer Beeinträchtigung der biologischen Vielfalt.
- ▶ In der Landwirtschaft bestehen kostengünstige Optionen zur Vermeidung von Treibhausgasemissionen, die durch entsprechende ordnungsrechtliche Vorgaben und/oder Anreizsysteme verstärkt genutzt werden sollten. Die Anknüpfungsfelder liegen in einem effizienteren Düngemiteleinsatz, der Erhaltung von Dauergrünland sowie einer naturschonenderen Produktion von Biomasse. Zentrales Problem eines wirkungsvollen Grünlandschutzes bleibt, dass die ökonomische Vorzüglichkeit des Grünlandes gegenüber Ackerbau verbessert werden muss.
- ▶ Eine verstärkte Einbindung des Moorbodenschutzes in die Klimaschutzprogramme ist aufgrund des günstigen Kosten-Nutzen-Verhältnisses von besonderer Relevanz. Der Vertragsklimaschutz auf Moorböden könnte eine den Vertragsnaturschutz ergänzende Möglichkeit sein, um die Wiedervernässung landwirtschaftlich genutzter Moorböden finanziell attraktiv zu gestalten.
- ▶ Im Forst- und Holzsektor ergeben sich drei Handlungsbereiche für einen möglichst naturschonenden Klimaschutz: (1) die Ausschöpfung noch existierender Aufforstungspotentiale zu naturnahen Wäldern (z.B. durch Nutzung von Sukzessionen); (2) die Steigerung der Dauerhaftigkeit bei der Verwendung von Holz anstelle konkurrierender Materialien (z.B. durch vermehrte Holzverwendung im Bauwesen); sowie (3) die Unterstützung einer nachhaltigen Waldnutzung national und weltweit.
- ▶ Um das Potential von Fließgewässerökosystemen neben dem Biodiversitätsschutz für den Klimaschutz und die Klimaanpassung nutzen und ausbauen zu können, ist primär eine Integration bisher getrennt betriebener Sektorpolitiken unabdingbar. Zentraler Ansatzpunkt für den Verlust an Auenflächen in Deutschland ist auch, dass für die multifunktionalen Leistungen von Auenflächen, z.B. für den Gewässer- und Klimaschutz, keine ausreichenden Kompensationszahlungen erfolgen.
- ▶ In den Meeresökosystemen sind keine direkten Maßnahmen denkbar, die eine Synergie zwischen Klimaschutz sowie der Erhaltung der Biodiversität herstellen. In Küstenökosystemen der Ostsee ist aber wegen geringer Gezeiten und niedriger zu erwartender Extremwasserstände verstärkt ein Rückbau von Deichen als Klimaanpassung zu erwägen, um so neue Überflutungsräume zu schaffen und zu mehr Biodiversität beizutragen.
- ▶ Um Synergien zwischen Klima- und Biodiversitätspolitik nutzen zu können, sind v. a. vier Empfehlungen auf der Ebene von Zielfestlegungen von Bedeutung: (1) Festlegung quantifizierter Ziele zur Einhaltung des anhaltenden »Flächenverbrauchs«; (2) Erhaltung von Ökosystemen mit hohem Senkenpotential; (3) Restaurierung degradierter Ökosysteme; (4) Etablierung einer klimaschutzorientierten Landnutzung.
- ▶ Für die Ausnutzung von Synergien zwischen Klima- und Biodiversitätspolitik wäre insbesondere die Etablierung eines Fonds für ökosystembasierte Klimapolitik angebracht, aus welchem für Klima- und Biodiversitätspolitik relevante Projekte gezielt gefördert werden könnten.

Dieses abschließende Kapitel zu »Naturkapital und Klimapolitik« verfolgt mehrere Ziele: Zuerst sollen einleitend die Rahmenbedingungen und Anknüpfungspunkte in der Biodiversitäts- und Klimapolitik angesprochen werden (Abschnitt 9.1). Daran anschließend wird in Abschnitt 9.2 zusammenfassend für die einzelnen, in den vorangegangenen Kapiteln behandelten Bereiche dargestellt werden, welche Synergien und Konflikte zwischen dem Biodiversitätsschutz und der Klimapolitik bestehen. Weiterhin wird gezeigt, welche Zielsetzungen in einzelnen Sektoren die Nutzung synergetischer Effekte im Bereich des Klima- und Biodiversitätsschutzes befördern (Abschnitt 9.3) und welche Instrumente und Handlungsoptionen in diesen Bereichen genutzt werden können (Abschnitt 9.4).

9.1 RAHMENBEDINGUNGEN UND ANKNÜPFUNGSPUNKTE IN DER BIODIVERSITÄTS- UND KLIMAPOLITIK

Für eine stärkere Verknüpfung von Handlungsoptionen für eine abgestimmte Politik zur Erhaltung von Naturkapital einerseits und Klimapolitik andererseits in Deutschland sind v.a. drei Politikbereiche auf der internationalen und europäischen Ebene relevant. Dies sind die internationale und europäische Biodiversitätspolitik, die internationale und europäische Klimaschutzpolitik und die für die Landnutzung bedeutsamen europäischen Sektorpolitiken, hier vorrangig die Agrarpolitik der EU.

Für die **Biodiversitätspolitik** ist das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD; UN-CBD, 1992) zentral. Die Konvention enthielt zunächst die Verpflichtung zur Erstellung von nationalen Strategien und Aktionsplänen zur Erhaltung der Biodiversität, wie z. B. die Nationale Biodiversitätsstrategie für Deutschland (BMU, 2007) oder auch die Europäische Biodiversitätsstrategie 2020 (European Commission, 2011). Auf der 10. Vertragsstaatenkonferenz der CBD 2010 wurden übergeordnete, konkrete Handlungsziele formuliert (sogenannte »Aichi-Targets«, siehe UNEP/CBD/COP/DEC/X/2), die unter anderem auch den besonderen Schutz und die Renaturierung von kohlenstoffreichen Ökosystemen für den Klimaschutz und das Zusammenspiel der verschiedenen Politikziele hervorheben. Die (Ko-)Finanzierung dieser Handlungsziele durch die Industrieländer muss allerdings noch in den Entwicklungsländern gesichert werden. Die nationalen Strategien sind auf die jeweilige nationale Situation zugeschnitten, die durch den Umfang der vorhandenen Biodiversität, das Ausmaß der Veränderungen natürlicher Ökosysteme und die Kapazitäten einer nationalen

Biodiversitätspolitik charakterisiert sind. Zu den wesentlichen Elementen der CBD gehört die Entwicklung konzeptioneller Innovationen wie z. B. der Ökosystemansatz als Grundlage staatlicher Landnutzungspolitik (siehe Infobox 9.1).

Der zweite wichtige Ausgangspunkt für die Diskussion von Zielen und Handlungsoptionen sind die internationalen und europäischen Rahmenbedingungen für die **Klimapolitik**. Im Vordergrund steht hier die internationale Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen (UNFCCC, 1992), in der die allgemeinen Ziele des globalen Klimaschutzes und seine Handlungsziele als Übereinkommen der internationalen Staatengemeinschaft formuliert wurden. Zentrales Ziel der Klimarahmenkonvention ist es, die Konzentration von Treib-

INFOBOX 9.1

Der Ökosystemansatz
von Lisa Biber-Freudenberger

Der Ökosystemansatz der CBD wurde als Rahmen für ein nachhaltiges, integriertes und langfristiges Ökosystemmanagement geschaffen. Hauptziel des Ökosystemansatzes ist es, Richtlinien für das Ökosystemmanagement im Spannungsfeld zwischen gesellschaftlicher Nutzung und dem Schutz von Biodiversität zu liefern, die in die Praxis umgesetzt werden können und konsistent mit den Zielen der CBD sind. Diese sogenannten »Prinzipien« definieren, wie die vielfältigen Wechselwirkungen zwischen der Gesellschaft und Biodiversität einschließlich der Nutzung von Ökosystemleistungen in Naturschutzmaßnahmen beachtet und eine nachhaltige Nutzung von Ökosystemen implementiert werden sollten. Ein weiterer Aspekt des Ökosystemansatzes ist die Forderung, Ökosysteme in einem wirtschaftlichen Zusammenhang zu begreifen. Damit liefert der Ansatz die politische Grundlage für eine ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen. Weiterhin legt der Ökosystemansatz Wert auf eine langfristige Sicherung von Ökosystemen und deren Leistungen ausgehend davon, dass Ökosysteme dynamischen Veränderungen und komplexen Interaktionen unterworfen sind und Auswirkungen des Ökosystemmanagements in seiner Gesamtheit auch auf angrenzende Ökosysteme beachtet werden sollten. Dieser integrative Charakter des Ansatzes liefert auch die Grundlage zur Umsetzung ökosystembasierter Anpassungsmaßnahmen und zur Integration von Biodiversitätsschutz und Klimawandelpolitik.

hausgasen (THG) in der Atmosphäre auf einem Niveau zu stabilisieren, auf dem eine gefährliche anthropogene Beeinträchtigung des Klimasystems verhindert wird (UNFCCC, 1992: Art. 2). Der im Rahmen des Kyoto-Protokolls (KP, 1997) erreichte Konsens über die Handlungsziele zu Umfang und Verteilung der Reduktionspflichten auf einzelne Staaten und Quellengruppen soll ab dem Jahr 2015 auf eine neue, breitere Basis unter Einbeziehung aller Industrie- und Schwellenländer gestellt werden.

Für Deutschland gelten die im Rahmen der EU festgelegten Reduktionsverpflichtungen, die über die Handlungsziele des Kyoto-Protokolls hinausgehen. Die klimapolitischen Ziele der EU konzentrieren sich auf die Minderung der Emissionsquellen aus der Nutzung fossiler Brennstoffe. Auf die Landnutzung wirken sich in diesem Zusammenhang die Förderung erneuerbarer Energieträger und die verstärkte energetische Nutzung der Biomasse aus. Trotz dieses Zusammenhanges besteht keine systematische landnutzungsorientierte Klimaschutzpolitik in der EU. Im Vordergrund der bisherigen Klimapolitik der EU steht zurzeit vielmehr die Konsolidierung der 2007 beschlossenen Handlungsziele und die Sicherung ihrer Umsetzung (Fischer und Geden, 2013). Allerdings zeichnet sich ein Einstieg in eine landnutzungsorientierte Klimaschutzpolitik ab: Der erste Schritt ist die jüngst verabschiedete Richtlinie der EU über die Standardisierung der Regeln zur LULUCF-Berichterstattung (Land Use, Land Use Change and Forests) und damit verbunden die Verpflichtung der Mitgliedsstaaten zur Aufstellung entsprechender Aktionspläne ab 2014 (EU, 2013a).

Die Ausgangslage in Deutschland ist durch eine fehlende systematische LULUCF-bezogene Klimapolitik gekennzeichnet. Allein im Forst- und Holzsektor mit den in Deutschland im internationalen Vergleich strengen Anforderungen an die Erhaltung der Waldflächen gibt es eine gute Basis für eine Klimapolitik im Bereich LULUCF. Die Förderung der Bioenergie stellt einen weiteren, wichtigen klimapolitischen Baustein mit Einfluss auf die Landnutzung dar. Andere Elemente einer LULUCF-bezogenen Klimapolitik sind Bestandteile der Naturschutzpolitik, der Agrar- und Forstpolitik.

Die Instrumente, die über die Landnutzung einen Einfluss auf den Klimaschutz oder die Anpassung an den Klimawandel haben, dienen häufig primär anderen umweltpolitischen Zielen, wie dem Gewässerschutz, der Erhaltung der Biodiversität, aber auch einkommens- und regionalpolitischen Zielen. Hierunter fällt eine Reihe von Instrumenten auf europäischer und/oder nationaler Ebene, die eine

indirekte Klimawirkung haben, wie z. B. die **Agrarpolitik der EU** und ihre nationale Umsetzung. Die instrumentelle Ausgangslage in der EU ist durch einen Politik-Mix gekennzeichnet, der eine große Bandbreite von ordnungsrechtlichen Instrumenten und ökonomischen Anreizen umfasst. Zu den ordnungsrechtlichen Instrumenten gehören u. a. das Naturschutzrecht (z. B. Gute fachliche Praxis, Eingriffsregelung, verschiedene Schutzgebietsregelungen einschließlich Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie), die Wasserrahmenrichtlinie und das Wasserhaushaltsgesetz des Bundes. Eine zentrale zweite Komponente stellen die anreizorientierten Instrumente der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) dar. Hierzu zählen sowohl die Instrumente der 1. Säule (Beihilfen) als auch die der 2. Säule (u. a. Gemeinschaftsaufgabe »Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes« (GAK), Agrarumweltmaßnahmen, Ausgleichszulage, Ökologischer Landbau, investiver Naturschutz). Die Förderung im Rahmen der GAP ist über die sog. »Cross Compliance« mit der Umsetzung der ordnungsrechtlichen Instrumente verknüpft und kann so mittelbar Wirkung auf klimapolitische Ziele entfalten. So können Verstöße gegen ordnungsrechtliche Auflagen (z. B. Düngeverordnungen) bzw. die Grundsätze der Betriebsführung (z. B. Beseitigung von Landschaftselementen) zu Kürzungen der Förderung führen. Darüber hinaus sind die klimapolitischen Instrumente wie die Einspeisevergütung im Rahmen des Erneuerbaren Energiengesetzes (EEG) und die Biokraftstoffquoten relevant (Schramek et al., 2012).

9.2 HANDLUNGSOPTIONEN UND INSTRUMENTE IN DEN EINZELNEN HANDLUNGSFELDERN

9.2.1 Landwirtschaftliche Produktion und Schutz von Dauergrünland

Steigerung der Ressourceneffizienz

Für die Landwirtschaft beziehen sich Ziele des Biodiversitäts- und Klimaschutzes v. a. auf die Erhaltung wertvoller Grünlandbestände (extensivere Nutzung, Vermeidung von Grünlandumbruch), die Extensivierung der Landnutzung (Agrarumweltmaßnahmen, Ökolandbau), die Steigerung der Stickstoffeffizienz in der gesamten Produktionskette, die Verringerung der THG-Emissionen und eine Erhöhung der Strukturvielfalt auf den landwirtschaftlichen Flächen durch die Schaffung von Strukturelementen (siehe Kapitel 4).

Die landwirtschaftliche Nutzfläche in Deutschland wird meist intensiv bewirtschaftet. Dies führt zusammen mit fruchtbaren Böden und günstigen Klimabedingungen zu im internationalen Vergleich hohen Erträgen nutzbarer

Biomasse pro Flächeneinheit. Aufgrund des weltweiten Bevölkerungswachstums ist von einer steigenden Nachfrage nach Nahrungsmitteln in den Schwellen- und Entwicklungsländern auszugehen, zumal zumindest kurz- und mittelfristig eine signifikante Änderung des Nahrungsmittelkonsums (etwa Änderungen des Fleischkonsums) in den Industrieländern nicht zu erwarten ist.

