



BÜRO FÜR TECHNIKFOLGEN-ABSCHÄTZUNG
BEIM DEUTSCHEN BUNDESTAG

Claudio Caviezel
Reinhard Grünwald

Technische Optionen zum Management des CO₂-Kreislaufs

TA-Projekt



© RK by Uwe Schlick/pixelio

© Roquette Klötze GmbH & Co. KG

© CarbonEngineering 2011

Juni 2012
Hintergrundpapier Nr. 18



Technische Optionen
zum Management
des CO₂-Kreislaufs



Das Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag (TAB) berät das Parlament und seine Ausschüsse seit 1990 in Fragen des technischen und gesellschaftlichen Wandels. Das TAB ist eine organisatorische Einheit des Instituts für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse (ITAS) im Karlsruher Institut für Technologie (KIT). Das TAB kooperiert zur Erfüllung seiner Aufgaben von 2003 bis 2013 mit dem Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung (ISI), Karlsruhe.



Claudio Caviezel
Reinhard Grünwald

Technische Optionen zum Management des CO₂-Kreislaufs



Büro für Technikfolgen-Abschätzung
beim Deutschen Bundestag (TAB)
Neue Schönhauser Straße 10
10178 Berlin

Fon: +49 30 28491-0
Fax: +49 30 28491-119
buero@tab-beim-bundestag.de
www.tab-beim-bundestag.de

2012



INHALT

ZUSAMMENFASSUNG	7
I. EINLEITUNG	25
II. GRUNDLAGEN UND DEFINITIONEN	31
III. TECHNISCHE VERFAHREN ZUR REDUKTION DES ATMOSPHERISCHEN CO ₂ -GEHALTS	37
1. Ozeandüngung	37
1.1 Prinzip und mögliches Potenzial	38
1.2 Umweltauswirkungen und Risiken	40
1.3 Stand der Entwicklung	43
1.4 Forschungsbedarf und Ausblick	46
2. Biotechnologische Mikroalgenproduktion	48
2.1 Prinzip und mögliches Potenzial	49
2.2 Umweltauswirkungen und Risiken	56
2.3 Stand der Entwicklung	57
2.4 Forschungsbedarf und Ausblick	60
3. Biokohle aus Biomasse	62
3.1 Prinzip und mögliches Potenzial	63
3.2 Umweltauswirkungen und Risiken	72
3.3 Stand der Entwicklung	73
3.4 Forschungs- und Entwicklungsbedarf	77
4. Abscheidung von CO ₂ aus der Luft	79
4.1 Prinzip und mögliches Potenzial	80
4.2 Umweltauswirkungen und Risiken	84
4.3 Stand der Entwicklung	85
4.4 Forschungsbedarf und Ausblick	88
5. Künstliche Beschleunigung natürlicher Verwitterungsprozesse	90
5.1 Prinzip und mögliches Potenzial	90
5.2 Umweltauswirkungen	94
5.3 Stand der Entwicklung/Forschungsbedarf	95
6. Stoffliche Nutzung von CO ₂	96
6.1 Prinzip und mögliches Potenzial	96
6.2 Umweltauswirkungen und Risiken	102
6.3 Stand der Entwicklung/Forschungsbedarf	103



IV. MÖGLICHKEITEN DES TREIBHAUSGASMANAGEMENTS IM BEREICH DER LANDNUTZUNG	105
1. Beschreibung möglicher Handlungsansätze	106
1.1 Landnutzungsänderungen	107
1.2 Handlungsansätze in der Landwirtschaft	121
1.3 Handlungsansätze in der Forstwirtschaft	141
2. Potenzial zur THG-Reduktion	152
2.1 Potenzial zur THG-Reduktion auf globaler Ebene	153
2.2 Potenzial zur THG-Reduktion auf nationaler Ebene	157
2.3 Umsetzungsbarrieren und Einschränkungen	171
3. Themenschwerpunkte für die Forschung	177
<hr/>	
LITERATUR	185
1. In Auftrag gegebene Gutachten	185
2. Weitere Literatur	185
<hr/>	
ANHANG	205
1. Tabellenverzeichnis	205
2. Abbildungsverzeichnis	205
3. Der globale Kohlenstoffkreislauf	207
3.1 Atmosphäre	208
3.2 Biosphäre und Pedosphäre	210
3.3 Hydrosphäre	212
3.4 Lithosphäre	215



ZUSAMMENFASSUNG

Seit dem Beginn der Industrialisierung ab 1750 ist die CO₂-Konzentration in der Atmosphäre infolge des Verbrauchs fossiler Energieträger und Landnutzungsänderungen um mehr als 40 % angestiegen. Diese Entwicklung ist – zusammen mit der Emission weiterer Treibhausgase wie Methan und Lachgas v.a. aus der Landwirtschaft – die Hauptursache für den Klimawandel. Zur Begrenzung der Erderwärmung ist es notwendig, den weiteren Anstieg der atmosphärischen CO₂-Konzentration aufzuhalten bzw. zumindest zu bremsen.

Im Zentrum der internationalen Klimapolitik stehen bisher Strategien der Emissionsvermeidung, deren Umsetzung allerdings nur schleppend vorankommt und die es bisher nicht vermochten, die anthropogenen CO₂-Emissionen substanziell zu reduzieren. Seit einiger Zeit werden daher verstärkt verschiedene technische Verfahren und Methoden diskutiert, die geeignet sein könnten, CO₂ aus der Atmosphäre zu entfernen. Diese Strategien beabsichtigen den CO₂-Transport aus der Atmosphäre in ein anderes Kohlenstoffreservoir des Erdsystems und die möglichst langfristige Bindung des CO₂ in diesen Reservoiren.

Das vorliegende Hintergrundpapier befasst sich einerseits mit technischen Verfahren, die in der Lage sind, CO₂ aus der Atmosphäre zu entfernen, andererseits mit den vielfältigen Handlungsmöglichkeiten im Bereich der Land- und Forstwirtschaft, die zu einer verstärkten Fixierung von CO₂ aus der Atmosphäre in der Biosphäre sowie zu einer Reduktion der Treibhausgasemissionen beitragen können.

TECHNISCHE VERFAHREN ZUR REDUKTION DES ATMOSPHERISCHEN CO₂-GEHALTS

OZEANDÜNGUNG

Durch den Gasaustausch an der Wasseroberfläche nimmt der Ozean jährlich rund 30 % des CO₂ aus anthropogenen Emissionen aus der Atmosphäre auf und überführt es durch natürliche Prozesse in tiefere Wasserschichten. Im Rahmen eines dieser Prozesse, die sogenannte *biologische Pumpe*, sinkt kontinuierlich organisches Material abgestorbener Meeresorganismen aus dem Oberflächenwasser in die Tiefe, wo es durch Zersetzungsprozesse wieder in CO₂ umgewandelt wird. Je tiefer das organische Material absinkt, desto länger verbleibt es in den Ozeanen.