Mithilfe einer »**nachhaltigen Intensivierung**« (**sustainable intensification**) (Garnett und Godfray, 2012; Taube, 2012) sollen zum einen die Versorgungssicherheit mit Nahrungsmitteln vor dem Hintergrund zunehmender Ressourcenverknappung und zum anderen die Erhaltung wesentlicher Ökosystemfunktionen und -leistungen agrarischer Ökosysteme hinsichtlich Klima-, Boden- und Wasserschutz sowie Biodiversität gewährleistet werden. Das Konzept verfolgt somit eine Integration verschiedener Funktionen in die landwirtschaftliche Flächennutzung (Garnett und Godfray, 2012; Taube, 2012; Tscharnke et al., 2012). Vor dem Hintergrund einer weltweit steigenden Nachfrage nach Lebensmitteln ist insbesondere bei Ansätzen, die auf eine Extensivierung der Landnutzung in Deutschland hinauslaufen, zu überprüfen, inwieweit die in Deutschland durch die Extensivierung erzielten positiven Effekte für Klima- und Biodiversitätsschutz möglicherweise direkt oder indirekt negative Effekte bei der Produktion von Nahrungsmitteln in anderen Ländern fördern bzw. diese aufwiegen können.

Eine zentrale Klimaschutzmaßnahme in der Landwirtschaft ist die **Senkung des Stickstoffüberschusses**. Eine Reduktion dieses Überschusses steigert nicht nur die Ressourceneffizienz, sondern senkt die Nitratbelastung von Oberflächen-, Grundwasser und Meeren und die aus Ammoniakemissionen resultierende N-Deposition. Diese belastet empfindliche Landökosysteme durch Eutrophierung und Versauerung. Landwirtschaftliche Betriebe können diesbezüglich ihre N-Überschüsse durch verschiedene Maßnahmen reduzieren; hierzu zählen die Optimierung der Düngeplanung, der Düngetechnik, des Wirtschaftsdüngermanagements und der Düngezeitpunkte sowie eine N-reduzierte Fütterung (Osterburg und Tehen, 2012; Flessa et al., 2012). Staatliches Handeln kann hier an mehreren Stellen ansetzen (vgl. z. B. WBA, WBD und SRU, 2013):

- ▶ Sensibilisierung der Landwirte für einen effizienten Einsatz von Stickstoff über Beratungsangebote,
- ▶ Förderung von Investition in besonders effiziente Lagerungs- (z. B. Abdeckung von Gülle- und Gärrestlagern) und

Ausbringungsmethoden (z. B. Unterfußdüngung) in einer Übergangsperiode,

- ▶ Verschärfung des ordnungsrechtlichen Rahmens und Absenkung der gesetzlich zulässigen Überschüsse und Verluste (z. B. im Rahmen einer Novellierung der Düngeverordnung),
- ▶ Förderung der Forschung und Entwicklung in Bereichen mit Technologielücken (z. B. klimafreundliche Wirtschaftsdüngerausbringung im Grünland).

Schutz von Dauergrünland

Derzeit ist in Deutschland eine hohe Rate der **Grünlandumwandlung** zu beobachten. Dies hat mehrere Ursachen:

- ▶ Erstens ist der technische Fortschritt, und damit die Kostensenkung je produzierter Einheit, im Ackerbau deutlich höher als in der Grünlandwirtschaft.
- ▶ Zweitens profitiert die Wertschöpfung von Ackerflächen im Vergleich zu Grünland stärker von den staatlich gesetzten ökonomischen Anreizen (Einspeisevergütung des EEG, Biokraftstoffquote) und dem weltweit hohen Agrarpreinsniveau.
- ▶ Drittens kommt es aufgrund struktureller Änderungen in der Milchviehhaltung (zunehmende Einzeltierleistungen) zu insgesamt sinkenden Rinderbeständen und einem höheren Bedarf an leicht verdaulichem und energiereichem Grundfutter. Dadurch nimmt die Bedeutung des Grünlands als Futtergrundlage für die Tierhaltung ab.
- ▶ Viertens führte die Erweiterung der Flächenförderung auf Grünland im Jahre 2005 (vorher nur »historisches« Ackerland) dazu, dass Grünland auch nach der Umwandlung in Ackerland prämienberechtigt blieb (siehe BMVEL, 2005).

Die mit der Novelle des EEG 2012 erfolgte Reform der Förderung der Bioenergie schwächt jedoch einen zentralen Anreiz für die Umwandlung von Grünland in Ackerland ab.

Bestehende ordnungsrechtliche Instrumente aus dem Natur- und Wasserschutz bieten Möglichkeiten, den Grünlandschutz wirkungsvoll zu praktizieren (vgl. Schramek et al., 2012, S. 37ff.). Hier besteht allerdings ein erhebliches Umsetzungs- und Vollzugsdefizit durch die Länder. Der Schutz des Grünlandes über finanzielle Anreiz-Instrumente der GAP (Cross Compliance, Greening) ist nur die zweitbeste Lösung.

Diese Instrumente haben drei gravierende Nachteile im Vergleich zum Ordnungsrecht: Erstens definieren die europäischen Vorgaben ein sehr enges Korsett, das beinhaltet, welche Aspekte zur Erlangung von Fördermitteln adressiert werden können, wie der Schutz jeweils umzusetzen ist und wie Verstöße zu sanktionieren sind. Zweitens kann über Instrumente der GAP nur der Landnutzer und nicht der Landeigentümer erreicht werden, sodass die Anreizwirkung ins Leere laufen kann. Drittens führt eine Nichteinhaltung immer nur zu einer anteiligen oder vollständigen Kürzung der Förderung, nicht aber zu weiteren Kosten bzw. Nachteilen. Ist die Alternativnutzung des Grünlandes auch ohne Förderung der Grünlandnutzung betriebswirtschaftlich überlegen, so lohnt es sich für Betriebe, ganz oder teilweise aus der GAP-Förderung auszusteigen. Ein solcher Ausstieg wird umso interessanter, je niedriger die Direktzahlungen sind, deren Kürzung bei Nichteinhaltung droht. Der Vorteil dieses Ansatzes besteht darin, dass der Vollzug sichergestellt ist und von der EU überwacht wird.

Ab 2015 wird der Grünlandschutz nicht mehr über Cross-Compliance, sondern über das sog. »Greening« der Direktzahlungen umgesetzt. Diese Änderung hat mehrere Auswirkungen: So sinkt die maximale Sanktionshöhe bei Verstößen, da die Zahlungen höchstens um 37,5 % anstatt 100 % gekürzt werden können. In Deutschland ist ab 2015 jede Umwandlung von Grünland in Ackerland genehmigungspflichtig. Ferner darf Grünland in FFH-Gebieten selbst im Rahmen der Nabenerneuerung nicht umgebrochen werden. Tendenziell positiv für den Grünlandschutz ist die Erhöhung des maximalen Kofinanzierungssatzes auf 75 % für Maßnahmen mit Agrarumwelt- oder Klimabezug in der neuen ELER-Förderperiode zu werten (EU, 2013b). Dies erhöht für die Bundesländer den Anreiz, solche Maßnahmen anzubieten.

Zentrales Problem des Grünlandschutzes bleibt die ökonomische Vorzüglichkeit des Ackerbaus gegenüber dem Grünland.

Das zentrale Problem eines wirkungsvollen Grünlandschutzes bleibt, dass die ökonomische Vorzüglichkeit des Grünlandes gegenüber Ackerbau verbessert werden muss. Allerdings stellt sich die Frage, ob und welche Leistungen, die durch die Grünlandnutzung bereitgestellt werden, konkurrenzfähig zum Ackerbau sind. Mit der Grünlandbewirtschaftung sind vielfältige Leistungen (z. B. Produktion von Milch und Fleisch, Regulierung des Wasserhaushalts, Habitat für seltene Arten, Erhaltung der Bodenkohlenstoffvorräte) verbunden. Als Folge davon gibt es eine Vielzahl von

möglichen Erfolgskriterien (z. B. THG-Emissionen je kg Protein, Anzahl gefährdeter Arten je ha), die sich aber nicht gleichzeitig optimieren lassen.

Um Zielkonflikte zu reduzieren, mögliche Synergien zwischen unterschiedlichen Zielen zu nutzen und einen möglichst optimalen Ressourceneinsatz zu ermöglichen, ist die Nutzung und Abstimmung der verschiedenen Instrumente der Regional- und Landschaftsplanung zur Erhaltung und nachhaltigen Bewirtschaftung von Grünland sinnvoll. Die stärkere Konkretisierung und Differenzierung der Vorgaben des Fach- und Förderrechts sind hierbei ein wesentlicher Aspekt (vgl. Schramek et al., 2012). Hierzu zählen Vorgaben zum flächenscharfen Grünlanderhalt innerhalb definierter besonders sensibler Gebiete (Zielgebiete), die im Vergleich zur ackerbaulichen Nutzung zur Bereitstellung von Ökosystemleistungen in herausragendem Maße beitragen. Hier sind z. B. Hanglagen und Auen (Erosionsschutz), kohlenstoffreiche Böden (Klimaschutz) und geschützte Biotop und Flächen in Schutzgebieten des Naturschutzrechtes (Biodiversitätsschutz) zu nennen. In diesen Zielgebieten sind die allgemeinen Bewirtschaftungsauflagen bei Bedarf um weitere Managementvorgaben zu ergänzen, z. B. hinsichtlich maximaler Grundwasserflurabstände auf kohlenstoffreichen Böden.

Produktion von Energiepflanzen: verstärkt Synergien nutzen

Die Förderung erneuerbarer Energien hat in Deutschland zu einem Boom bei der Bereitstellung von landwirtschaftlich erzeugten Energiepflanzen geführt. Raps und Mais haben in den letzten Jahren aufgrund der Förderung der Biodiesel- und Biogasproduktion deutlich zugenommen. Der Schwerpunkt der Energiepflanzenförderung auf einjährige, intensiv bewirtschaftete Kulturen hat verschiedene Nachteile. Zum einen werden negative Umweltwirkungen der intensiven Landwirtschaft wie Nährstoffbelastungen, Verengung der Fruchtfolgen und verstärkter Pflanzenschutzmitteleinsatz erwartet (Nitsch et al., 2008; Dvorak et al., 2007; EEA, 2007; Schumann et al., 2010). Zum anderen stehen die so erzeugten Biomasseträger im Vergleich zu Holzbiomasse aus Klimaschutzsicht wesentlich ungünstiger da, weil die Emissionen aus der landwirtschaftlichen Produktion und der Bereitstellung von Produktionsmitteln wie Mineraldünger negativ zu Buche schlagen. Zudem ergeben sich CO₂-Vermeidungskosten durch Biotreibstoffe und Biogas auf Maisbasis, die über 100 € pro t CO₂-Äq liegen (WBA, 2007). Die Energieholzproduktion auf Kurzumtriebsplantagen (KUP) ist im Vergleich zu den einjährigen Ackerkulturen umwelt-

freundlicher und die energetische Verwendung der Aufwüchse ermöglicht Vermeidungskosten von unter 50 € pro t CO₂-Äq (WBA, 2007).

Die Förderung erneuerbarer Energien hat in Deutschland zu einem Boom der Energiepflanzenproduktion geführt.

Synergien zwischen der Energiepflanzenproduktion und der Bereitstellung von Ökosystemleistungen können insbesondere dann erreicht werden, wenn die Energiepflanze im Vergleich zur normalen Ackernutzung relativ extensiv geführt wird (z.B. mehrjährige Kulturen wie KUP oder die durchgewachsene Silphie (*Silphium perfoliatum*), es zu einer Anreicherung der Landschaft mit Strukturelementen kommt (z. B. KUP im Streifenanbau; siehe u. a. Schmidt und Glaser, 2009; Baum, 2012), oder die angebotene Kultur(mischung) aus einer Vielzahl an Arten besteht (Einsatz von Wildpflanzenmischungen in Biogasanlagen; siehe u.a. Vollrath, 2012; De-

genbeck et al., 2013). Allerdings ist gerade bei der Nutzung von Wildpflanzen oder Wildpflanzenmischungen zu bedenken, dass die Biomasse- und die nutzbaren Energieerträge je ha nur ungefähr die Hälfte der entsprechenden Werte von Silomais erreichen (Degenbeck et al., 2013; Vollrath, 2012). Als Folge davon sind die indirekten Landnutzungseffekte je kWh erzeugter Energie deutlich größer, wenn sie nicht auf ökologischen Vorrangflächen erfolgt.

9.2.2 Schutz bestehender Moore und Wiedervernässung von kohlenstoffreichen Moorböden

Insbesondere die Renaturierung von Moorböden auf Grünlandstandorten sowie die Nutzungsumwandlung bzw. Rückführung von ackerbaulich genutzten Moorstandorten sind zentrale Ziele des Naturschutzes in Deutschland. Eine standortgerechte Nutzung von Mooren und Moorböden birgt neben der Erreichung naturschutzfachlicher Ziele

übertragbar. Neben den Ländern Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern prüfen weitere Bundesländer die Einführung der MoorFutures, wobei die Übertragung auch eine Zielstellung des Positionspapiers der Länderarbeitsgemeinschaft Naturschutz (LANA) darstellt (Jensen et al., 2012).

Die Preise pro Tonne vermiedenes Kohlendioxidäquivalent (MoorFutures) variieren standortabhängig zwischen 35 € pro MoorFutures für den Standort Polder Kieve in Mecklenburg-Vorpommern und 67 € für den Standort Rehwiese in Brandenburg, bezogen auf eine Projektlaufzeit von 50 Jahren. Bis Ende 2012 konnten bereits mehr als 8.000 MoorFutures für den Polder Kieve verkauft werden.

Die Länder Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg verfolgen mit der Einführung der MoorFutures keine finanziellen Interessen, sondern möchten mit diesem Zertifikat auf die vielfältigen Leistungen der Moore hinweisen, um diese auch außerhalb von Expertenkreisen sicht- und erlebbar zu machen. Käufer sind derzeit in erster Linie lokale und internationale Unternehmen, aber auch Privatpersonen, die auf freiwilliger Basis ihre Treibhausgasbilanz verbessern möchten.

INFOBOX 9.2

Innovative Finanzierung der Renaturierung von Moorböden: MoorFutures von Thorsten Permien

Unter der Marke »MoorFutures – Ihre Investition in Klimaschutz« werden seit 2011 durch Wiedervernässung entstehende Emissionsminderungen auf dem freiwilligen Kohlenstoffmarkt angeboten (www.moorfutures.de). Ein MoorFuture steht für die Einsparung von einer Tonne Kohlendioxidäquivalent. Die Treibhausgasemissionen eines Moores werden mittels des GEST Ansatzes (siehe Kapitel 5) vor und nach der Maßnahme abgeschätzt. Der MoorFutures-Standard orientiert sich an dem Verified Carbon Standard (VCS), wobei viele rechtliche Grundlagen schon durch deutsches Recht geregelt sind, sodass der MoorFutures-Standard im Vergleich zu international anwendbaren Standards erheblich kostengünstiger und pragmatischer zu handhaben ist (Bonn et al., 2014).

Die freiwilligen Kohlenstoffmärkte erlauben es, stärker kommunikative Elemente in den Vordergrund zu stellen. Insbesondere die regionale Ausrichtung der Märkte schafft Vertrauen zwischen Investoren und Verkäufern (Permien, 2011). Die freiwilligen Märkte bieten zudem die Möglichkeit, auch für die Pflichtmärkte ggf. neue Projektkategorien wie MoorWiedervernässungen zu erschließen und vorzubereiten. Die MoorFutures sind gut handhabbar und auf andere Regionen

INFOBOX 9.3

Vertragsmodelle auf Moorstandorten von Rita Jensen

Für einen wirkungsvollen Klimaschutz müssen – neben den aus Naturschutzgründen schützenswerten Mooren – vor allem die landwirtschaftlich genutzten Moorflächen einbezogen werden. Hierfür bietet sich ein Modulsystem an, das vor allem in der Kombination die angestrebten Synergieeffekte erzielt. Das vorgeschlagene Modulsystem besteht aus einem Basisschutz I (in Modul II und III enthalten) mit wenig Auflagen und einer nur geringeren Förderung, einem Modul II für den Vertragsnaturschutz (VNS), bei dem der Schwerpunkt ausschließlich auf Naturschutzzielen liegt und einem Modul III für den Vertragsklimaschutz (VKS), welches den Schwerpunkt auf den Klimaschutz legt und vor allem Wasserstandsanhebungen beinhaltet. Das damit verbundene Treibhausgasminderungs-

potential bildet die Grundlage für die potentielle Förderung. Aus der Differenz zwischen Ist- und Zielzustand der Fläche, multipliziert mit einem festzulegenden Wert, z.B. einem ETS-Zertifikatpreis (z.B. 9 €) oder dem Wert für Klimafolgekosten (80–120 €), ergibt sich die potentielle Förderung. Finanziell besonders interessant werden die Vertragsklimaschutz-Varianten durch die Kombination mit dem Vertragsnaturschutz sowie der Betriebsprämie im Falle einer Nutzung (z.B. als Extensivgrünland).

Während die ersten beiden Vertragsvarianten bereits Anwendung finden, konnte der Vertragsklimaschutz in dieser Form bisher nicht umgesetzt werden.

TABELLE 9.1 ▶ THG-Minderungspotential und potentielle Förderung Vertragsklimaschutz. (Quelle: eigene Berechnungen)

Ist-Nutzung	GWP in t CO ₂ -Äq/ha/a	Zielzustand (Anstau –10 cm oder flurgleich)	GWP in t CO ₂ /ha/a	Emissionsminderung in GWP in t CO ₂ -Äq/ha/a	Potentielle Förderung in €/ha/a (eingessparte t CO ₂ x 9 €)	Potentielle Förderung in €/ha/a (eingessparte t CO ₂ x 80 €)
Acker (Niedermoor)	24	Extensivgrünland	15	9	81	720
Acker (Niedermoor)	24	Paludikultur (z. B. Erlennutzung)	1	23	207	1.840
Intensivgrünland (Niedermoor)	24	Extensivgrünland	15	9	81	720
Intensiv GL (Niedermoor)	24	Paludikultur (z. B. Röhrlicht)	5	19	171	1.520
Acker (Hochmoor)	24	Nutzungsaufgabe, Moorrenaturierung	3	21	189	1.680
Intensivgrünland (Hochmoor)	24	Nutzungsaufgabe, Moorrenaturierung	3	21	189	1.680
Extensivgrünland (Hochmoor), nass	15	Nutzungsaufgabe, Moorrenaturierung	3	12	108	960

TABELLE 9.2 ► Berechnungsbeispiele für denkbare Förderkombinationen auf genutzten Flächen.
(Quelle: Eigene Berechnungen)

Ist-Zustand	Zielzustand	Varianten des VKS (Modul III) in €/ha/a bei einem Zertifikatspreis 9 € pro t CO ₂ bzw. Klimafolgenkosten von 80 € pro t CO ₂	Ergänzung Modul II (VNS) in €/ha/a	Betriebsprämie bei Nutzung in €/ha/a (überschlägige Direktzahlung ab 2015 für Schleswig-Holstein)	Gesamtsumme Förderung in €/ha/a
Acker (Niedermoor)	Extensivgrünland	81 / 720	350	280	711 / 1.350
Acker (Niedermoor)	Paludikultur (Erlenwirtschaft)	207 / 1.840	350	280	837 / 2.470
Intensivgrünland (Niedermoor)	Extensivgrünland	81 / 720	350	280	711 / 1.350
Intensivgrünland (Niedermoor)	Paludikultur (Röhricht)	171 / 1.520	350	280	801 / 2.150

auch ein großes Potential im Rahmen der Klimamitigation, da entwässerte Moorflächen in Deutschland zu einer Freisetzung von ca. 41 Mio. t CO₂-Äq pro Jahr und somit zu ca. 30 % der Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft beitragen (UBA, 2012).

Moorbodenschutz leidet an der ökonomischen Vorteilhaftigkeit der landwirtschaftlichen Nutzung degenerierter Moorflächen.

Dass die Synergien zwischen dem Natur- und Klimaschutz durch eine Moorerenaturierung nicht genutzt werden, liegt an der ökonomischen Vorteilhaftigkeit einer landwirtschaftlichen Nutzung degenerierter Moorflächen und an den instrumentellen Gegebenheiten in Deutschland. Die erzielbaren Deckungsbeiträge der ackerbaulichen Nutzung variieren in Abhängigkeit der angebauten Frucht, dem Standort und dem zugrunde gelegten Preisniveau (siehe Abbildung 5.11). So reichen bei Schaller et al. (2013) die Deckungsbeiträge von 350 bis über 4.000 € pro ha und Jahr. Die höchsten Deckungsbeiträge werden in der intensiven Milchviehhaltung realisiert und die niedrigsten im extensiven Marktfruchtbau (Roggen). Im Grünland schwanken die Veredelungswerte in Abhängigkeit von der Intensität der Nutzung und der Veränderung des Aufwuchses zwischen 500 und 2.800 €/ha*a (Schaller et al., 2013). Legt man im Gegensatz zur kurzfristigen Perspektive bei einer Deckungsbeitragsrechnung eine lang- bis mittelfristige Perspektive

zugrunde, fallen die Kosten einer Nutzungsaufgabe aufgrund der höheren Flexibilität der Betriebe im Zeitablauf und der notwendigen Berücksichtigung von Fixkosten der Produktion deutlich geringer aus. Abbildung 5.10 (siehe Kapitel 5) verdeutlicht, dass der private Nutzen und die gesellschaftlichen Kosten und Transferzahlungen von intensiver Landnutzung auf entwässerten Niedermoorstandorten stark divergieren können. Mit MoorFutures gibt es ein erstes Instrument, um den freiwilligen Kohlenstoffmarkt für Emissionsreduktionen durch Wiedervernässung von Mooren in Deutschland zu erschließen (Infobox 9.2).

Im Bereich des Moorschutzes besteht die Forderung nach einem bundesweiten, konsistenten Moorschutzprogramm (SRU, 2012). Auch bieten die Fortführung und der Ausbau bestehender Agrarumweltprogramme Chancen für den Moorschutz im Rahmen der GAP (Jensen et al., 2012). Bei den skizzierten Agrarumweltmaßnahmen (Jensen et al., 2012) handelt es sich nach Auffassung der Naturschutzbehörden um Maßnahmen, die große Synergieeffekte im Hinblick auf übergeordnete Ziele haben. Zudem sollte für einen effektiven Schutz von Mooren und kohlenstoffreichen Böden der Klimaschutz stärker im Bodenschutzrecht verankert werden (LABO, 2011; SRU, 2012). Auch kann eine verstärkte Öffentlichkeitsarbeit und Umweltbildung die Wirksamkeit bestehender Instrumente im Moor- und Grünlandschutz erheblich steigern (Jensen et al., 2012; Stachow et al., 2011).

Die landwirtschaftliche Nutzung von Moorstandorten führt zu erheblichen Emissionen

Ein großer Teil der Moorflächen befinden sich in Deutschland in landwirtschaftlicher Nutzung (Jensen et al., 2012), was zu einer Entwässerung und erheblichen Emissionen klimaschädlicher Gase führt (siehe Kapitel 5). Im Prinzip stellt sich bei der landwirtschaftlichen Moornutzung ein vergleichbares Problem wie beim Grünlandumbruch. Falls der Ackerbau gegenüber der Grünlandnutzung (mit Wasserstandsregulierung) wirtschaftlich lukrativer ist, bestehen starke ökonomische Anreize zur Umwandlung und stärkeren Drainierung.

Der Vertragsklimaschutz auf Moorböden könnte eine den Vertragsnaturschutz ergänzende Möglichkeit bilden, um die Vernässung landwirtschaftlich intensiv genutzter Moorböden für die Betriebe finanziell attraktiv zu gestalten. Betroffen sind vor allem intensiv genutzte Niedermoorböden. Denkbar wäre diesbezüglich ein Modulsystem, das alle Intensitätsstufen einer Nutzung berücksichtigt (siehe Infobox 9.3).

9.2.3 Waldbewirtschaftung und Neuaufforstung

In Deutschland ist bereits seit Jahrzehnten die Flächenbilanz für die Wälder stabil bzw. leicht positiv (siehe hierzu Kapitel 6). Was ihre Gesamtfläche anbetrifft, stellen Wälder somit keine Netto-Emissionsquelle, sondern vielmehr eine Kohlenstoffsенke dar. Sie verringern die atmosphärische Kohlenstoffbelastung aktiv. Des Weiteren trägt die Holznutzung zum Klimaschutz bei (über die Speicherung von Kohlenstoff in Holzprodukten sowie über Substitutionseffekten), sodass eine Betrachtung der Klimawirkung von Wäldern ohne Betrachtung der nachgelagerten Verwendung von Holz zu Fehlschlüssen führt. Es zeigt sich, dass sich der Beitrag der deutschen Forstwirtschaft zur Entlastung der Atmosphäre durch Bewirtschaftungsvorgaben kaum substantiell steigern ließe – sowohl eine Intensivierung als umgekehrt auch ein umfangreicher Verzicht auf Holzproduktion würden sich per Saldo ungünstig auf die Emissionsbilanz auswirken, im ersten Fall wegen der Verkleinerung des Waldspeichers; im zweiten wegen der Verkleinerung des Holzproduktespeichers und der entsprechenden Substitutionsmöglichkeiten. In Bezug auf die Anpassung der Wälder an den Klimawandel ist festzustellen, dass hierfür recht gegensätzliche Ansatzpunkte bestehen (vgl. Kapitel 6, Infobox 6.1 zur Anpassung), sodass auch zum Problem der Anpassung keine universell einsetzbaren Problemlösungen zur Verfügung stehen.

Aufstockung des Waldklimafonds

Gleichwohl können sowohl zur Steigerung der Senkenleistung als auch für eine geeignete Anpassung der Wälder an den Klimawandel örtlich erhebliche Potentiale bestehen. Eine Politik, die diese nutzen und fördern will, muss daher an dem vorhandenen Wissen über die jeweiligen lokalen Gegebenheiten anknüpfen. Genau hier setzt der **Waldklimafonds** an, aus dem seit Mitte 2013 konkrete Anpassungs- und Mitigationsprojekte im Wald, Projekte zur Erhöhung des Holzproduktespeichers sowie begleitende Forschungs- und Kommunikationsmaßnahmen gefördert werden können (BMELV und BMU, 2013), bei weitest möglicher Ausnutzung von Synergien zwischen Klimaschutz, Anpassung der Wälder an den Klimawandel und Erhalt der biologischen Vielfalt.

Der Waldklimafonds muss finanziell besser ausgestattet und seine Finanzierung auf Dauer gesichert werden.

Der Waldklimafonds ermöglicht damit erstmalig eine direkte bundesstaatliche Finanzierung von Ökosystemleistungen, welche Wälder und Forstwirtschaft bislang unentgeltlich erbracht haben, und folgt so gleichzeitig dem Prinzip, Kosten und Nutzen der Bereitstellung von Leistungen in den Ökosystemen im jeweils möglichen Maße zu internalisieren. So sinnvoll und zielführend diese Konstruktion auch erscheinen mag, so unzureichend ist jedoch ihre derzeitige Mittelausstattung. Diese wurde bereits vor der offiziellen Etablierung des Fonds von ursprünglich in Aussicht gestellten 35 Mio. € jährlich auf etwa ein Fünftel reduziert; darüber hinaus ist die Finanzierung des Fonds langfristig nicht gesichert (vgl. Kapitel 6). In der heutigen Lage lassen sich daher zwar Demonstrations- und Pilotprojekte aus dem Fonds speisen; spürbare quantitative Auswirkungen auf die Emissionsbilanzen dürften von ihm mangels hinreichenden finanziellen Spielraums aber (noch) nicht ausgehen können. Es erscheint daher als wesentliche Forderung, den Waldklimafonds finanziell besser auszustatten und seine Finanzierung auf Dauer zu sichern. Alternative Finanzierungsansätze, wie etwa die Waldaktie in Mecklenburg-Vorpommern (Infobox 9.4), sind in diesem Zusammenhang sehr zu begrüßen.

Waldfläche vergrößern

Welche weiteren Handlungsoptionen existieren, zusätzliche (forstliche) Beiträge zu den weltweiten Klimazielen zu leisten, und wie kompatibel sind diese Möglichkeiten mit dem Anliegen, die biologische Vielfalt zu schützen? Im Wesentlichen scheint es hierfür drei Möglichkeiten zu geben. Eine dieser Möglichkeiten ist, die Waldfläche zu vergrößern.

Flächenpotentiale für die Anlage neuer Wälder bestehen nicht allein auf landwirtschaftlichen (Grenzertrags-) Flächen; vielmehr bieten sich zusätzliche Chancen etwa durch die Rekultivierung aufgelassener Braunkohletagebaue, durch Bewaldung urbaner und suburbaner Brachflächen sowie durch die Konversion ehemaliger militärischer Liegenschaften. Das daraus in Deutschland insgesamt zur Verfügung stehende Flächenpotential wurde auf etwa 300.000 ha beziffert (Elsasser, 2008), ist also durchaus nennenswert. Wie kompatibel eine solche Erweiterung der Waldfläche jeweils mit dem Ziel der Erhaltung biologischer Vielfalt (sowie auch anderen Ansprüchen an die Flächennutzung) ist, hängt stark von den lokalen Ausgangsbedingungen ab; so kann beispielsweise der Wunsch nach Erhaltung offenlandtypischer Artenzusammensetzungen örtlich auch gegen eine Waldzunahme sprechen. Ferner ist von Belang, mit welchen Baumarten neue Waldflächen begründet werden, und auf welche Weise dies geschieht. So weisen Hampicke et al. (2008) darauf hin, dass Sukzessionswälder gegenüber herkömmlich aufgeforsteten Wäldern häufig nicht nur bei betriebswirtschaftlicher Betrachtung überlegen erscheinen, sondern auch Vorteile im Bereich des Arten- und Biotopschutzes aufweisen.