Für den Aufbau des organischen Materials sind Meeresalgen verantwortlich, die das im Oberflächenwasser gelöste CO₂ in ihrer Biomasse fixieren. Da in weiten Teilen des Ozeans ein Nährstoffmangel im Oberflächenwasser das Algenwachs-



ZUSAMMENFASSUNG

tum einschränkt, ist die Leistungsfähigkeit der biologischen Pumpe und damit der CO₂-Senke Ozean begrenzt. Um diesem limitierenden Faktor entgegenzuwirken, wird diskutiert, mittels Einbringung der mangelnden Nährstoffe das Algenwachstum und infolgedessen den CO₂-Transport in die Tiefsee gezielt zu fördern (sogenannte *Ozeandüngung*). Im Oberflächenwasser von rd. 20 % der Ozeanfläche ist Eisen der wachstumslimitierende Nährstoff. Beim Verfahren der *Eisendüngung* soll daher durch gezieltes Einbringen von Eisen das Algenwachstum stimuliert werden. Dagegen weist das Oberflächenwasser von rd. 80 % der Ozeanfläche einen Stickstoffmangel auf, der durch Zugabe von z.B. Harnstoff, Ammoniak oder Nitraten behoben werden soll. Als weitere Möglichkeit wird vorgeschlagen, nährstoffreiches Tiefenwasser an die Oberfläche zu pumpen, um die Produktion von Algenbiomasse im Oberflächenwasser zu steigern. Dazu wären fest im Ozean installierte Röhren mit einer Länge von mindestens 100 m notwendig.

Erste Schätzungen zum Potenzial der Ozeandüngung basierten auf theoretischen Überlegungen. Aus der Verteilung der Elemente Kohlenstoff, Stickstoff und Eisen in der Algenbiomasse lässt sich schließen, dass die mit 1 t Stickstoff gewachsene Algenbiomasse rd. 21 t CO₂ fixiert, die mit 1 t Eisen gewachsene Algenbiomasse sogar 83.600 t CO₂ fixiert. Unter diesen Bedingungen würde eine Schiffsladung Eisen (10.000 t) ausreichen, um die gesamten jährlichen CO₂-Emissionen von Deutschland von der Atmosphäre in den Ozean zu überführen. Diese theoretischen Überlegungen waren der Grund, weshalb der Ozeandüngung zunächst ein sehr hohes Potenzial zur Entfernung von CO₂ aus der Atmosphäre eingeräumt wurde.

Im Rahmen der Grundlagenforschung wurde seit 1993 eine Reihe von Feldversuchen zur künstlichen Eisendüngung mit sehr unterschiedlichen Ergebnissen durchgeführt. Generell lagen die Verhältnisse zwischen der Menge des eingebrachten Eisens und des in der Algenbiomasse fixierten und in die Tiefsee transportierten CO₂ stark unter den Erwartungen. Auch verschiedene Modellsimulationen bestätigen, dass selbst bei einer großflächigen (z.B. gesamter südlicher Ozean) und langanhaltenden (mehrere Jahrzehnte) Eisendüngung nur ein vergleichsweise geringer Anteil der jährlichen anthropogenen CO₂-Emissionen in die Tiefsee transportiert werden könnte (rd. 10 %). Theoretische Überlegungen ergeben auch für die Düngung mit Stickstoff oder mittels Hochpumpen von nährstoffreichem Tiefenwasser eine geringe CO₂-Senkenleistung. Eine großflächige Nährstoffdüngung der Ozeane würde zudem einen sehr deutlichen und nachhaltigen Eingriff in das sensible Gefüge der Stoffströme und Ökosysteme innerhalb der Meere darstellen, sodass mit weitreichenden Folgen für die Meeresumwelt und das Klimasystem gerechnet werden muss.

Generell sind Fragen zum Einfluss einer großflächigen Ozeandüngung auf die Meeresumwelt oder das Klima noch weitgehend unbeantwortet. Voraussetzung

für ein besseres Verständnis der komplexen Zusammenhänge mariner Ökosysteme wären größere Feldexperimente und die Weiterentwicklung von Modellsimulationen. Allerdings könnten großskalige Feldversuche bereits mit negativen und möglicherweise irreversiblen Nebenwirkungen verbunden sein.

BIOTECHNOLOGISCHE MIKROALGENPRODUKTION

Die Kultivierung von Mikroalgen ermöglicht theoretisch erheblich höhere Biomasserträge pro Flächeneinheit als z.B. der Anbau von Energiepflanzen. Auch benötigt die Mikroalgenproduktion keine landwirtschaftlichen Nutzflächen. Die biotechnologische Mikroalgenproduktion im großen Maßstab wird daher als potenziell effiziente Strategie zur biologischen Fixierung von CO₂ aus der Atmosphäre diskutiert.

Aktuelle Produktionsanlagen für Mikroalgen lassen sich in *offene* sowie technisch aufwendigere *geschlossene Systeme* einteilen. Offene Systeme bestehen aus einfachen sonnenbeschienenen Becken und zeichnen sich durch vergleichsweise geringe Investitions- und Betriebskosten aus. Allerdings erlauben sie keine optimalen Wachstumsbedingungen für die Mikroalgen, sodass die Flächenerträge dieser Produktionssysteme in derselben Größenordnung wie bei Landpflanzen liegen. In geschlossenen Systemen können die Mikroalgen in transparenten Röhren- oder Plattensystemen (sogenannte Photobioreaktoren) aus Glas oder Kunststoff weitgehend unabhängig von externen Störfaktoren und unter optimalen Bedingungen wachsen. Dies ermöglicht beim gegenwärtigen Stand der Technik Flächenerträge, die um den Faktor 2 bis 10 höher ausfallen als bei Landpflanzen. Die Nachteile geschlossener Systeme sind die hohen Kosten sowie der hohe Energiebedarf bei der Produktion.

Ungeachtet der hohen Flächenerträge erfordert die Fixierung von CO₂ in einer klimarelevanten Menge in Mikroalgenbiomasse einen sehr hohen Flächeneinsatz und Anlagenmaßstab. Um z.B. die CO₂-Emissionen eines Steinkohlekraftwerks (1 GW Leistung) zu fixieren, müsste sich die Produktionsanlage über eine Fläche von 273 km² erstrecken. Unter dem Gesichtspunkt des CO₂-Managements ist die weitere Verwertung der Mikroalgenbiomasse entscheidend. Für eine *stoffliche Nutzung* sind Mikroalgen aufgrund des breiten Spektrums an hochwertigen Inhaltsstoffen v.a. als Grundstoff in der Nahrungs-, Futter- oder Pharmaindustrie interessant. Dies trägt jedoch nur in einem geringen Maße zu einer langfristigen Kohlenstoffbindung bei, da die Lebensdauer der Produkte in der Regel kurz ist, sodass der gebundene Kohlenstoff zeitnah wieder freigesetzt wird. Die *energetische Nutzung* von Mikroalgenbiomasse sieht ein hohes Potenzial für die Emissionsvermeidung durch die Substitution fossiler Energieträger. Mikroalgen können hohe Mengen an Ölen oder Kohlehydraten produzieren. Prinzipiell lassen sie sich wie andere Biomasse in Bioenergieträger konvertieren.