Bei der Waldbegründung ehemals landwirtschaftlich genutzter Flächen sind neben den direkten Auswirkungen auf Habitate und die daran gebundenen Arten auch mögliche indirekte Effekte zu bedenken: Einerseits entfallen durch die Aufgabe der landwirtschaftlichen Produktion die damit oft verknüpften Belastungen durch Düngemittel und Pestizide. Andererseits kann eine weitere Verknappung der landwirtschaftlich nutzbaren Fläche weitere Intensivierungen auf der verbleibenden Produktionsfläche bewirken, welche weder im Naturschutz- noch im Klimaschutzinteresse wären (siehe oben).

Holzproduktespeicher erhöhen

Eine zweite Möglichkeit setzt nicht am Wald-, sondern am Holzproduktespeicher an. Der Holzproduktespeicher lässt sich vergrößern, indem die Dauerhaftigkeit der Verwendung von Holz in seinen verschiedenen Einsatzbereichen gesteigert wird. Hierfür gibt es sehr viele Ansatzpunkte – in der Bauwirtschaft (tragende Konstruktionen wie Dachstühle und Fachwerke), im Ingenieurholzbau (Spezialbauwerke wie z. B. Hallen), im Hausbau (Fußböden, Türen und Fenster, Trockenbaukonstruktionen, Geländer etc.), im Möbelbau wie auch in Spezialverwendungen (z. B. Waggon- und Bootsbau).

Der Holzproduktespeicher lässt sich vergrößern, indem die Dauerhaftigkeit der Verwendung von Holz in seinen verschiedenen Einsatzbereichen gesteigert wird.

Insbesondere vor dem Hintergrund der unausgeglichene Altersstruktur der deutschen Wälder (die mittelfristig zu einer verstärkten Nutzung erntereifer Waldbestände führen dürfte, vgl. Kapitel 6) müssen im Wald freigesetzte Kohlenstoffmengen möglichst weitgehend im Holzproduktespeicher aufgefangen werden, wenn die Senkenleistung des Forst- und Holzsektors insgesamt aufrechterhalten werden soll. Gleichzeitig ist es wichtig, die bereits heute in den Holzprodukten akkumulierten Kohlenstoffvorräte davor zu schützen, dass existierende Holzkonstruktionen nach und nach durch solche aus anderen Werkstoffen ersetzt werden.

Unterstützung von Walderhaltung und nachhaltiger Waldbewirtschaftung weltweit

Eine dritte Möglichkeit, von Deutschland aus in Bezug auf Wälder zu den weltweiten Klimazielen beizutragen, besteht in der Unterstützung von Walderhaltung und nachhaltiger Waldbewirtschaftung weltweit. Von der Verwendungsseite aus betrachtet bedeutet dies, dafür zu sorgen, dass ein möglichst großer Anteil des weltweit verwendeten Holzes aus nachhaltig bewirtschafteten Wäldern stammt. Hierfür bietet die Forst- und Produktkettenzertifizierung einen geeigneten und mittlerweile etablierten Ansatz. Er wirkt allerdings nur dort, wo die Holznachfrager hinreichend für Belange der Walderhaltung sensibilisiert sind. Zusätzlich muss daher die Entstehungsseite berücksichtigt werden. Auch hierfür existieren etliche etablierte Ansätze (z. B. technische Zusammenarbeit, Forschung); neue Anreizsysteme wie etwa REDD+ sind noch in der Entwicklung. Beide Seiten lassen sich durch das Prinzip der Sparsamkeit unterstützen: die Verwendungsseite, indem der weltweite Konsum von Holz und Holzprodukten möglichst sparsam erfolgt; und die Entstehungsseite, indem das weltweite Angebotspotential an nachhaltig produziertem Holz möglichst wenig eingeschränkt wird. In dieser Hinsicht können Forderungen nach umfangreichen Stilllegungen produktiver Wälder dann kontraproduktiv für das Walderhaltungsanliegen sein, wenn sie indirekt den Nutzungsdruck auf nicht nachhaltig bewirtschaftete Wälder weltweit erhöhen.

9.2.4 Renaturierung von Auen

In Deutschland hat der Verlust an autotypischen Lebensräumen dramatische Ausmaße angenommen (siehe Kapitel 7). Grund dafür ist ein Verlust an Überschwemmungsflächen, als Folge einer intensiven Landnutzung bzw. des Flächen-

INFOBOX 9.4

Die Waldaktie

von Thorsten Permien

Touristische Aktivitäten setzen Treibhausgase frei. Als Tourist*in möchte Mecklenburg-Vorpommern (MV) hier Antworten finden, die imagefördernd sind und nicht ausschließlich auf gesetzliche Initiativen abzielen. Die Waldaktie (www.waldaktie.de) ist ein solches Projekt. Die Grundidee: Kohlendioxid durch wachsendes Holz in Klimawäldern im eher walдарmen Mecklenburg-Vorpommern langfristig zu binden und Klimaschutz für Urlaubsgäste nachvollziehbar und tatsächlich erlebbar zu machen. Dafür war zunächst die Frage zu beantworten, wie hoch die Treibhausgasemission durch Urlaubsreisen nach MV ist (Bestimmung des touristischen CO₂-Fußabdruckes). Mit dieser Zahl ließen sich die zur Kohlenstoffbindung nötigen Aufforstungsflächen und die bei der Aufforstung anfallenden Kosten abschätzen.

Die Berechnungen ergaben, dass eine vierköpfige Urlaubsfamilie aus Deutschland (14 Tage Urlaub in MV, Reise im PKW, Mittelklassehotel, Aktivitäten) durchschnittlich etwa 850 kg CO₂ freisetzt. Dies entspricht etwa der Kohlenstoffmenge, die in 10 m² Wald gebunden werden kann. Um den Wald zu pflanzen und zu pflegen, fallen Gesamtkosten in Höhe von etwa 10 Euro an.

Auf dieser Grundlage wurde vom Umweltministerium, Tourismusverband und der Landesforstanstalt in Mecklenburg-

Vorpommern das Projekt Waldaktie entwickelt: Mit dem Erwerb einer symbolischen Waldaktie für 10 Euro wird gewährleistet, dass von den für diesen Geldwert gepflanzten Bäumen gut 800 kg CO₂ gebunden werden. Die Touristen können die Waldaktien unkompliziert über das Internet erwerben. Darüber hinaus werden alle Waldaktionäre zur Teilnahme an regelmäßig im Frühjahr und im Herbst stattfindenden Pflanzaktionen eingeladen. Die Pflanzaktionen helfen, den touristischen Eventkalender zu diversifizieren. Neben dem Erlebnis, Bäume zu pflanzen und die Ökosystemleistungen des Waldes kennenzulernen, kann die Verfolgung des wachsenden Waldes sich als Mittel zur langfristigen Kundenbindung erweisen (»Stammkunden durch Waldaktie«).

Derzeit werden in Mecklenburg-Vorpommern durch den Verkauf von rund 70.000 Waldaktien 13 Klimawälder sukzessive aufgeforstet bzw. sind es bereits, weitere sind geplant. Es gibt verschiedene internationale Ableger, wovon das Projekt »Waldaktie der Savanne« in Togo am weitesten fortgeschritten ist (www.waldaktie-savanne.de). Zunehmend engagieren sich auch Unternehmen und integrieren die Waldaktie in ihre CSR-Strategie. Das Projekt wurde mehrfach ausgezeichnet, u. a. im Rahmen der Standortoffensive »Deutschland – Land der Ideen« und der UN-Dekade Bildung für Nachhaltige Entwicklung.

verbrauchs für Siedlungs- und Verkehrsflächen. Naturnahe Flüsse und Flussauen gehören zu den artenreichsten Ökosystemen Mitteleuropas und besitzen somit einen hohen Wert für den Biodiversitätsschutz in Deutschland.

Mit der Renaturierung von Fließgewässerökosystemen sind neben dem Biodiversitätsschutz aber auch erhebliche Klimanutzen verbunden. Bei der Auenrenaturierung stehen beide Säulen der Klimapolitik – Mitigation und Anpassung – in enger Wechselwirkung miteinander. Dies ist zum einen darauf zurückzuführen, dass intakte Auenökosysteme eine hohe Leistungsfähigkeit im Bereich der Klimaregulierung aufweisen, da die organischen Böden der Flussauen und die Auenwälder eine Senkenleistung erfüllen. Auen haben aber auch eine wesentliche Bedeutung im Rahmen der Klimaanpassung, indem sie als Feuchtgebiete eine klimatische Aus-

gleichsfunktion übernehmen (Kühlung, Frischluftzufuhr), ausgleichend auf Prozesse des Landschaftswasserhaushaltes wirken und die Folgen von Starkniederschlägen (Bodenerosion) abmildern. Die Rolle der Auen zur Abmilderung von Hochwasserereignissen wird im Rahmen der Klimaanpassung besonders hervorgehoben.

Die Renaturierung von Fließgewässerökosystemen trägt zum Biodiversitäts- und Klimaschutz bei.

Um Synergien zwischen den Zielen des Biodiversitätsschutzes und dem Klimaschutz bzw. der Anpassung an den Klimawandel zu verdeutlichen, können Studien zur ökonomischen Bewertung hilfreich sein. Die in Kapitel 7 dargestellte Studie von Scholz et al. (2012) zeigt u. a., dass die Umsetzung eines Maßnahmenprogramms, welches auf den Zielen der

Nationalen Biodiversitätsstrategie basiert, zu einem Nutzen für den Klimaschutz durch Einsparungen von fast 850.000 t CO₂-Äq führen würde. Zieht man für eine Monetarisierung dieses »Klima-Nutzens« die in Kapitel 2 empfohlenen 80–120 € pro t CO₂-Äq heran, dann könnte sich ein weltweiter Nutzen für den Klimaschutz als Folge des nationalen Biodiversitätsschutzes im Umfang von 68–100 Mio. € jährlich ergeben.

Wenn Auenschutz aus der Perspektive des Biodiversitäts- und Klimaschutzes sowie der Retentionsleistung solche positiven Wohlfahrtseffekte hat, warum ist dann ein Verlust an Auenflächen in Deutschland zu verzeichnen? Ein zentrales Problem ist dabei, dass für die multifunktionalen Leistungen von Auenflächen z.B. für den Gewässer- und Klimaschutz keine ausreichenden Kompensationszahlungen erfolgen. Ein Konflikt mit den Zielen des Biodiversitätsschutzes ergibt sich demnach aus den ökonomischen Anreizen zugunsten einer agrarwirtschaftlichen Nutzung von Auenflächen. Diese Situation wird dadurch verschärft, dass gerade in flussnahen Gebieten häufig zusätzliche Flächenansprüche durch Siedlung, Verkehr und Gewerbe bestehen.

Multifunktionale Leistungen von Auen müssen ausreichend kompensiert werden.

Ein wesentliches Ziel der Auenrenaturierung ist die Schaffung von Retentionsflächen bzw. die Verbesserung des Wasserrückhaltevermögens der Flächen, was angesichts der momentanen Flächennutzung in Auen zu einer Reihe an Forderungen führt. So sollten auf diesen Flächen eine angepasste forstliche Nutzung (Aufforstung, Waldumbau) sowie die Ausweitung einer angepassten Grünlandnutzung erfolgen (WWF, 2007). Weiterhin sollten zur Erhöhung des Retentionsvermögens der Böden die fortschreitende Neuversiegelung gestoppt und bestehende Bebauungen – wo immer das möglich ist – beseitigt werden (WWF, 2007).

Um das Potential von Fließgewässerökosystemen für den Klimaschutz und die Klimaanpassung nutzen und ausbauen zu können, ist ein Politikwandel in Richtung der Integration bisher getrennt betriebener Sektorpolitiken unabdingbar. Eine rein klimapolitische Begründung der Auenrenaturierung greift hier zu kurz, auch beziehen sich die bestehenden, in Tabelle 9.3 genannten ordnungsrechtlichen Instrumente nicht direkt auf die Renaturierung von Auenökosystemen. Sie sind aber zur Umsetzung integrierter Strategien zum Schutz und zur Wiederherstellung von Auenökosystemen nutzbar.

Die existierenden Instrumente aus den unterschiedlichen Politikfeldern bieten zahlreiche Möglichkeiten, die Umsetzung einer klimaschutz- und klimaanpassungsorientierten Gewässerbewirtschaftung und Auennutzung zu fördern. Allerdings wird die Klimarelevanz von Maßnahmen gegenwärtig in den Planungs- und Abwägungsprozessen kaum berücksichtigt. Insbesondere die auf den Gewässer- oder Naturschutz ausgerichteten Umweltrichtlinien, aber auch Maßnahmen zur Umsetzung der Gemeinsamen Agrarpolitik, können Landnutzungsänderung induzieren und einen Beitrag zur Auenentwicklung leisten.

Instrumente, die auf den Schutz und die Rückgewinnung von Rückhalteräumen für den Hochwasserschutz ausgerichtet sind, tragen unmittelbar zur Klimaanpassung bei. Durch sie werden zusätzliche Retentionsräume für die infolge des Klimawandels potentiell verstärkt auftretenden Hochwasserereignisse bereitgestellt. Instrumente, die auf strukturelle Änderungen von Gewässerrandbereichen für den Gewässer- und Naturschutz abzielen, stellen Funktionen von Auen als natürliche Überschwemmungsgebiete wieder her. Sie leisten somit indirekt einen Beitrag zur Klimapassung.

Für die Umsetzung dieser ordnungspolitischen Instrumente sind im föderalen System Deutschlands vor allem die Bundesländer verantwortlich. Hochwasser macht jedoch nicht an Ländergrenzen halt, auch fallen die Kosten und Nutzen von Hochwasserschutzmaßnahmen oft an unterschiedlichen Stellen im Flusslauf an. Kostenintensive Rückhaltemaßnahmen im Oberlauf eines Flusses entfalten ihre positive Wirkung manchmal erst weiter flussabwärts. Interessenlagen von Oberliegern und Unterliegern stehen daher häufig in Konflikt miteinander. Zur Abstimmung der Interessen von Oberliegern und Unterliegern sollten daher länderübergreifende koordinierte Maßnahmenplanungen verstärkt umgesetzt werden. Dies kann durch die Entwicklung von ökonomischen Anreizinstrumenten und Kompensationsmechanismen bei ungleicher Verteilung des Nutzens für die beteiligten Akteure zusätzlich unterstützt werden. Die Kooperationspflicht der vom Hochwasser betroffenen Länder ist durch die infolge des Hochwasserschutzgesetzes von 2005 erfolgten Änderungen im Wasserhaushaltsgesetz sowie die Hochwasserrisikomanagementrichtlinie von 2007 festgeschrieben. Vor diesem Hintergrund wurde in Folge des Hochwassers im Mai und Juni 2013 im Donau- und Elbeinzugsgebiet die Erarbeitung eines nationalen Hochwasserschutzprogramms beschlossen. Dieses soll insbesondere überregional wirksame Maßnahmen zur Verbesserung

TABELLE 9.3 ▶ Ausgewählte Instrumente zur Förderung und Umsetzung eines klimaorientierten Gewässer- und Auenschutzes. (Zusammengestellt von Alexandra Dehnhardt).

Politikfeld	Instrument	Fokus	Maßnahmen	Auen- und klimarelevante Wirkungen
Gewässer-schutz	Wasserrahmenrichtlinie, Wasserhaushaltsgesetz	Schutz und Verbesserung des Zustands aquatischer Ökosysteme, guter ökologischer Zustand oberirdischer Gewässer	Verbesserung der Hydromorphologie: Strukturverbesserung, Wiederherstellung der Durchgängigkeit, Optimierung des Wasserhaushalts, Gewässergüte	Verminderung von Treibhausgasen bei Landnutzungsänderungen durch Moorschutz sowie Auenwaldentwicklung, Bereitstellung von Retentionsraum für Hochwasser, Verbesserung der Habitatfunktion, verbesserter Nährstoffrückhalt, regionale/lokale Kühlfunktion
Naturschutz	Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie und Vogelschutz-Richtlinie, Bundesnaturschutzgesetz	Erhaltung der biologischen Vielfalt durch Schutz gefährdeter Lebensräume und Arten, Netzwerk an Schutzgebieten (Natura 2000) 50 % der bestehenden Auen liegen in Natura 2000-Gebieten	Natürliche und naturnahe Gewässer und Uferzonen sowie natürliche Rückhalteflächen erhalten, entwickeln, wiederherstellen	Verminderung von Treibhausgasen bei Landnutzungsänderungen, Moorerhaltung, Auenwaldentwicklung, erhöhter Hochwasserrückhalt, Verbesserung der Artenvielfalt
Hochwasser-schutz	Hochwasserrisiko-management-Richtlinie Hochwasserschutzgesetz	Bewertung und Management von Hochwasserrisiken Stärkung des vorbeugenden Hochwasserschutzes	Berücksichtigung nachhaltiger Flächennutzung und Verbesserung des Wasserrückhalts in Managementplänen Änderungen des Wasserhaushaltsgesetzes, Raumordnungsgesetzes und Baugesetzbuches	Verlangsamung des Wasserabflusses und positive Wirkungen auf Hochwasserschutz durch breitere, hydraulisch rauere Auen und natürliche Gewässerläufe Rückgewinnung von Rückhalteflächen und Wiederherstellung von natürlichen Überschwemmungsflächen durch Deichrückverlegungen, Sicherung von vorhandenen Überschwemmungsflächen
Raumordnung	Raumordnungsgesetz, Baugesetzbuch und Bauleitplanung	Abstimmung raumbedeutsamer Planungen, Festlegung der anzustrebenden Freiraumstruktur	Festlegung von Freiräumen zur Gewährleistung des vorbeugenden Hochwasserschutzes: Erhaltung und Aktivierung natürlicher Überschwemmungsflächen durch Festlegung von Vorranggebieten und Vorbehaltsgebieten	Langfristige Sicherung von Räumen für die Gewinnung von zusätzlichen Rückhalteflächen (Vorbehalts- und Vorrangstatus); Schutz vor konfliktträchtiger Nutzungskonkurrenz dieser Potentialflächen, Auflagen für weniger hochwasserempfindliches Bauen (Risikoreduktion)
Landwirtschaft und ländliche Entwicklung	Agrarpolitik der EU, Fonds für Entwicklung des ländlichen Raums und regionale Entwicklung	Erhaltung der Qualität und Wettbewerbsfähigkeit der Landwirtschaft, Entwicklung ländlicher Räume	Bindung von Direktzahlungen an die Erfüllung von Umweltauflagen, Agrarumweltmaßnahmen, investiver Naturschutz, nachhaltige Bewirtschaftung natürlicher Ressourcen	Induzierung von Landnutzungsänderungen mit positiven Effekten auf Gewässer- und Klimaschutz, nachhaltiger Bodenschutz: Wiederherstellung naturnaher Gewässerabschnitte; Förderung von Formen des naturgebundenen Tourismus sowie der Naherholung; Vermeidung von abflussfördernden Nutzungen bzw. aktive Minderung von abflussbeschleunigenden Wirkungen aus Flächennutzungen

des vorbeugenden Hochwasserschutzes, insbesondere zur Rückgewinnung von Überschwemmungsflächen beinhalten.

9.2.5 Schutz der Küsten und Meere

Die Meeres- und Küstenökosysteme (Kapitel 8) stellen unter den in diesem Bericht behandelten Ökosystemen eine Besonderheit dar. Sie sind zwar eine bedeutende Senke relevanter Klimagase, diese »Senkenleistung« kann aber nicht direkt durch menschliche Aktivitäten wesentlich beeinflusst werden. Durch den Klimawandel und die Erwärmung der Meere kommt es zu einer Verringerung des Senkenpotentials der Meere, die jedoch nur unwesentlich durch anthropogene Maßnahmen auch zum Schutz der Biodiversität der Meere beeinflusst werden kann. Es sind im Meer aus diesem Grund selbst keine direkten Maßnahmen denkbar, die eine Synergie zwischen dem Klimaschutz und dem Schutz der Biodiversität darstellen.

In den Meeren sind keine direkten Maßnahmen denkbar, die eine Synergie zwischen dem Klimaschutz und der Erhaltung bzw. der Verbesserung der Biodiversität herstellen.

Eine Klimaschutzmaßnahme, welche Auswirkungen auf die Biodiversität der Nord- und Ostsee haben könnte, ist der Betrieb und Ausbau von Offshore-Windkraftanlagen. Die konkreten Auswirkungen, z. B. durch vermehrte Schalleinträge beim Bau und während der Betriebsphase oder durch die Einbringung von Hartsubstraten, auf Meeresorganismen sowie Zug- und Seevögel sind bisher allerdings noch weitgehend unklar. Die möglichen negativen Folgen von Windparks für die Umwelt sollten im Zusammenhang mit den damit verbundenen positiven Aspekten im Bereich des Klimaschutzes gesehen werden. Die Umweltverträglichkeitsprüfung im Rahmen der Genehmigung von Offshore-Windkraftanlagen schreibt vor, dass die Umweltauswirkungen der Anlagen in allen Phasen ihrer Lebenszyklen geprüft werden müssen. Die Bedeutung von Offshore-Windparks wird sich in den nächsten Jahren stark vergrößern, da sich eine große Anzahl von Anlagen in der Planung befindet. Um in diesem Zusammenhang die Belange des Meeresschutzes besser in das Genehmigungsverfahren integrieren zu können, ist umfangreiche Forschung im Bereich der ökologischen Auswirkungen von Offshore-Windkraftanlagen notwendig.

Eine bedeutendere Rolle als dem Klimaschutz kommt der Klimaanpassung im Küstenschutz zu. An der Nordsee sind durch den steigenden Meeresspiegel in Folge des Klimawandels in Kombination mit Gezeiten und Sturmereignissen höhere Wasserstände zu erwarten. Die Vertei-

gung der Küstenlinie wird daher an der Nordseeküste ein primäres Ziel bleiben. Bei einer Entfernung von Deichen zur Wiederherstellung von Überflutungsräumen mit Salzwiesen, einem inzwischen seltenem Biotop, kann es zu großen Gebietsverlusten kommen. Nur in Einzelfällen werden deshalb an ausgesuchten Standorten Deichrückverlegungen vorgenommen, so u. a. auf der Hallig Langeness. Trotzdem kann es sinnvoll sein, harte Küstenschutzmaßnahmen wie den Deichbau durch weiche Maßnahmen wie Sandaufspülungen oder Vorlandarbeiten zu ergänzen. Obwohl Sandaufspülung auch zu ökologischen Beeinträchtigungen führt, ist diese weiche Maßnahme aus ökologischer Sicht gegenüber sonst erforderlichen harten Maßnahmen zu bevorzugen.

An der Ostsee ist durch praktisch fehlende Gezeiten und niedrigere zu erwartende Extremwasserstände auch verstärkt der Rückbau von Deichen denkbar, um so im Sinne einer Renaturierung neue Überflutungsräume zu schaffen. Hier zeigen entsprechende Kalkulationen (siehe Kapitel 8), dass die Schaffung von Überflutungsflächen durch den Rückbau von Deichen durchaus positive volkswirtschaftliche Effekte haben könnte.

9.3 NATURKAPITAL UND KLIMASCHUTZ – ÜBERGREIFENDE EMPFEHLUNGEN AUF DER ZIELEBENE

In verschiedenen Politikbereichen werden Ökosysteme, Biodiversität und Klimaschutz bisher mit unterschiedlicher Gewichtung betrachtet. Während für Agrar-, Forst-, Meeres- und Naturschutzpolitik der Zustand der Ökosysteme von zentraler Bedeutung ist, spielt dieser für die nationale Klimaschutz- und Energiepolitik keine oder allenfalls eine sehr nachrangige Rolle. Der Fokus liegt dort vielmehr auf Emissionsminderungen bei der Energieerzeugung und -nutzung in Industrie, Verkehr und privaten Haushalten. International hat die Landnutzung in der Klimapolitik hingegen eine prominentere Rolle und wird dort unter den Überschriften Land Use, Land Use Change and Forestry (LULUCF) bzw. Agriculture, Forestry and Other Land Uses (AFOLU) thematisiert.

Wenn man sich die Zielsetzungen der einzelnen Politikbereiche vor Augen führt, so lassen sich aus ökonomischer Sicht insbesondere vier Handlungsziele für die Nutzung von Synergien zwischen Klima- und Biodiversitätspolitik formulieren:

Eindämmung des »Flächenverbrauchs«

Der »Verlust« an Flächen in Deutschland durch Umwandlung von ackerbaulichen Flächen, Grünland und naturnahen Flächen erfolgt vor allem zugunsten von Siedlungs- und

Verkehrsflächen. Führt man sich die Entwicklungen der vergangenen 20 Jahre vor Augen, so sind unter den genannten Flächen insbesondere Agrarflächen für Siedlungs- und Verkehrsflächen aufgegeben worden, während zur gleichen Zeit Grünland in Ackerland umgewandelt wurde. Eine erste Folgerung auf der Zielebene lautet daher, Festlegungen für eine Minderung des »Flächenverbrauchs« zu treffen und auch umzusetzen. Mit dem 30-Hektar-Ziel der Bundesregierung, das besagt, die Rate der Umwandlung von Flächen bis zum Jahre 2020 auf 30 ha pro Tag zu begrenzen, besteht zwar ein solches Ziel; es ist aber aufgrund mangelnder »harter« Instrumente nicht absehbar, dass es auch Wirkung entfaltet. Eine solche Zielsetzung wäre aber sowohl unter Klimaaspekten als auch unter Biodiversitätsaspekten zu begrüßen. Aus Klimasicht ist bedeutsam, dass die Treibhausgasemissionen aus Grünland durchschnittlich geringer als diejenigen aus ackerbaulicher Nutzung sind. Biodiversitätspolitisch bedeutsam ist die genannte Zielsetzung insbesondere, wenn es gelingt, den Anteil von aus Biodiversitätssicht hochwertigem Grünland zu erhalten (sog. High Nature Value Grünland; siehe Kapitel 4).

Erhaltung von Ökosystemen mit hohem Senkenpotential

Wenn eine solche Forderung erfüllt wird, lässt sich aus Klima- und Biodiversitätssicht auch eine zweite Forderung besser umsetzen: Bei den Ökosystemen mit einem hohen Senkenpotential (kohlenstoffreiche Böden unter Grünland, Äcker und in Auen, sowie Wälder) steht aus Mitigationsüberlegungen die **Erhaltung ihres gegenwärtigen Flächenanteils** an zweiter Stelle einer Zielhierarchie. Auch mit dieser Forderung sind (kostengünstige) Synergieeffekte mit Biodiversitätszielen zu erreichen. Auch wenn die Erhaltung der Wälder in Deutschland bereits gesichert ist, fehlt eine derartige Zielformulierung für die anderen Ökosysteme noch in Deutschland. So wurde zwar eine Vielzahl von Standorten als Schutzgebiete erhalten, die Einführung der § 20 (später § 30) Biotop im BNatSchG förderte den Schutz von Mooren, Auen und Grünland an einzelnen Standorten, aber nicht flächendeckend. Eine bundesweite Zielformulierung, wie z. B. die Formulierung des »No net loss« darstellt, die eine zentrale Voraussetzung für eine Änderung des Schutzes der Feuchtgebiete in den USA wurde, gibt es in Deutschland bundesweit nicht. Ein gewisses Äquivalent und ersten Ansatzpunkt bieten allerdings die Moorschutzprogramme einiger Bundesländer (Kowatsch, 2007). Der Erhaltung des artenreichen Grünlandes und der Erhaltung von Auen entwickeln sich hingegen erst gerade zu umweltpolitischen Zielen, wobei noch offen ist, inwieweit diese Ziele quantitativ unterfüttert werden.

Restaurierung degradierter Ökosysteme

Die dritte Komponente der Zielformulierung stellt die Renaturierung der anthropogen übernutzten Anteile von Ökosystemen mit hoher Senkenwirkung dar (siehe auch Aichi-Ziel 15, UNEP/CBD/COP/DEC/X/2). Hier stellt sich die Frage, in welchem Maße diese Komponente für die einzelnen Ökosysteme als Ziel konkretisiert werden kann. Nur für den Bereich der Auen besteht im Kontext der Wasserrahmenrichtlinie das Ziel der Herstellung des guten ökologischen Zustandes, während für Grünland und Moorböden staatliche Handlungsprogramme mit unterschiedlicher Ausprägung, allerdings ohne entsprechende gesetzliche Verpflichtung, bestehen. Im Gegensatz zu einigen Mitgliedsländern der EU mit einem niedrigen Waldanteil wie Großbritannien und Irland stellt die Aufforstung in Deutschland kein hochrangiges, aktuelles klimapolitisches Ziel dar, auch wenn einige Bundesländer sie finanziell fördern.

Bei einer Renaturierung für Ökosysteme mit Senkenpotential entstehen Investitions- und Opportunitätskosten, die zu einem Finanzierungsbedarf führen. Da das Potential der Standorte für eine Renaturierung regional variiert, bestehen (u. U. große) Kostenunterschiede je Flächeneinheit und damit auch Unterschiede je vermiedener Menge an Treibhausgasen. Damit wird die Setzung von Prioritäten und die Entwicklung von Kriterien erforderlich. Hierfür ist die Entwicklung eines Maßnahmenprogramms zentral (siehe auch Jensen et al., 2012), das sowohl die Kostenwirksamkeit hinsichtlich des Klimaschutzes als auch die synergetischen Effekte zu anderen Ökosystemleistungen berücksichtigt. Die vorhandenen Maßnahmenprogramme zur Auen- und Moorenaturierung berücksichtigen dies bereits in Ansätzen.