ZUSAMMENFASSUNG

Mit aktuellen Produktionssystemen ist eine kommerzielle Bioenergieproduktion aus Mikroalgenbiomasse jedoch noch nicht möglich. Probleme bereiten die hohen Produktionskosten sowie der hohe Energiebedarf, gegenwärtig wird mehr Energie für die Kultivierung und Produktgewinnung gebraucht, als aus den Mikroalgen gewonnen werden kann. Mit einer kommerziellen, zu fossilen Treibstoffprodukten konkurrenzfähigen Produktion von Biotreibstoffen aus Mikroalgen wird nicht vor 2020 gerechnet.

BIOKOHLE AUS BIOMASSE

Der überwiegende Teil des CO₂, das Landpflanzen aus der Atmosphäre aufnehmen und in Form von Kohlenstoff in ihrer Biomasse fixieren, gelangt durch mikrobielle Zersetzungsprozesse innerhalb weniger Jahre wieder zurück in die Atmosphäre. Durch die Umwandlung eines Teils dieser Biomasse in biologisch stabilere sogenannte Biokohle könnte diese dem natürlichen Kreislauf entzogen und der darin gebundene Kohlenstoff – bei geeigneter Verwendung der Produkte auch längerfristig – damit aus der Atmosphäre entfernt werden.

In diesem Kontext stehen gegenwärtig zwei Verfahren für die Herstellung der Biokohle im Mittelpunkt: die *Pyrolyse* und die *hydrothermale Karbonisierung* (HTC). Bei beiden Verfahren wird Biomasse unter Ausschluss von Sauerstoff für einige Stunden auf Temperaturen über 200 °C erhitzt. Während die *Pyrolyse* unter Normaldruck nur mit trockener Biomasse funktioniert, findet die HTC unter hohem Druck und in Anwesenheit von Wasser statt, sodass auch feuchte Biomasse wie Gülle oder Mist in Biokohle umgewandelt werden kann. Die Eigenschaften der Pyrolyse- und der HTC-Biokohle unterscheiden sich jedoch stark.

Die Biokohle enthält typischerweise über die Hälfte des Kohlenstoffs aus der Biomasse, der durch eine stoffliche Nutzung der Biokohle u.U. längerfristig gebunden werden kann. Im Fokus steht dabei die Einarbeitung der Biokohle in landwirtschaftlich genutzte Böden, da die Vermutung besteht, dass Biokohle eine fördernde Wirkung auf die Fruchtbarkeit des Bodens entfalten könnte. Bislang sind die biologischen, chemischen oder physikalischen Wirkungsmechanismen von Biokohle in Böden jedoch wissenschaftlich weitgehend unverstanden. Offene Fragen betreffen die Wirkung der Biokohle auf das Pflanzenwachstum in unterschiedlichen Böden. Die positiven Ergebnisse zur Wirkung von *Pyrolysebiokohle* auf das Pflanzenwachstum beruhen überwiegend auf Studien von tropischen Böden, die Ergebnisse lassen sich jedoch nicht auf andere Bodentypen übertragen. Zur *HTC-Biokohle* gibt es bisher nur vereinzelte Studien, wonach ihre Wirkung auf das Pflanzenwachstum je nach Bodentyp stark unterschiedlich und teilweise auch negativ sein kann. Zudem weist HTC-Biokohle eine deutlich kürzere Verweildauer im Boden auf; sie besitzt daher ein weitaus geringeres Potenzial für die Kohlenstoffbindung als die *Pyrolysebiokohle*. Insgesamt zeigt sich, dass es sich bei der Biokohle je nach Herstellungsverfahren und Ausgangsbio-

masse um ein sehr heterogenes Material handelt, welches in höchst differenzierter Weise auf unterschiedliche Bodeneigenschaften und Klimabedingungen reagiert. In der Folge sind keine pauschalen Aussagen bezüglich der Stabilität der Biokohle im Boden sowie ihrer Wirkung auf das Pflanzenwachstum möglich.

ABSCHEIDUNG VON CO₂ AUS DER LUFT

Mithilfe technischer Verfahren kann CO₂ direkt aus der Luft abgeschieden und in geeignete Lagerstätten verbracht werden. Die dazu notwendige Verfahrenstechnik ist vergleichbar mit der CO₂-Abscheidung aus Rauchgasen von Kraftwerken mittels eines chemischen Sorptionsmittels. Im Gegensatz zu dieser, die nur bei großen stationären CO₂-Emissionsquellen durchgeführt werden kann, erlaubt es die CO₂-Abscheidung aus der Luft jedoch, dass über den Umweg durch die Luft CO₂ aus sämtlichen Emissionsquellen (z.B. aus dem Verkehrssektor) abgeschieden werden kann. Zudem kann dies an jedem Ort stattfinden, u.a. in der Nähe von geeigneten Lagerstätten, wodurch Kosten und Risiken durch den CO₂-Transport reduziert werden können.

Aus einer rein technischen Perspektive ist die Menge an CO₂, die mithilfe dieses Verfahrens aus der Atmosphäre entfernt werden könnte, kaum limitiert: Ausreichend hohe Abscheide- und Lagerkapazitäten vorausgesetzt, ließen sich theoretisch die jährlichen anthropogenen CO₂-Emissionen vollständig wieder aus der Atmosphäre entfernen. Die Schwierigkeit des Verfahrens besteht allerdings darin, dass die CO₂-Konzentration in der Luft sehr gering ist, sodass sehr große Mengen Luft in Kontakt mit einem chemischen Sorptionsmittel gebracht werden müssen, um CO₂ in einer signifikanten Menge abscheiden zu können. Dadurch erhöhen sich der energetische und der verfahrenstechnische Aufwand für die Abscheidung sowie der Platzbedarf für die Anlagen.

Gegenwärtig befindet sich die Technologie in der Phase der Konzeptentwicklung, im Rahmen derer einzelne Prototypen im Labormaßstab getestet werden. Der Energiebedarf aktueller Anlagenkonzepte ist sehr hoch. Wird dieser durch fossile Energieträger gedeckt, kann u.U. mehr CO₂ entstehen, als von den Anlagen abgeschieden werden kann. An neuen Konzepten und Sorptionsmitteln, die geringere Energieanforderungen haben, wird geforscht, diese befinden sich jedoch noch in einer sehr frühen Entwicklungsphase. Ob die Technologie unter Praxisbedingungen einsetzbar ist, kann noch nicht beurteilt werden.

KÜNSTLICHE BESCHLEUNIGUNG NATÜRLICHER VERWITTERUNGSPROZESSE

Ein Teil des in der Atmosphäre vorhandenen CO₂ wird an der Gesteinsoberfläche von verwitterungsfähigen Mineralen (z.B. Kalkstein) in einer chemischen Reaktion umgesetzt, wodurch diese aufgelöst bzw. in andere Minerale umgewandelt werden und das CO₂ in den Verwitterungsprodukten gebunden wird. Allerdings verlaufen diese Prozesse zu langsam, als dass durch sie ein relevanter



ZUSAMMENFASSUNG

Teil der anthropogenen CO₂-Emissionen aus der Atmosphäre entzogen und gebunden werden könnte. Eine einfache Möglichkeit, die Verwitterungsprozesse zu beschleunigen, ist die Vergrößerung der Gesteinsoberfläche. Dies kann sehr einfach dadurch erfolgen, dass das Gestein in großen Mengen bergbaulich gewonnen, zu einem feinen Pulver zermahlen und großflächig an Land oder im Meer verteilt wird.