Klimaschutzorientierte Landnutzung

Eine dritte Handlungsebene für die Zielformulierung ist die Landnutzung, wobei die Landwirtschaft als größte Emissionsquelle der LULUCF-Gruppe im Zentrum der Betrachtung steht. Trotz dieses Stellenwertes fehlt bisher ein klimapolitisches Handlungsziel für die **Landwirtschaft**. Im Rahmen der Diskussion um die Rolle der Landwirtschaft für den Klimaschutz werden zwei Quellgruppen diskutiert, die zusammen 2010 ca. 105 Mio. t CO₂-Äq emittierten. Einmal die Quellgruppe 5 (LULUCF – Landnutzung), bei der es um den Auf- und Abbau von Kohlenstoffspeichern geht, die in Deutschland etwa 41 Mio. t CO₂-Äq/a ausmachen (siehe Kapitel 4). In der Quellgruppe 4 (Landwirtschaft) werden hingegen die CH₄-Emissionen aus der Tierhaltung (2010 20,3 Mio. t CO₂-Äq/a), dem Wirtschaftsdüngermanagement (7,8 Mio. t CO₂-Äq/a) und N₂O aus dem Stickstoffeintrag in

Böden erfasst (39,4 Mio. t CO₂-Äq/a). Für die Reduktion der Lachgasemissionen hat Deutschland im Aktionsprogramm Klimaschutz 2020 erstmalig konkrete Reduktionsziele festgelegt (BMUB, 2014). Genannt werden auch die Erhöhung des Flächenanteils des ökologischen Landbaus, die Grünlanderhaltung, und der Schutz von Moorböden. Die Europäische Kommission hat für 2050 ein Minderungsziel für die Landwirtschaft von 42–49 % formuliert und eine entsprechende LULUCF-Klimapolitik angekündigt. Von den beiden zentralen Bereichen der Quellgruppe 4, den Methanemissionen aus der Tierhaltung, vorrangig der Rinderhaltung, und den Lachgasemissionen aus dem Düngermanagement, wird das technische Potential zur Minderung der CH₄-Emissionen als eher gering eingeschätzt, während bei der Vermeidung der Lachgasemissionen ein gewisses Potential gesehen wird (Flessa et al., 2012). Wegen der begrenzten technischen Möglichkeiten zur Verringerung der Emissionen bei der Rinderhaltung stellen die Verringerung des Tierbestands und vor allem des Fleischkonsums wirkungsvolle Alternativen in diesem Bereich dar. Wegen der wirtschaftlichen Bedeutung der Rinderhaltung für die Grünlandwirtschaft ist dies v.a. auf die Intensivtierhaltung begrenzt (Hirschfeld et al., 2008). Erforderlich ist daher eine genauere Bestandsaufnahme der vorhandenen Optionen, ihrer potentiellen Vermeidungsleistung und Vermeidungskosten, um so zu Größenordnungen sinnvoller Minderungsziele zu gelangen (Flessa et al., 2012).

Des Weiteren sind die Förderpraktiken bei der **Bioenergie** zu überprüfen. Die Ziele des Einsatzes von Biomasse wurden von der Bundesregierung im Nationalen Aktionsplan für erneuerbare Energien konkretisiert (BMU, 2010). Dabei sind die von der EU vorgegebenen Ziele der Steigerung des Anteils der Biomasse als Energieträger im Jahre 2020 durch die Halbierung der vormals anvisierten Steigerungsrate und den Ausschluss der Nutzung naturschutzfachlich wertvoller Standorte bereits relativiert worden (BMU, 2010). Hinzu kommt, dass mit der Novelle des EEG im Januar 2012 eine Begrenzung des Energiemaiseinsatzes in Biogasanlagen festgelegt wurde. Dies ist aus Sicht des Biodiversitäts- und Naturschutzes ein Schritt in die richtige Richtung.

Bei der Weiterentwicklung der Förderung erneuerbarer Energien sollten Anbausysteme zusätzlich unterstützt werden, die eine naturschonende Nutzung ermöglichen, wirtschaftlich gerechtfertigt sind und ein Potential für positive Wirkungen auf die biologische Vielfalt haben, wie z.B. Nutzung von Schnittgut extensiv genutzter artenreicher Wiesen, Paludikulturen auf wiedervernässten Moorstand-

orten, Kurzumtriebsplantagen im Streifenanbau mit positiven Wirkungen auf die Landschaftsstruktur (siehe Kapitel 4).

Auch für den Bereich der **Waldwirtschaft** liegt kein kohärentes Konzept vor, mit dem die positiven Klimaeffekte des Waldes unter Beachtung von Nachhaltigkeit und Erhaltung der weiteren Ökosystemleistungen des Waldes langfristig gesichert und gestärkt werden könnten. Neben der Leistung für die Erholung der Bevölkerung und die Erhaltung biologischer Vielfalt bieten Wälder Ökosystemleistungen, die auch für die Anpassung der Gesellschaft an den Klimawandel wichtig sind, wie z.B. Schutz vor zunehmender Lawinen- und Steinschlaggefahr, Erosionsschutz, Wasserrückhaltung und -filterung und die Kühlung des Klimas in Ballungsräumen. Aufgrund der Wechselwirkungen von Waldspeicher, Holzproduktespeicher und Substitution klimaschädlicher Produkte (siehe Kapitel 6) ist es kaum möglich, die bestehenden Synergien zwischen dem Biodiversitätsschutz und dem Klimaschutz bei der Waldbewirtschaftung weiter zu steigern. Eine eher begrenzte Möglichkeit, die es aber zu nutzen gilt, ist der Schutz und die Wiedervernässung von Waldmooren. Umso wichtiger ist es, Maßnahmen zu ergreifen, die sichern, dass der Wald entsprechend der politischen Zielsetzungen auch in Zukunft (wenn größere Anteile als aktuell in das Alter der Hiebreife gelangen) seine Senkenfunktion und Bedeutung für die biologische Vielfalt mindestens erhält.

Angesichts der wachsenden Bedeutung der Biomasse als erneuerbarer Energieträger in Europa ist es wichtig, dass Bioenergie nur aus nachhaltig hergestellter und genutzter Biomasse gewonnen wird, d.h. einerseits müssen deutliche Treibhausgaseinsparungen im Vergleich zu fossilen Energieträgern sichergestellt sein und andererseits sollen die Natur und besonders schützenswerte Gebiete vor Inanspruchnahme und Zerstörung bewahrt werden. Dies wurde bereits für Biokraftstoffe und flüssige Biobrennstoffe durch die EU-Richtlinie 2009/28/EG erfolgreich umgesetzt. Es gilt, diese Kriterien auf die festen und gasförmigen Bioenergieträger auszuweiten.

Die Verringerung der Landnutzungsintensität wäre mit Produktionseinbußen verbunden, die bei gleichbleibendem Konsumniveau zu Produktionsverlagerungen in andere Länder führen können. Dieser indirekte Landnutzungseffekt mindert den positiven Beitrag beim Klimaschutz. Implizit wird hier unterstellt, dass die in Deutschland erzielten Klimaeffekte trotz dieser indirekten Landnutzungseffekte positiv sind und weiterhin positive Effekte für die Erhaltung weiterer Ökosystemleistungen erzielt werden können.

9.4 MITTEL UND WEGE ZUR UMSETZUNG – EMPFEHLUNGEN AUF DER INSTRUMENTENEBENE

Für die instrumentelle Umsetzung der vorhandenen und noch zu entwickelnden Handlungsziele für ökosystembasierten Klimaschutz müssen bestehende und auch neue Instrumente analysiert werden; dies schließt die Betrachtung der Kohärenz und Finanzierung von Maßnahmen ein. Dazu sollen an dieser Stelle Aspekte angesprochen werden, die sich insbesondere auf die Förderung von Synergieeffekten zwischen Klimaschutz, Anpassung an den Klimawandel und Naturkapital beziehen:

- ▶ Die Situation in Deutschland ist durch ein ausdifferenziertes System von Instrumenten im Sinne eines **Politik-Mixes** gekennzeichnet, das weiterentwickelt und mit dem Ziel der Politikintegration angepasst werden muss. Dies erfordert eine bessere Koordinierung und Abstimmung des Planungs- und Ordnungsrechts, eine Umorientierung der Förderpolitik insbesondere im Bereich der Agrarpolitik, und eine Ergänzung durch marktwirtschaftliche Instrumente.
- ▶ Ein zentrales Instrument zur Förderung von Synergien wäre ein **Fonds für ökosystembasierte Klimapolitik**. Mit der Einrichtung eines solchen Fonds könnten vor allem prioritäre klima- und biodiversitätsbezogene Zielsetzungen finanziert und umgesetzt werden. Mit der Einrichtung des »Waldklimafonds« ist hier bereits ein mögliches Muster entwickelt worden. Aus ökonomischer Sicht sprechen insbesondere die Bündelung von Maßnahmen und die gezielten Möglichkeiten einer Prioritätensetzung für eine solche Fondslösung. Außerdem ist es wichtig, dass von den Ländern im Rahmen der von der Europäischen Union kofinanzierten Fonds für Regionalentwicklung (EFRE) und ländliche Entwicklung (ELER) auch konkrete Finanzierungsmöglichkeiten für Maßnahmen bei besonders klimarelevanten Ökosystemen wie Moor- und Auenrenaturierungen angeboten werden. Konzepte für den freiwilligen Kohlenstoffmarkt wie bei der Wiedervernässung von Mooren (Moorfutures, Infobox 9.2) oder private Finanzierungsinstrumente für die Aufforstung (»Waldaktie«, Infobox 9.3) in Mecklenburg-Vorpommern sind innovative Konzepte, die breiter eingesetzt werden könnten.
- ▶ In diesem Bericht wurde zudem deutlich, dass der Schutz von intakten Mooren und Moorböden in Deutschland aus Klima- und Biodiversitätssicht eine überragende Bedeutung hat. Lösungen zu klima- und biodiversitätsbezogenem

Moorschutz und zur **Wiedervernässung von Moorböden** könnten instrumentell im Rahmen bestehender Naturschutz- und Agrarumweltprogramme angestrebt werden; dazu müssten diese Programme allerdings in Bezug auf den Klimaschutz weiterentwickelt werden. Auch wären neue Programme z.B. in Richtung Vertragsklimaschutz (analog zum Vertragsnaturschutz) zu erwägen, die direkt auf klimaschonende Moorbewirtschaftung ausgerichtet sind. Hierbei sollten auch Flächenpools und Ökokonten zur Umsetzung von Kompensationsmaßnahmen im Rahmen der **naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung** genutzt werden, sofern dies funktional ableitbar und berechtigt ist, sodass Klimaschutzziele und Ziele des Naturschutzes gleichzeitig umgesetzt werden können.

▶ Ein **Umbau der Agrarförderung** im Sinne des Klima- und Naturschutzes zielt vor allem auf die Schaffung von Anreizstrukturen ab, die mit den skizzierten Zielen einer ökosystembasierten Klimapolitik kohärent sind. Im Rahmen der Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU, die 2015 in Kraft treten wird, wird ein stärkerer Fokus auf Umwelt- und Klimabelange gelegt. So wird in der 1. Säule das Greening der Direktzahlungen eingeführt. Es gilt verpflichtend für jeden Landwirt, der eine Basisprämie beantragt, und umfasst 30 % der Direktzahlungen. Aus Sicht der Erhaltung von Naturkapital und Ökosystemleistungen sind die Ansätze zum Greening (und speziell zur Grünlanderhaltung) grundsätzlich zu begrüßen. Die Zielfestlegungen müssten allerdings verbindlich sein und daher in das nationale Ordnungsrecht überführt werden, denn ein Verzicht auf Direktzahlungen ermöglicht es Landwirten weiterhin, Grünlandumbruch vorzunehmen. Weiterhin sollte der Vollzug gestärkt werden. Insgesamt sind die Anreize für synergetische klima- und biodiversitätsbezogene Bewirtschaftungsformen weiter zu stärken, um anders gerichteten Marktkräften entgegenzuwirken.

▶ Für die Erhaltung und die Renaturierung natürlicher und naturnaher **Fließgewässerökosysteme und Auen** stehen neben den Festlegungen über naturschutzrechtliche Schutzgebiete die Instrumente des Gewässerschutzes zur Verfügung, vor allem die Maßnahmenprogramme auf Grundlage der Wasserrahmenrichtlinie. Zurzeit werden die Möglichkeiten zur Deichrückverlegung und Flächenbereitstellung als Maßnahmen für eine ökonomisch sinnvolle Anpassung an den Klimawandel zu wenig berücksichtigt. Es bleibt zu hoffen, dass Auenrenaturierungen als vorsorgender Hochwasserschutz in Zukunft konsequenter umgesetzt werden.

Konzepte und Instrumente für eine stärkere Berücksichtigung von Ökosystemen für den Klimaschutz und die Anpassung an den Klimawandel sind in Deutschland somit durchaus vorhanden. Entscheidend für die Umsetzung ist jedoch, dass die große Bedeutung, den das Naturkapital für einen

effektiven und kostengünstigen Klimaschutz aufweist, noch stärker erkannt und in Handlungsstrategien überführt wird. Der Abstimmung zwischen verschiedenen Sektoren und Bereichen, die bisher getrennt arbeiten, kommt dabei eine besondere Rolle zu.

LITERATUR

BAUM, S., 2012. Phytodiversity in short rotation coppice plantation. Universität Göttingen, Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie, Dissertation, 2012, Download 16.10.2014 (<http://webdoc.sub.gwdg.de/diss/2012/baum/>)

BONN, A., REED, M., BAIN, C., EVANS, C.D., JOOSTEN, H., FARMER, J., EMMER, I., COUWENBERG, J., MOXEY, A., ARZT, R., TANNEBERGER, F., VON UNGER, M., SMYTH, M.-A., BIRNIE, R., 2014. Investing in nature: developing ecosystem service markets for peatland restoration. Ecosystem Services, 9: 54–65.

BMELV – BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ, BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 2013. Richtlinie zur Förderung von Maßnahmen zum Erhalt und Ausbau des CO₂-Minderungspotentials von Wald und Holz sowie zur Anpassung der Wälder an den Klimawandel (Förderrichtlinie Waldklimafonds) vom 26. Juni 2013. Bundesanzeiger BAnz AT v. 28.06.2013 B5.

BMVEL – BUNDESMINISTERIUM FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ, ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT, 2005. Meilensteine der Agrarpolitik – Umsetzung der europäischen Agrarreform in Deutschland. Berlin.

BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 2010. Nationaler Aktionsplan für erneuerbare Energie gemäß der Richtlinie 2009/28/EG zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn.

BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 2007. Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn.

BMUB 2014, AKTIONSPROGRAMM KLIMASCHUTZ 2020. Download 16.10.2014 (http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Aktionsprogramm_Klimaschutz/aktionsprogramm_klimaschutz_2020_broschuere.pdf)

DEGENBECK, M., VOLLRATH, B., WERNER, A., 2013. Mehr Vielfalt im Energiepflanzenanbau durch Wildpflanzenmischungen Imagegewinn für die Landwirtschaft, [Bayerische Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau Abteilung Landespflege, (Hrsg.)]. In: LOP – Landwirtschaft ohne Pflug 1/2(2013): 35–39. Download 16.10.2014 (http://www.lwg.bayern.de/landespflege/landschaftspflege/45798/vielfalt_energiepflanzenanbau.pdf)

DVORAK, T., EPPLER, U., PETERSEN, J.-E., SCHLEGEL, S., LAASER, C., 2007. WFD and Bioenergy production at the EU Level. A review of the possible impacts of biomass production from agriculture on water. Backgroundpaper for the conference »WFD meets CAP-Looking for a consistent approach«. European Environment Agency, Final version 26.1.2008, Kopenhagen.

EEA – EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2007. Estimating the environmentally compatible bioenergy potential from agriculture. EEA Technical report 12/2007, Kopenhagen.

ELSASSER, P., 2008. Neuwaldbildung durch Sukzession: Flächenpotentiale, Hindernisse, Realisierungschancen. Von-Thünen-Institut, Hamburg.

EU – EUROPÄISCHE UNION, 2013a. Beschluss Nr. 529/2013/EU des europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 2013 über die Anrechnung und Verbuchung von Emissionen und des Abbaus von Treibhausgasen infolge von Tätigkeiten im Sektor Landnutzung, Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft und über Informationen zu Maßnahmen in Zusammenhang mit derartigen Tätigkeiten. In: Amtsblatt der Europäischen Union, L165/80(2013). Brüssel.

EU – EUROPÄISCHE UNION, 2013b. Verordnung 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. In: Amtsblatt der Europäischen Union, L347/487(2013). Brüssel.

EUROPEAN COMMISSION, 2011. Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020. Communication from the Commission to the European parliament, the council, the economic and social committee and the committee of the regions. COM (2011) 244 final.

FISCHER, S., GEDEN, O., 2013. Strategiediskussion in der EU-Energie- und Klimapolitik – Neue Ziele für die Zeit nach 2020. Friedrich Ebert Stiftung, Internationale Politikanalyse, Berlin/Bonn. Download 23.10.2014 (<http://library.fes.de/pdf-files/id/ipa/09599.pdf>)

FLESSA, H., MÜLLER, D., PLASSMANN, K., OSTERBURG, B., TECHEN, A.-K., NITSCH, H., NIEBERG, H., SANDERS, J., MEYER ZU HARTLAGE, O., BECKMANN, E., ANSPACH, V., 2012. Studie zur Vorbereitung einer effizienten und gut abgestimmten Klimaschutzpolitik für den Agrarsektor. vTI, Braunschweig.

GARNETT, T., GODFRAY, C., 2012. Sustainable intensification in agriculture. Navigating a course through competing food system priorities, Food Climate Research Network and the Oxford Martin Programme on the Future of Food, University of Oxford, UK.

HAMPICKE, U., KÜSTNER, A., LITTERSKI, B., SCHÄFER, A., 2008. Sukzessionswälder als Flächennutzungsalternative (Abschlussbericht zum DBU-Projekt 23880-33/o). Lehrstuhl für Landschaftsökonomie, Universität Greifswald.

HIRSCHFELD, J., WEISS, J., PREIDL, M., KORBUN, T., 2008. Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland. Schriftenreihe des IÖW 186/o8. Institut für Ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW), Berlin.

JENSEN, R., LANDGRAF, L., LENSCHOW, U., PATERAK, B., PERMIEN, T., SCHIEFELBEIN, U., SORG, U., THORMANN, J., TREPL, M., WÄLTER, T., WREESMANN, H., ZIEBARTH, M., 2012. Potentiale und Ziele zum Moor- und Klimaschutz. Gemeinsame Erklärung der Naturschutzbehörden, Kiel.

KOWATSCH, A., 2007. Moorschutzkonzepte und -programme in Deutschland. Ein historischer und aktueller Überblick. Naturschutz und Landschaftsplanung 39: 197–204.

KP, 1997. Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change. Download 04.12.2014 (<http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.pdf>; <http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpger.pdf>)

LABO – BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ, 2011. LABO Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz – Jahresbericht 2011. Saarbrücken. Download 22.10.2014 (https://www.labo-deutschland.de/documents/LABO-Jahresbericht_2011_e73.pdf)

NITSCH, H., OSTERBURG, B., BUTTLAR, C.V., BUTTLAR, H.B., 2008. Aspekte des Gewässerschutzes und der Gewässernutzung beim Anbau von Energiepflanzen: Ergebnisse eines Forschungsvorhabens im Auftrag des Umweltbundesamtes. Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie.

OSTERBURG, B., TECHEN, A.-K., 2012. Evaluierung der Düngeverordnung – Ergebnisse und Optionen zur Weiterentwicklung: Abschlussbericht. Bund-Länder-Arbeitsgruppe zur Evaluierung der Düngeverordnung. Bericht im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut. Download 16.10.2014 (http://www.ti.bund.de/fileadmin/dam_uploads/vTI/Bilder/Aktuelles/Downloads_2011/121217_Bericht_Evaluierung_D%C3%BCV.pdf)

PERMIEN, T., 2011. Neue Produkte für neue Märkte: MoorFutures – eine Momentaufnahme. Telma Beiheft 4: 203-214.

SCHALLER, L., KANTELHARDT, J., ADELMANN, W., AUGUSTIN, J., BERGMAN, L., BEYER, C., CHOJNICKI, B., DRÖSLER, M., FÖRSTER, C., FREIBAUER, A., GIEBELS, M., GÖRLITZ, S., HÖPER, H., LIEBERSBACH, H., HAHN-SCHÖFL, M., MINKE, M., PETSCHOW, U., PFADENHAUER, J., SCHÄGNER, P., SOMMER, M., THUILLE, A., WEHRHAN, M., 2013. GHG Emissions from agriculturally managed peatlands – emission mitigation versus microeconomic income effects. In: Warsaw University of Life Sciences, Transforming agriculture – between policy, science and the consumer. 19th International Farm Management Congress, SGGW, Warsaw, Poland Proceedings 2: 83–91.

SCHMIDT, P.A., GLASER, T., 2009. Kurzumtriebsplantagen aus der Sicht des Naturschutzes. In: Reeg, T., Bemann, A., Konold, W., Murach, D., Spiecker, H. (Hrsg.), Anbau und Nutzung von Bäumen auf landwirtschaftlichen Flächen. Wiley-VCH, Weinheim, 161–170.

SCHOLZ, M., MEHL, D., SCHULZ-ZUNKEL, C., KASPERIDUS, H.D., BORN, W., HENLE, K., 2012. Ökosystemfunktionen von Flussauen – Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.

SCHRAMEK, J., OSTERBURG, B., KASPERCZYK, N., NITSCH, H., WOLFF, A., WEIS, M., & HÜLEMAYER, K., 2012. Vorschläge zur Ausgestaltung von Instrumenten für einen effektiven Schutz von Dauergrünland. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.

SCHÜMANN, K., ENGEL, J., FRANK, K., HUTH, A., LUICK, R., WAGNER, F., 2010. Naturschutzstandards für den Biomasseanbau. Endbericht März 2010. Landwirtschaftsverlag, Münster.

SRU – SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN, 2012. Verantwortung in einer begrenzten Welt. Sachverständigenrat für Umweltfragen, Berlin.

STACHOW, U., WERNER, A., REHBINDER, E., SCHÄFER, A., COUWENBERG, J., WICHTMANN, W., 2011. Möglichkeiten und zukünftige Erfordernisse einer Einbeziehung von Landnutzung in den Emissionshandel unter Berücksichtigung der Beziehung zur Biodiversität. BfN-Skripten 291. Bundesamt für Naturschutz, Bonn

TAUBE, F., 2012. Nachhaltigkeit und Ressourceneffizienz – Vortrag anlässlich des DLG Kolloquiums am 5.12.2012 in Berlin, Wintertagungs- buch DLG. Download 16.10.2014 (http://www.gfo.uni-kiel.de/gfo/pdf/Taube_Beitrag_Nachhaltige%20Intensivierung_.pdf)

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: 53–59.

UBA – UMWELTBUNDESAMT, 2012. Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Proto- koll 2012. Nationaler Inventarbericht zum deutschen Treibhausgasinventar 1990-2010. Umweltbundesamt, Dessau.

UN-CBD, 1992. Convention on Biological Diversity. Download 16.10.2014 (<http://www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf>) (englisch)

UNFCCC – UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE, 1992. FCCC/INFORMAL/84 GE.05-62220 (E) 20070. United Nations. Download 21.10.2014 (<http://unfccc.int/resource/docs/convkp/conveng.pdf>)

VOLLRATH, B., 2012. Energie aus Wildpflanzen Forschung gewinnt weiter an Fahrt, [Bayerische Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau Abteilung Landespflege, (Hrsg.)]. In: Biogasjournal – Sonderheft Energiegewinnung Juni 2012: 24–27.

WBA – WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT AGRARPOLITIK BEIM BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ, 2007. Nutzung von Biomasse zur Energiegewinnung – Empfehlungen an die Politik. Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik.

WBA – WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT FÜR AGRARPOLITIK, WBD – WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT FÜR DÜNGUNGSFRAGEN, SRU – SACHVERSTÄNDIGENRATES FÜR UMWELTFRAGEN DER BUNDESREGIERUNG, 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).

WWF – WORLD WIDE FUND FOR NATURE, 2007. Fünf Jahre nach der Elbeflut – Wurden und werden öffentliche Finanzhilfen im Sinne eines nachhaltigen Hochwasserschutzes verwendet? WWF Deutschland, Frankfurt am Main.

GLOSSAR

BIODIVERSITÄT	-> Biologische Vielfalt
BIODIVERSITÄTSKONVENTION	Völkerrechtliches internationales Übereinkommen zum Schutz der Biologischen Vielfalt, unterzeichnet auf der UN-Konferenz für Umwelt und Entwicklung in Rio de Janeiro (1992). Die drei gleichrangigen zentralen Ziele der CBD sind: ▶ Schutz der biologischen Vielfalt, ▶ Nachhaltige Nutzung ihrer Bestandteile, ▶ Zugangsregelung und gerechter Ausgleich von Vorteilen, welche aus der Nutzung genetischer Ressourcen entstehen (Access and Benefit Sharing, ABS).
BIOLOGISCHE VIELFALT	Die Vielfalt des Lebens auf unserer Erde (oder kurz: Biodiversität) ist die Variabili- tät lebender Organismen und der von ihnen gebildeten ökologischen Komplexe. Sie umfasst die folgenden drei Ebenen: 1) die Vielfalt an Ökosystemen beziehungs- weise Lebensgemeinschaften, Lebensräumen und Landschaften, 2) die Artenviel- falt und 3) die genetische Vielfalt innerhalb der verschiedenen Arten.
DISKONTSATZ	Ein Zinssatz, der ausdrücken soll, wie zukünftige Nutzen und Kosten aus heutiger Sicht bewertet werden und der sich bei privatwirtschaftlichen Investitionen an Marktzinssätzen orientiert. Bei öffentlichen Projekten wird häufig ein niedrigerer sozialer Diskontsatz verwendet. Eine Abzinsung zukünftiger Nutzen und Kosten wird im Allgemeinen nur dann als gerechtfertigt angesehen, wenn der Wohlstand einer Gesellschaft in Zukunft zumindest erhalten bleibt.
EINGRIFF	Eingriffe in Natur und Landschaft im Sinne des § 14 des Bundesnaturschutzgeset- zes (BNatSchG) sind Veränderungen der Gestalt oder Nutzung von Grundflächen, die die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts oder das Land- schaftsbild erheblich oder nachhaltig beeinträchtigen können.
EINGRIFFS- UND AUSGLEICHS- REGELUNG	Die Eingriffs-Ausgleichs-Regelung basiert auf den Rechtsgrundlagen §§14 ff. des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG). Negative Eingriffe in Natur und Landschaft sollen vermieden und minimiert werden. Nicht vermeidbare Eingriffe sollen durch Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen kompensiert werden.
FFH-RICHTLINIE	Naturschutz-Richtlinie der Europäischen Union (Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992). Ziel der Richtlinie ist die Erhaltung wildlebender Tier- und Pflan- zenarten, die Erhaltung ihrer Lebensräume sowie der Aufbau eines zusammen- hängenden Systems von Schutzgebieten (Vernetzung, Natura 2000-Gebiete).
FLÄCHENPOOL	Flächenpools sind eine Ansammlung von potentiellen Ausgleichsflächen, auf denen zukünftige Eingriffe durch geeignete Maßnahmen kompensiert werden können. Die Flächen werden für den Pool ausgewählt, bevorratet und in entsprechenden Flächennutzungsplänen dargestellt. Sie stellen somit die Angebotsseite für Kom- pensations- und Ausgleichmaßnahmen dar.

KOMPENSATIONS- MASSNAHMEN	Kompensationsmaßnahmen im Sinne von »Ausgleichsmaßnahmen« und »Ersatzmaßnahmen« nach § 14 Bundesnaturschutzgesetz (BNatschG) sind Naturschutzmaßnahmen, die als Kompensation für unvermeidbare und nicht-reduzierbare Eingriffe im Rahmen der Eingriffs- und Ausgleichsregelung durchgeführt werden. In einigen Bundesländern werden von privaten oder öffentlichen Trägern bereits durchgeführte oder noch durchzuführende Naturschutzmaßnahmen in Form von »Ökopunkten« an Bauvorhabenträger verkauft, die auf diese Weise ihrer gesetzlichen Pflicht zum Ausgleich oder Ersatz nachkommen können. Die Ökopunkte ähneln den Zertifikaten im Emissionshandel. Sie bilden die Wertigkeit durchgeführter Kompensationsmaßnahmen ab und können zum Teil auf einem sogenannten -> Ökokonto bevorratet werden.
KULTURELLE LEISTUNGEN	Leistungen von Ökosystemen mit Wirkung und Bedeutung für Erholung, ästhetisches Empfinden, spirituelle Erfahrungen, ethische Anforderungen, kulturelle Identität, Heimatgefühl, Wissen und Erkenntnis.
NATURA 2000	Natura 2000 nennt man das EU-weite Netz von Schutzgebieten (Gebiete der Vogelschutzrichtlinie sowie der FFH-Richtlinie). Ziel ist der länderübergreifende Schutz gefährdeter wildlebender heimischer Pflanzen- und Tierarten und ihrer natürlichen Lebensräume. Aktuell umfasst das Natura 2000 Netzwerk 18 % der Landfläche der EU.
NATURHAUSHALT	Umfasst die abiotischen Bestandteile (Boden, Wasser, Luft / Klima) und die biotischen Bestandteile der Natur (Organismen, Lebensräume und Lebensgemeinschaften) und deren Wechselwirkungen.
NATURKAPITAL	Ökonomische Metapher für den begrenzten Vorrat an physischen und biologischen Ressourcen der Erde und die begrenzte Bereitstellung von Gütern und Leistungen durch Ökosysteme.
NUTZEN (VON ÖKOSYSTEM- LEISTUNGEN)	Entsteht, wenn diese Leistungen vom Menschen direkt oder indirekt in Anspruch genommen werden oder /und eine positive Bedeutung haben (-> direkter/indirekter Nutzwert, kulturelle Ökosystemleistungen).
ÖFFENTLICHE GÜTER	Güter, die gleichzeitig durch verschiedene Personen genutzt werden können und deren Nutzung durch einzelne Personen die Nutzung durch andere Personen nicht beeinträchtigt, ohne dass weitere Personen von der Nutzung ausgeschlossen werden können oder sollen. Beispiele sind innere Sicherheit, saubere Luft und der Blick auf die freie Landschaft.