Aus chemischen Gründen liegt die benötigte Menge an verwitterungsfähigem Gestein in der Größenordnung der aus der Atmosphäre zu entfernenden Menge an CO₂. Da es an abbaubarem verwitterungsfähigem Gestein nicht mangelt, findet das Potenzial zur CO₂-Fixierung dieses Verfahrens seine Begrenzung u.a. in der Gesteinsmenge, die unter ökonomischen und ökologischen Gesichtspunkten ausgebracht werden könnte. Auf Basis einfacher Modellannahmen wird das Potenzial dieser Verfahren auf eine Größenordnung von einigen wenigen Mrd. t CO₂/Jahr beziffert. Allerdings müssten dafür enorme Mengen an Gestein abgebaut und beispielsweise über die gesamten Einzugsgebiete des Kongos in Afrika und des Amazonas in Südamerika ausgebracht werden.

Das Verfahren ist mit einer Reihe von Umweltwirkungen verbunden. Obwohl die Verwitterungsprodukte allesamt in der Natur bereits in hohen Mengen vorhanden sind, könnten lokal erhöhte Konzentrationen zu einer ggf. starken Erhöhung des pH-Werts in betroffenen Ökosystemen führen. An Land hätte dies u.a. Auswirkungen auf die biologische Aktivität und Artenzusammensetzung der Bodenorganismen oder die Nährstoffverfügbarkeit. Im Meer würde die Einbringung des Gesteinspulvers zwar die Versauerung der Meere reduzieren, allerdings könnte es auch hier zu einer Veränderung der Artenzusammensetzung kommen, beispielsweise infolge der Eintrübung des Meerwassers. Weitere ggf. beträchtliche Umweltauswirkungen sind in Verbindung mit der bergbaulichen Gewinnung des Gesteins zu erwarten.

Bisher sind keine größeren Feldexperimente zu diesen Verfahren durchgeführt worden. Es bestehen noch erhebliche Wissenslücken hinsichtlich der tatsächlichen Umsatzraten unter Praxisbedingungen. Weitgehend ungeklärt sind die Auswirkungen dieser Verfahren auf bestehende Öko- oder klimarelevante Systeme.

STOFFLICHE NUTZUNG VON CO₂

Als Abfallprodukt der Energieerzeugung aus fossilen Quellen entsteht CO₂, das bislang beinahe vollständig in der Atmosphäre deponiert wird. Auch CO₂, das zukünftig durch eine Abscheidung aus Rauchgasen (CCS) bzw. aus der Luft gewonnen werden könnte, wird derzeit noch als weitgehend wertlos betrachtet und soll aktuellen Konzepten zufolge z.B. unterirdisch in geologischen Formationen entsorgt werden. Es kann jedoch auch ein gänzlich anderer Ausgangspunkt gewählt werden, indem CO₂ nicht als problematischer Abfallstoff, sondern als

wertvolle Ressource aufgefasst wird, auf deren Basis höherwertige Produkte hergestellt werden.

Die Synthese einer Reihe wichtiger organischer Grund- und Feinchemikalien beruht bereits auf dem Ausgangsstoff CO₂ (z.B. Harnstoff) bzw. lässt sich alternativ zur herkömmlichen Synthese auch auf Basis von CO₂ herstellen. Auch als ein Baustein für die Polymerherstellung ist CO₂ prinzipiell geeignet. Eine weitere Möglichkeit der chemischen Nutzung ist die Herstellung von Kraftstoffen bzw. Energieträgern (z.B. Methanol). Derzeit werden weltweit insgesamt rd. 110 Mio. t CO₂ pro Jahr als Grundstoff für chemische Produkte eingesetzt. In verschiedenen Branchen findet CO₂ auch als Industriegas Anwendung, beispielsweise als Kohlensäure in der Getränkeindustrie, als Kühl- oder Kältemittel oder als Feuerlöschmittel. Gegenwärtig werden weltweit insgesamt rd. 20 Mio. t CO₂ pro Jahr als Industriegas eingesetzt.

Unter dem Gesichtspunkt des CO₂-Managements im Rahmen von Klimaschutzmaßnahmen allerdings sprechen drei Gründe dagegen, dass die stoffliche Nutzung von CO₂ einen signifikanten positiven Beitrag leisten könnte:

Hoher Energieeinsatz: CO₂ ist sehr stabil und reaktionsträge, daher erfordern chemische Reaktionen zur Umsetzung von CO₂ in neue Produkte einen hohen Energieeinsatz. Nur unter Verwendung CO₂-armer Energieträger besteht eine Chance auf eine positive CO₂-Gesamtbilanz. Allerdings könnten diese Energieträger auch an anderer Stelle zu einer THG-Reduktion beitragen.

Kurze Kohlenstofffixierungsdauer: Bei vielen chemischen Produkten ist die Fixierung von Kohlenstoff nur von kurzer Dauer, da der Kohlenstoff bei Verwendung des Produkts unmittelbar wieder freigesetzt wird. Hingegen ermöglichen Polymere auf Basis von CO₂ die Kohlenstofffixierung über Jahre bis Jahrzehnte. Eine kurze Kohlenstofffixierungsdauer ist auch für die meisten der Nutzungsmöglichkeiten für CO₂ als Industriegas zu konstatieren.

Mengenproblem: Aus heutiger Sicht findet diese Strategie eine entscheidende Begrenzung darin, dass im Vergleich zu den anthropogenen CO₂-Emissionen in Höhe von über 33 Mrd. t CO₂ das Mengenpotenzial der stofflichen CO₂-Nutzung sehr beschränkt ist. Gegenwärtig entspricht die stofflich genutzte Menge an CO₂ lediglich 0,4 % der anthropogenen CO₂-Emissionen, wobei der überwiegende Teil zeitnah wieder freigesetzt wird. Selbst wenn es gelingen sollte, die gesamte Produktion von Polymeren auf Basis von Materialien aus technisch fixiertem CO₂ herzustellen, könnten lediglich 0,1 % der anthropogenen Emissionen längerfristig fixiert werden.



MÖGLICHKEITEN DES TREIBHAUSGASMANAGEMENTS IM BEREICH DER LANDNUTZUNG

Land- und Forstwirtschaft tragen mit rd. 30 % zu den globalen anthropogenen Treibhausgasemissionen bei und sind neben der Nutzung von fossilen Energieträgern der zweite wichtige Treiber für den Klimawandel. Die Bereiche zeichnen sich durch hohe Umsätze von Treibhausgasen zwischen der terrestrischen Biosphäre und der Atmosphäre aus und bieten sehr viele Handlungsansätze für die Emissionsvermeidung und CO₂-Fixierung.

Im Bericht werden die Maßnahmen nach prinzipiellen Landnutzungsänderungen sowie möglichen technischen und organisatorischen Anpassungen der Produktionsabläufe und neuen Handlungsansätzen aus den Bereichen der Landwirtschaft und der Forstwirtschaft gegliedert.

LANDNUTZUNGSÄNDERUNGEN

Die verschiedenen Ökosysteme weisen große Unterschiede im flächenbezogenen Kohlenstoffvorrat auf, die diese im ungestörten Zustand über sehr lange Zeiträume aufgebaut haben. Herausragend ist der Kohlenstoffvorrat in organischen Böden (z.B. Moore), hohe Vorräte weisen Waldökosysteme auf, Ackerland hingegen nur einen vergleichsweise geringen. Prinzipielle Handlungsmöglichkeiten zur Emissionsvermeidung sind der Erhalt bzw. in Bezug auf Kohlenstoffverluste die schonende Nutzung von Ökosystemen mit hohen Kohlenstoffvorräten in der Biomasse und/oder im Boden. Maßnahmen zur CO₂-Fixierung beabsichtigen die Umwandlung von Ökosystemen mit geringeren Kohlenstoffvorräten in Ökosysteme mit höheren Kohlenstoffvorräten in der Biomasse und/oder im Boden.

Auf *mineralischen Böden* führt die Umwandlung von Wald in Grün- oder Ackerland zu einer unmittelbaren Freisetzung des Kohlenstoffvorrats in der oberirdischen Biomasse und einem signifikanten Verlust der Bodenkohlenstoffvorräte (bis 30 %) über einen Zeitraum von bis zu 20 Jahren. Aufforstungsmaßnahmen tragen zur CO₂-Fixierung bei, sie wirken im Vergleich zur Entwaldung jedoch langsamer, und je nach Nutzungsart des neuen Waldes kann nur ein Teil der Kohlenstoffverluste aus der Entwaldung kompensiert werden. In den gemäßigten Breiten ist die Umwandlung von Grün- in Ackerland eine bedeutende Kohlenstoffquelle, die Umwandlung von Acker- in Grünland dagegen eine bedeutende, aber langsam wirkende Kohlenstoffsenke.

Moore nehmen aufgrund der hohen flächenbezogenen Kohlenstoffmenge eine besondere Stellung ein. Weltweit machen sie lediglich 3 bis 4 % der Landfläche aus, speichern aber rd. 25 bis 30 % des weltweit in Pflanzen und Böden gespeicherten Kohlenstoffs. Die Trockenlegung der Moore zur Nutzbarmachung als Grün- oder Ackerland führt zur Zersetzung der organischen Substanz und damit zu hohen CO₂-Emissionen. Aus der Perspektive des Klimaschutzes sollte die

Trockenlegung von Mooregebieten vermieden, trockengelegte Moore sollten durch Wiedervernässung renaturiert werden. Letzteres gelingt nicht immer, da Moore durch Trockenlegung irreversibel zerstört werden können.

Degradierete Böden stellen durch die abnehmende Produktivität sowie durch Wind- und Wassererosion eine Kohlenstoffquelle dar. Zudem befördert die Degradation die Abholzung von angrenzenden Wäldern zur Gewinnung von neuer landwirtschaftlicher Nutzfläche. Degradierungserscheinungen sind ein weit verbreitetes Phänomen, im globalen Mittel sind rd. 30 % der Waldflächen, rd. 22 % der Ackerflächen und rd. 16 % der Grünlandflächen davon betroffen. Maßnahmen zur Rekultivierung degradierter Böden konzentrieren sich auf die Wiederherstellung der Bodenfruchtbarkeit, u.a. durch Anpflanzung einer Vegetationsdecke für den Erosionsschutz und die Erhöhung des Humus- und Nährstoffgehalts durch Einbringung von organischem Material.

HANDLUNGSANSÄTZE IN DER LANDWIRTSCHAFT

Der Bereich der Landwirtschaft ist für 60 % der globalen *Lachgasemissionen* sowie 50 % der globalen *Methanemissionen* verantwortlich. Im Zeitraum von 1990 bis 2005 sind diese Emissionen im globalen Mittel um 17 % angestiegen, wobei der Zuwachs in den Entwicklungsländern 32 % betrug und die übrigen Länder einen leichten Rückgang um 12 % aufwiesen. Der starke Anstieg bei den Entwicklungsländern geht u.a. auf einen erhöhten Einsatz von Stickstoffdünger und eine starke Zunahme der Nutztierzahlen zurück. Es wird damit gerechnet, dass der Trend sich auch in Zukunft fortsetzen wird und die Emissionen aus der Landwirtschaft um 10 bis 15 % pro Jahrzehnt ansteigen werden.

Handlungsansätze zur THG-Reduktion im Bereich der Landwirtschaft müssen vor dem Hintergrund diskutiert werden, dass die Landwirtschaft in der Zukunft einer ganzen Reihe weiterer Herausforderungen gerecht werden muss, darunter die Sicherung der Ernährung der wachsenden Weltbevölkerung, eine steigende Nachfrage nach Biomasse, die Anpassung an den Klimawandel, der Ressourcenschutz und die Bekämpfung der Armut in Entwicklungsländern. Vor diesem Hintergrund dürfen Maßnahmen zur THG-Reduktion nicht zu einer Minderung der Produktivität in der Landwirtschaft führen.

Im *Ackerlandmanagement* schließen sich diese beiden Zielsetzungen gegenseitig nicht aus, da durch höhere Biomasseerträge pro Flächeneinheit auch mehr Kohlenstoff aus der Atmosphäre in die Biomasse eingebunden wird, wobei Ernterückstände z.B. zur Humusanreicherung oder als Bioenergieträger verwendet werden können. In der *konventionellen Landwirtschaft* sind höhere Flächenerträge u.a. durch die Nutzung verbesserter Hohertragsorten, den Einsatz von (synthetischen) Dünge- und Pflanzenschutzmitteln, Bewässerungssysteme oder eine Ausweitung der Fruchtfolge möglich. Voraussetzung für eine gleichzeitige THG-Reduktion ist u.a. ein angepasstes Nährstoffmanagement, um höhere Lach-



ZUSAMMENFASSUNG

gasemissionen aus den Böden infolge der Stickstoffdüngung zu vermeiden. Der Ansatz der *ökologischen Landwirtschaft* strebt eine nachhaltige Steigerung der Produktion an, indem nach den Gesetzmäßigkeiten von Ökosystemen gewirtschaftet wird. Auf synthetische Dünge- und Pflanzenschutzmittel wird weitgehend verzichtet, wodurch Lachgasemissionen aus Böden und CO₂-Emissionen aus der Herstellung der Mittel verringert werden können. Weitere Gestaltungsprinzipien der ökologischen Landwirtschaft können zu einer Steigerung der Flächenproduktivität und THG-Reduktion beitragen, darunter die Erhöhung der Agrarbiodiversität unter Berücksichtigung lokaler Standortfaktoren, der Anbau von Mischkulturen anstelle von Monokulturen oder bodenerhaltende Maßnahmen.