ÖKOKONTO	Im Ökokonto werden vorab durchgeführte, bevorratete Kompensationsmaßnahmen, mit denen zukünftige Eingriffe in Natur und Landschaft ausgeglichen oder ersetzt werden sollen, in Form von Ökopunkten aufgeführt. Ein Landbesitzer kann Ökopunkte geltend machen, wenn er geeignete Maßnahmen durchführt und den dauerhaften Schutz der Fläche garantiert. Ein Bauvorhabenträger erwirbt je nach Schwere und Art des Eingriffs geeignete Ökopunkte, um seiner Kompensationsverpflichtung nachzukommen. Er muss somit den Ausgleich und Ersatz nicht selbst durchführen und kann mitunter Transaktionskosten sparen.
ÖKONOMISCHE BEWERTUNG	Einschätzung des Werts eines Gutes oder einer Leistung in einem spezifischen Kontext, oft in monetären Größen. Die ökonomische Bewertung orientiert sich an den Präferenzen der Betroffenen. Ökonomische Bewertungen werden häufig zu Kosten-Nutzen-Analysen zusammengefasst. Wenn nicht alle Leistungen oder Effekte monetär bewertet werden (können), werden andere Verfahren, wie z. B. die Kosten-Wirksamkeitsanalyse, genutzt.
ÖKOSYSTEM	Bezeichnet die Bestandteile eines abgegrenzten Naturraumes (z. B. niedersächsisches Wattenmeer) oder eines bestimmten Naturraumtyps (z. B. nährstoffarmes Fließgewässer) und deren Wechselwirkungen. Der Begriff kann sich auf verschiedene räumliche Ebenen (lokal, regional) beziehen und umfasst sowohl (halb-)natürliche (z. B. ungestörte Hochmoore) und naturnahe (z. B. Kalkmagerrasen) als auch stark menschlich geprägte Ökosysteme (zum Beispiel Agrarökosysteme).
ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN	Bezeichnet 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. In Abgrenzung zum Begriff Ökosystemfunktion entsteht der Begriff Ökosystemleistung aus einer anthropozentrischen Perspektive und ist an einen Nutzen des Ökosystems für den Menschen gebunden. Der Begriff beinhaltet die häufig verwendeten Begriffe »Ökosystemdienstleistung« und »ökosystemare Güter und Leistungen« und entspricht dem englischen Begriff der »ecosystem goods and services«.
OPPORTUNITÄTSKOSTEN	Entgangene Vorteile einer nicht gewählten (alternativen) Nutzung zum Beispiel von Land oder Ökosystemen, etwa Gewinne aus einer landwirtschaftlichen Nutzung, die man weitergeführt hätte, wenn ein Gebiet nicht als Aue renaturiert worden wäre.
REGULIERUNGSLEISTUNGEN	Leistungen von Ökosystemen, die auf (andere) Elemente und Prozesse von Ökosystemen einwirken, die (direkten) Nutzen für den Menschen haben, z. B. die Filterwirkung von Bodenschichten auf die Grundwasserqualität, oder der Beitrag einer Hecke zur Verringerung der Bodenerosion.
RENATURIERUNG	Maßnahmen, die anthropogen veränderte Lebensräume in einen naturnäheren Zustand überführen.

TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity. Die internationale TEEB-Studie wurde von Deutschland im Rahmen seiner G8-Präsidentschaft im Jahr 2007 gemeinsam mit der EU-Kommission initiiert und mithilfe zahlreicher weiterer Institutionen unter der Schirmherrschaft des Umweltprogramms der Vereinten Nationen (UNEP) durchgeführt. Ziel der TEEB-Studie war es, den ökonomischen Wert der Leistungen der Natur abzuschätzen, die wirtschaftlichen Auswirkungen der Schädigung von Ökosystemen zu erfassen und ausgehend davon die Kosten eines Nicht-Handelns zu verdeutlichen.
VERSORGUNGSLEISTUNGEN	Versorgungsleistungen bezeichnen den Beitrag von Ökosystemleistungen zur Erzeugung von Gütern und Dienstleistungen, die zur Versorgung dienen (zum Beispiel Nahrung, Frischwasser, Feuer- und Bauholz) und häufig über Märkte gehandelt werden.
WOHLERGEHEN / MENSCHLICHES WOHLERGEHEN	Der Begriff wurde vor allem durch das globale »Millennium Ecosystem Assessment« geprägt (»human wellbeing«). Er bezeichnet das, was »Lebensqualität« ausmacht und umfasst grundlegende materielle Güter, Gesundheit und körperliches Wohlbefinden, gute soziale Beziehungen, Sicherheit, innere Ruhe und Spiritualität sowie Entscheidungs- und Handlungsfreiheit.
ZAHLUNGSBEREITSCHAFT	Höhe des Geldbetrages, den man für die Bereitstellung von Gütern, einschließlich öffentlicher Güter, die in der Regel nicht über Märkte gehandelt und damit keinen Marktpreis haben, z.B. Aktionsprogramme für den Schutz bedrohter Arten, zu zahlen bereit ist.
ZAHLUNGSBEREITSCHAFTS-ANALYSE	Eine ökonomische Methode zur Erfassung der Zahlungsbereitschaft, die auf Befragungen beruht. Aus dem englischen Sprachgebrauch stammt der Begriff »Kontingente Bewertung«, da es sich um ein Erfragen der Zahlungsbereitschaft unter bestimmten (kontingenten) Bedingungen handelt. Zahlungsbereitschaften lassen sich durch unterschiedliche Methoden erfassen. Die Zahlungsbereitschaftsanalyse ist lediglich eine dieser Methoden.

VERZEICHNIS DER MITWIRKENDEN
NATURKAPITAL UND KLIMAPOLITIK – SYNERGIEN UND KONFLIKTE

AUTORINNEN, AUTOREN UND BEITRAGENDE

Christian Albert (Leibniz Universität Hannover – LUH), Augustin Berghöfer (Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ), Christine Bertram (Institut für Weltwirtschaft an der Universität Kiel – IfW), Lisa Biber-Freudenberger (Zentrum für Entwicklungsforschung, Universität Bonn – ZEF), Aletta Bonn (UFZ, Deutsches Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung Halle-Jena-Leipzig – iDiv), Matthias Bösch (Thünen-Institut für Internationale Waldwirtschaft und Forstökonomie – TI-WF), Miriam Brenck (UFZ), Benjamin Burkhard (Christian-Albrechts-Universität zu Kiel – CAU), John Couwenberg (Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald – EMAU), Alexandra Dehnhardt (Technische Universität Berlin – TUB), Ralf Döring (Thünen-Institut für Seefischerei – TI-SF), Ulrike Doyle (Sachverständigenrat für Umweltfragen – SRU), Matthias Drösler (Hochschule Weihenstephan-Triesdorf – HSWT), Nils Droste (UFZ), Astrid Eichhorn (WWF Deutschland), Peter Elsasser (TI-WF), Johannes Förster (UFZ), Elmar Fuchs (Bundesanstalt für Gewässerkunde – BfG), Carolin Galler (LUH), Karsten Grunewald (Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung – IÖR), Christina von Haaren (LUH), Ulrich Hampicke (EMAU), Bernd Hansjürgens (UFZ), Volkmar Hartje (TUB), Jacobus Hofstede (Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein – MELUR), Pierre L. Ibisch (Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde – HNEE), Kurt Jax (UFZ), Rita Jensen (Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein – LLUR), Jochen Kantelhardt (Universität für Bodenkultur Wien – BOKU), Timo Kaphengst (Ecologic Institut), Christian Klassert (UFZ), Reinhard Klenke (UFZ), Stefan Klotz (UFZ), Astrid Kowatsch (EMAU), Stefan Kreft (HNEE), Ingolf Kühn (UFZ), Georg Leefken (Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt – NW-FVA), Horst Liebersbach (Helmholtz-Zentrum Geesthacht – HZG), Vera Luthardt (HNEE), Elisabeth Marquard (UFZ), Stefan Marzelli (Institut für Umweltplanung und Raumentwicklung – ifuplan), Bettina Matzdorf (ZALF), Dietmar Mehl (Institut für ökologische Forschung und Planung – biota), Insa Meinke (HZG), Jürgen Meyerhoff (TUB), Bernhard Möhring (Georg-August-Universität Göttingen – GAU), Karin Naumann (Deutsches Biomasseforschungszentrum – DBFZ), Bernhard Osterburg (Thünen-Institut für Ländliche Räume – TI-LR), Thorsten Permien (Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern – LU), Till Pistorius (UNIQUE forestry and land use GmbH – UNIQUE), Georg Rast (WWF Deutschland), Marcus Reckermann (HZG), Katrin Rehdanz (IfW, CAU), Michaela Reutter (ZALF), Irene Ring (UFZ), Joachim Rock (Thünen-Institut für Waldökosysteme – TI-WO), Norbert Röder (TI-LR), Sebastian Rüter (Thünen-Institut für Holzforschung – TI-HF), Stefan Rüter (LUH), Wiebke Saathoff (LUH), Julia Sauermann (HNEE), Lena Schaller (BOKU), Mathias Scholz (UFZ), Uwe Schröder (BfG), Bettina Schröppel (TI-WF), Burkhard Schweppe-Kraft (Bundesamt für Naturschutz – BfN), Ralf Seppelt (UFZ), Franziska Tanneberger (EMAU), Daniela Thrän (UFZ), Michael Trepel (CAU), Katrin Vohland (Museum für Naturkunde, Leibniz-Institut für Evolutions- und Biodiversitätsforschung – MfN), Sabine Wichmann (EMAU), Georg Winkel (Albert-Ludwigs-Universität Freiburg – ALU), Felix Witing (UFZ), Henry Wüstemann (TUB)

GUTACHTERINNEN UND GUTACHTER

Olaf Christen (Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg – MLU), Matthias Dieter (TI-WF), Thomas Ehlert (BfN), Klaus Glenk (Scotland's Rural College – SRUC), Felix Grützmacher (Naturschutzbund Deutschland – NABU), Ulrich Hampicke (EMAU), Stefan Heiland (TUB), Eckhard Heuer (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft – BMEL), Thomas Hickler (Biodiversität und Klima Forschungszentrum – BiK-F), Karin Holm-Müller (Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn – RFWU Bonn), Eduard Interwies (InterSus – Sustainable Services), Rainer Kant (Bundesdeutscher Arbeitskreis für Umweltbewusstes Management – BAUM), Stephan von Keitz (Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz – HMULV), Stefan Mann (Agroscope), Günter Mitlacher (WWF Deutschland), Klaus Müller (ZALF), Georg Rast (WWF Deutschland), Achim Schäfer (EMAU), Christian Schleyer (UFZ), Ernst-Detlef Schulze (Max-Planck-Institut für Biogeochemie Jena – MPI-BGC), Karsten Schwanke (Meteorologe und Moderator), Reimund Schwarze (UFZ), Klement Tockner (Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei – IGB), Christine Wenzel (MELUR)

GESAMTVORHABEN NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE

STUDIENLEITUNG UND WISSENSCHAFTLICHES KOORDINATIONSTEAM AM UFZ

Bernd Hansjürgens (Studienleitung), Irene Ring (Stellv. Studienleitung), Aletta Bonn (Koordinationsteam, bis April 2014), Christoph Schröter-Schlaack (Koordinationsteam), Miriam Brenck (Koordinationsteam), Urs Moesenfechtel (Presse- und Öffentlichkeitsarbeit)

BERICHTSLEITUNG

- TEEB DE Klima:
- Volkmar Hartje (Technische Universität Berlin – TUB)
- TEEB DE Ländliche Räume:
- Christina von Haaren (Leibniz Universität Hannover – LUH)
- TEEB DE Stadt:
- Ingo Kowarik (Technische Universität Berlin – TUB)
- TEEB DE Synthese:
- Bernd Hansjürgens (Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ)

PROJEKTBEIRAT

Stefanie Engel (Universität Osnabrück), Uta Eser (Büro für Umweltethik), Karin Holm-Müller (RFWU Bonn), Beate Jessel (BfN), Marion Potschin (The University of Nottingham), Christian Schwägerl (Journalist), Karsten Schwanke (Meteorologe und Moderator), Antje von Dewitz (VAUDE), Angelika Zahrnt (Ehrenvorsitzende des BUND)

PROJEKTBEGLEITENDE ARBEITSGRUPPE

Rüdiger Becker (Kommunen für biologische Vielfalt), Carolin Boßmeyer (Initiative »Biodiversity in Good Company«), Ann Kathrin Buchs (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser – LAWA), Andreas Burger (Umweltbundesamt – UBA), Wiltrud Fischer (Bundesministerium für Bildung und Forschung – BMBF), Peter Franz (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit – BMUB), Claudia Gilles (Deutscher Tourismusverband – DTV), Alois Heißenhuber (Wissenschaftlicher Beirat des BMEL »Biodiversität und genetische Ressourcen«), Udo Hemmerling (Deutscher Bauernverband – DBV), Till Hopf (NABU), Jörg Mayer-Ries (BMUB), Günter Mitlacher (WWF Deutschland), Michaela Pritzer (Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur – BMVI), Sarah Richter (Deutscher Städte- und Gemeindebund – DStGB), Catrin Schiffer (Bundesverband der Deutschen Industrie – BDI), Reinhard Schmidt-Moser (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung – LANA), Ulrich Stöcker (Deutsche Umwelthilfe – DUH), Edelgard von Houwald (BMEL), Magnus Wessel (Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland – BUND), Sarah Winands-Kalkuhl (BMUB), Markus Ziegeler (Deutscher Forstwirtschaftsrat – DFWR), Jochen Zimmermann (Bundesministerium für Wirtschaft und Energie – BMWi)

NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE KOORDINIERUNGSGRUPPE

Bernd Hansjürgens (UFZ), Aletta Bonn (UFZ, bis April 2014), Miriam Brenck (UFZ), Katharina Dietrich (BfN), Urs Moesenfechtel (UFZ), Christa Ratte (BMUB), Irene Ring (UFZ), Christoph Schröter-Schlaack (UFZ), Burkhard Schweppe-Kraft (BfN)