Welche der beiden gegensätzlichen Produktionsmethoden den Zielsetzungen (THG-Reduktion und Produktionssteigerung) gleichzeitig besser gerecht werden kann, hängt stark von lokalen Faktoren ab. In Industrieländern liegen die flächenspezifischen Erträge in der ökologischen Landwirtschaft in der Regel unter den konventionell erzielbaren Erträgen. In Entwicklungsländern hingegen kann die ökologische Landwirtschaft vielfach höhere Erträge erzielen, da u.a. die Wirksamkeit von Mineraldünger auf Böden mit geringem Nährstoffrückhaltevermögen gering ist und sich Hohertragsorten für den Anbau auf suboptimalen Standorten nicht eignen. Hinsichtlich der produktbezogenen THG-Emissionen in der Ackerfruchtproduktion schneiden in Industrieländern die ökologischen gegenüber den konventionellen Produktionsmethoden in der Regel besser ab. Da in Entwicklungsländern die Flächenerträge der ökologischen Landwirtschaft höher sein können, dürften auch die produktbezogenen THG-Emissionen niedriger sein als bei der konventionellen Landwirtschaft. Vor dem Hintergrund, dass der prognostizierte starke Anstieg der THG-Emissionen im Bereich der Landwirtschaft insbesondere in den Entwicklungsländern stattfinden könnte, ist dies von besonderer Bedeutung.

Weitere Handlungsansätze für eine THG-Reduktion im Ackerbau sind die *reduzierte oder pfluglose Bodenbearbeitung*, *Agroforstsysteme* oder *verbesserte Praktiken im Reisanbau*: Durch eine reduzierte mechanische Bodenbearbeitung werden die Störungen im Bodengefüge vermindert, wodurch der Abbau des Bodenkohlenstoffs eingedämmt werden kann. Agroforstsysteme kombinieren Elemente des Pflanzenbaus (und/oder der Viehhaltung) mit denen des Waldbaus auf derselben landwirtschaftlichen Nutzfläche und zielen darauf, auf natürliche Weise den Kohlenstoffvorrat des Ökosystems in Boden und Biomasse zu steigern sowie den Nährstoffgehalt im Boden und damit die Flächenproduktivität zu erhöhen. Maßnahmen zur Reduktion der Methanemissionen im Reisanbau beinhalten die temporäre Trockenlegung des Reisfeldes, die Vermeidung der Einbringung von Reisstroh in die Reisfelder und die Verwendung spezieller Reissorten mit einer reduzierten Abgabe von Substanzen, die den Stoffwechsel der Methanbakter fördern.

Im Rahmen eines *verbesserten Nährstoffmanagements* von Stickstoffdünger können die Lachgasemissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden verringert werden. Liegt die Stickstoffkonzentration im Boden über der von der Vegetation nutzbaren Menge (sogenannter Stickstoffüberschuss), entweicht ein Teil des Stickstoffs in Form von Lachgas in die Atmosphäre. Vermindern lässt sich ein Stickstoffüberschuss z.B. durch die Steigerung der Stickstoffeffizienz, indem die Stickstoffdüngung optimal an die Aufnahmefähigkeit der Kulturpflanze angepasst wird. Die Bepflanzung mit Leguminosen, die atmosphärischen Stickstoff fixieren, kann den Bedarf an mineralischen und organischen Stickstoffdünger reduzieren. Auch kann eine angepasste Anbaufolge von Pflanzen mit unterschiedlichem Stickstoffbedarf zur Etablierung eines ausgeglichenen Stickstoffhaushalts im Boden führen und dadurch die Lachgasfreisetzung eindämmen.

In der *Viehhaltung* führt der Verdauungsprozess von Wiederkäuern zu erheblichen Methanfreisetzungen. Hier könnte eine Optimierung (z.B. durch adäquateres Kraftfutter oder die Zucht von besonders leistungsfähigen Tieren) bei gleicher Produktionsleistung den weltweiten Viehbestand und damit ggf. die Methanemissionen verringern. Allerdings könnten Folgeeffekte wie beispielsweise THG-Emissionen aufgrund der Bereitstellung des Kraftfutters die Wirkung der Maßnahme kompensieren. Weitere Handlungsansätze, die nicht bei der Anzahl der Nutztiere ansetzen, könnten im Bereich der Fütterung möglich sein (z.B. fettreicheres Futter, verschiedenen Futtermitteladditive u.Ä.). Bisher wurden jedoch noch keine Fütterungsstrategien entwickelt, die effektiv wären und frei von abträglichen Nebenwirkungen für das Vieh sind. Aus Zersetzungsprozessen tierischer Exkrememente entstehen weitere Methan- und Lachgasemissionen, die im Rahmen eines *verbesserten Wirtschaftsdüngermanagements* eingedämmt werden könnten, darunter technische Maßnahmen wie die Erhöhung der Dichtigkeit von Gülle- oder Festmistlager. Eine wirksame Maßnahme zur Reduktion der Methanemissionen bei der Lagerung von Wirtschaftsdünger ergibt sich aus der energetischen Verwertung von Gülle oder Festmist in Biogasanlagen und der anschließenden Verwendung der Gärrückstände als Dünger.

Dauergrünland kann aufgrund seiner beständigen Vegetationsdecke eine dauerhafte Kohlenstoffsенке darstellen. Übernutzte Weiden können jedoch zu Kohlenstoffquellen werden, u.a. infolge der Einschränkung der Regenerationsfähigkeit der Vegetation. Abhilfe könnte ein angepasstes *Grünlandmanagement* leisten, z.B. durch eine geringere Besatzdichte oder Ruhezeiten in der Beweidung. Ein angepasstes Nährstoffmanagement (z.B. Einsäen von Leguminosen) kann unnötige Lachgasemissionen vermeiden.

HANDLUNGSANSÄTZE IN DER FORSTWIRTSCHAFT

Wälder stellen eine Schlüsselkomponente des vom Menschen beeinflussbaren globalen Kohlenstoffkreislaufs dar. In Waldökosystemen ist rd. die Hälfte des



ZUSAMMENFASSUNG

Kohlenstoffvorrats der terrestrischen Biosphäre gebunden. Allerdings sind diese Kohlenstoffvorräte stark bedroht. Im Zeitraum von 2000 bis 2010 belief sich der Nettoverlust der weltweiten Waldfläche auf jährlich rd. 52.160 km². Die Entwaldung und nachfolgende Zersetzung bzw. Verbrennung von Biomasserückständen und Bodenkohlenstoffvorräten der häufig torfreichen Waldböden verursachen nach verschiedenen Schätzungen zwischen 11 und 17% der globalen THG-Emissionen.

Die *Vermeidung von Abholzung und Brandrodung* des Waldes sowie der Waldbrandschutz werden als die kurzfristig effektivsten Maßnahmen für die Emissionsvermeidung im Bereich der Forstwirtschaft angesehen. In einigen Regionen der Welt ist der Wald zudem von einer teilweise starken *Degradierung* in Form einer erheblichen Ausdünnung des Baumbestands gekennzeichnet.

Die staatlich genehmigte Abholzung in walddreichen Staaten lässt sich kaum eindämmen, da diese häufig der Entwicklung der Staaten dient (Infrastrukturausbau) und die Waldwirtschaft eine wichtige Wertschöpfungsquelle darstellt. Die illegale Abholzung und Brandrodung zur Gewinnung neuer landwirtschaftlicher Nutzfläche findet entgegen landläufiger Meinung namentlich in Entwicklungsländern nicht primär durch die ärmste Schicht der Landbevölkerung statt, sondern weitaus häufiger durch finanziell besser gestellte Bauern bzw. kleine landwirtschaftliche Unternehmen. Grundsätzlich sollten Maßnahmen mit Blick auf die genannten Urheber der illegalen Abholzung sowie unter Beachtung der lokalen sozioökonomischen Gegebenheiten auf die Minderung der (Markt-)Anreize zur Abholzung abzielen. Im Gegensatz zur illegalen Abholzung sind Degradierungsprozesse in den Entwicklungsländern in der Regel nicht auf Profitinteressen einzelner Akteure zurückzuführen, sondern erfolgen durch eine Übernutzung der Wälder durch die lokale Bevölkerung. Hier ist der Handlungsspielraum zur Eindämmung der Waldschädigung beschränkt, sodass der Armutsbekämpfung eine besondere Bedeutung zukommt.

Durch eine *Aufforstung* kann der Kohlenstoffvorrat in der Biosphäre wieder erhöht werden. Allerdings wirken Aufforstungsmaßnahmen bestenfalls langsam und können nur bei Verzicht auf eine forstliche Nutzung die ursprünglichen Kohlenstoffvorräte wieder in der Biosphäre binden. In der Regel sinken die Kohlenstoffvorräte mit zunehmender Intensität der Bewirtschaftung und Verkürzung der Umtriebszeiten, da durch die Holzernte ein Teil des Biomassezuwachses regelmäßig aus dem Wald entfernt wird.

Auch bestehende Wälder können durch *ein angepasstes Waldmanagement* dazu beitragen, dass die Biosphäre vermehrt Kohlenstoff fixiert und dadurch die Atmosphäre entlastet wird. Durch die kontinuierliche Ernte in einem *nachhaltig intensiv bewirtschafteten Wald* können permanent hohe Zuwachsraten an Biomasse erreicht werden. Damit wird einerseits die Kohlenstoffsinkenleistung er-

höht, andererseits sinkt gleichzeitig der Kohlenstoffvorrat in der Waldbiomasse. Die Betrachtung muss allerdings über das System Wald hinaus durch die Berücksichtigung des Kohlenstoffvorrats in Holzprodukten ausgeweitet werden: Bei einer energetischen Nutzung können fossile Energieträger substituiert werden, bei der stofflichen Nutzung kann der darin gebundene Kohlenstoff je nach Lebensdauer der Holzprodukte über Jahrzehnte bis Jahrhunderte gebunden werden. Notwendige Voraussetzung dafür ist allerdings einerseits ein steigender Bedarf an Holzprodukten und andererseits, dass deren Lebensdauer länger als die Umtriebszeiten der Wirtschaftswälder ist. Dagegen besteht die Klimaschutzwirkung eines *extensiv bewirtschafteten bzw. naturbelassenen Waldes* darin, dass dieser gegenüber dem intensiv genutzten Wald einen höheren Kohlenstoffvorrat in seiner Biomasse, im Totholz und im Waldboden aufbauen kann – allerdings verliert der Wald infolge einer eintretenden Kohlenstoffsättigung zunehmend seine Kohlenstoffsinkenleistung. Welcher Handlungsansatz ein höheres Klimaschutzpotenzial aufweist, ist noch umstritten.

Ein dringendes Ziel des Waldmanagements muss die *Anpassung der Wälder an den Klimawandel* sein, damit der Wald auch in Zukunft seine Senkenfunktion für Kohlenstoff erhalten kann und nicht durch einen Abbau seiner Kohlenstoffvorräte zu einer Quelle wird. Aktive Anpassungsmaßnahmen bedeuten einen Waldumbau hin zu einem Baumbestand, der gegenüber den zu erwartenden geänderten klimatischen Verhältnissen sowie möglicherweise häufiger auftretenden Extremwetterereignissen widerstandsfähiger ist. Die Maßnahmen zur Erhöhung des Anpassungsvermögens der Wälder an den Klimawandel sollten möglichst frühzeitig eingeleitet werden.

POTENZIAL ZUR THG-REDUKTION AUF GLOBALER EBENE

Ungeachtet der Schwierigkeiten hinsichtlich präziser Abschätzungen zu Potenzialen und Kosten wird dem Bereich der Land- und Forstwirtschaft bei geeigneter Umsetzung der beschriebenen Handlungsansätze qualitativ zumindest ein hohes *technisches* Potenzial eingeräumt.

Für den Bereich der *Landwirtschaft* einschließlich diesen Bereich betreffender Landnutzungsänderungen (ohne Entwaldung) wird das globale *technische* THG-Reduktionspotenzial für das Jahr 2030 auf rd. 5.500 bis 6.000 Mt CO₂e/Jahr geschätzt, wovon 89 % auf den Erhalt bzw. die Erhöhung der Kohlenstoffvorräte im Boden sowie 9 bzw. 2 % auf die Vermeidung von Methan- bzw. Lachgasemissionen zurückzuführen sind. Die größten Beiträge könnten aus verbesserten Praktiken im Acker- und Grünlandmanagement resultieren, gefolgt von der Renaturierung landwirtschaftlich nutzbar gemachter Moor- und Feuchtgebiete und der Wiederherstellung von degradiertem Land. Das globale *ökonomische* Potenzial für 2030 wird geringer eingeschätzt und reicht von 27 % (bei einem Kohlenstoffpreis von 20 US-Dollar/t CO₂), über 45 % (bei 50 US-Dollar/t CO₂)



ZUSAMMENFASSUNG

bis hin zu 72 % (bei 100 US-Dollar/t CO₂ und mehr) des technischen Potenzials. Etwa 70 % des Potenzials liegen in den Entwicklungsländern, 20 % in den Industrieländern und 10 % in den Ländern des ehemaligen Ostblocks.

Auch das Reduktionspotenzial im Bereich der *Forstwirtschaft* ist aufgrund der großen Vielfalt unterschiedlicher Waldökosysteme mit jeweils eigener THG-Charakteristik, variablen Referenzszenarien sowie der beschränkten Datenqualität nicht präzise zu bestimmen. Das ökonomische Reduktionspotenzial bei Kohlenstoffpreisen von 100 US-Dollar/t CO₂ für 2030 variiert je nach methodischem Ansatz zwischen 1.270 bis 4.230 Mt CO₂e/Jahr und 13.800 Mt CO₂e/Jahr. Das größte Potenzial ergibt sich in tropischen Ländern (rd. 65 %). Die enormen Unterschiede belegen die großen Unsicherheiten in den Berechnungsgrundlagen. Das Potenzial ist fraglos vorhanden, Umsetzung und Wirkung der Maßnahmen sind aufgrund der Komplexität des Themenfeldes aber sehr schwer prognostizierbar.

POTENZIAL ZUR THG-REDUKTION AUF NATIONALER EBENE

Auf ein einzelnes Land beschränkte THG-Reduktionsmaßnahmen im Agrar- bzw. Forstsektor, die zu Produktionseinbußen oder Wettbewerbsnachteilen gegenüber dem Ausland führen, verfehlen aufgrund von Verlagerungseffekten in der Regel das anvisierte nationale THG-Reduktionsziel, sofern nicht gleichzeitig ähnlich rigide Klimaschutzpolitiken in den anderen Ländern zur Anwendung gelangen bzw. die Nachfrage nach den betroffenen Produkten gedrosselt wird. Maßnahmen, die ohne gravierende Veränderungen der Produktionsleistung zu einer deutlichen THG-Reduktion beitragen, können auch auf Deutschland bezogen eine positive Wirkung zeigen.

Renaturierung von Mooren: In Deutschland existieren nach Schätzungen nur noch 4,6 % der ursprünglichen Moorfläche in einem naturnahen Zustand, rd. 70 % der ursprünglichen Moorfläche werden als Acker- oder Grünland genutzt. Obwohl nur 5 % der Ackernutzung auf Moorflächen stattfinden, verursacht dies 88 % der CO₂-Gesamtemissionen aus der Ackernutzung. In der Grünlandnutzung ist die Entwässerung organischer Grünlandböden die einzige CO₂-Emissionsquelle, wobei 14 % der Grünlandnutzung auf Moorflächen stattfinden. Insgesamt ist die Moornutzung für rd. 35 % der Gesamtemissionen der deutschen Landwirtschaft verantwortlich. Eine Wiedervernässung könnte in der Folge ein hohes THG-Reduktionspotenzial aufweisen, wobei der resultierende Produktionsrückgang gering wäre. Allerdings bestehen noch zahlreiche ungeklärte Fragen zum genauen Zustand der Moore und ob eine Wiedervernässung überhaupt noch möglich ist.

Schutz von Dauergrünland vor Umwandlung in Ackerland: In Deutschland ist Dauergrünland durch die Umwandlung in Ackerland einem starken Veränderungsdruck ausgesetzt. Der Schutz von Grünland wird im Rahmen der Gemein-

samen Agrarpolitik (GAP) der Europäischen Kommission geregelt. Die Regelung verhindert jedoch nur eine flächendeckend sehr starke Abnahme von Dauergrünland auf Landesebene und berücksichtigt weder die Qualität noch die Lage von Grünland. Dies ist mit Blick auf das THG-Management als problematisch anzusehen, da die Höhe der THG-Emissionen stark davon abhängt, ob beispielsweise der Grünlandumbruch auf mineralischen oder organischen Böden stattfindet. Ein flächendifferenzierter Grünlandschutz könnte hier Abhilfe schaffen.

Verbessertes Düngemanagement: Die Lachgasemissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden sind für 37,5 % der THG-Emissionen der deutschen Landwirtschaft verantwortlich und bewegen sich (nach einer deutlichen Abnahme zwischen 1990 bis 1992) auf einem konstant hohen Niveau. Diese Emissionen ließen sich durch eine weitere Reduktion des Stickstoffüberschusses senken. Die Lagerung von Wirtschaftsdünger verursacht rd. 5 % der THG-Emissionen in der deutschen Landwirtschaft. Diese könnten u.a. durch eine Steigerung des Gülle- bzw. Festmistanteils im Substrat von bereits bestehenden oder neuen Biogasanlagen reduziert werden.

Handlungsansätze in der Forstwirtschaft: Der Wald in Deutschland ist eine bedeutende Kohlenstoffsенке, die allerdings einen stark abnehmenden Trend zeigt: Die Senkenleistung ist im Zeitraum von 1990 bis 2010 um 65 % gesunken. Ursache dafür ist, dass immer mehr Holz geerntet wird und die Wälder immer älter werden. Mit entsprechenden Anpassungen im Waldmanagement könnte die Senkenleistung des Waldes wieder erhöht werden. In Deutschland steht noch ein erhebliches Flächenpotential für die Aufforstung zur Verfügung, das allerdings infolge zahlreicher Nutzungskonkurrenzen nur teilweise erschließbar sein könnte. Generell besteht die Notwendigkeit der Anpassung der Wälder an den Klimawandel, damit sich der Wald nicht zur Kohlenstoffquelle entwickelt.

UMSETZUNGSBARRIEREN UND HEMMNISSE EINER THG-REDUKTION

Auch wenn die in verschiedenen Studien ausgewiesenen technischen bzw. ökonomischen Potenziale hoch sind, könnte das *erschließbare Potenzial*, d.h. der tatsächlich zu erwartende Beitrag der beschriebenen Handlungsoptionen zur THG-Reduktion, infolge einer Reihe von Umsetzungsbarrieren und Einschränkungen deutlich niedriger ausfallen.

Umsetzungsbarrieren: Zusätzlich zu den Implementierungskosten, auf denen ökonomische Potenzialabschätzungen beruhen, entstehen *Transaktionskosten*, die bei der Durchführung der Maßnahmen anfallen, sowie *Mess- und Monitoringkosten*. In ökonomischen Anreizsystemen sinkt die finanzielle Gegenleistung für die Umsetzung der Maßnahme um den Betrag der Transaktions- sowie ggf. der Mess- und Monitoringkosten. Dies könnte insbesondere in Entwicklungsländern problematisch sein, da infolge einer stark fragmentierten Landnutzung die Transaktionskosten sehr hoch ausfallen. Da THG-Bilanzen in der Land- und



ZUSAMMENFASSUNG

Forstwirtschaft aufgrund der hohen Komplexität der mit diesen Maßnahmen im Zusammenhang stehenden biologischen, ökologischen und ökonomischen Mechanismen sehr anspruchsvoll sind, sind die Maßnahmen hinsichtlich der zu erwartenden Reduktionsmenge und -kosten im Vergleich zu anderen Sektoren mit höheren *Unsicherheiten* verbunden. Generell mindern hohe Unsicherheiten die Attraktivität für land- und forstwirtschaftliche Betriebe, Reduktionsmaßnahmen umzusetzen. Eine weitere Umsetzungsbarriere sind die oft *fehlenden oder unklaren Besitzverhältnisse* für landwirtschaftlich nutzbares Land oder Waldgebiete in vielen Entwicklungsländern. Für längerfristige Investitionen sind sichere Landrechte eine Grundvoraussetzung für deren Implementierung.

Einschränkungen: Für Maßnahmen im Landnutzungsbereich, die auf eine Erhöhung der Kohlenstoffvorräte in einem Ökosystem abzielen, besteht immer das Problem der *Permanenz*: Einerseits erreichen Ökosysteme in der Regel nach einer bestimmten Zeitperiode eine Kohlenstoffsättigung. Andererseits muss die Bindung von Kohlenstoff innerhalb von Ökosystemen meist als nur vorübergehend bewertet werden, da der gebundene Kohlenstoff durch natürliche Störungen, durch Änderung der lokalen Bedingungen oder aber durch Beendigung bzw. Umkehrung der Maßnahmen wieder innerhalb von kurzer Zeit an die Atmosphäre abgegeben werden kann. Ein Grundproblem von gebietsbezogenen THG-Reduktionsbemühungen im Bereich der Land- und Forstwirtschaft sind *Verlagerungseffekte*, wenn die Reduktionsmaßnahmen zu einer Minderung der Produktionsleistung führen.

Mangel an politischen Anreizen: Trotz ihres beträchtlichen Potenzials zur THG-Reduktion haben die Sektoren der Land- und Forstwirtschaft im Vergleich zu anderen Sektoren bislang nur eine untergeordnete Rolle in den internationalen Klimaschutzbemühungen eingenommen. Mögliche Ursachen sind die Vielfalt an Handlungsoptionen, die hohe Komplexität, methodische Schwachstellen bei der Messung und Überwachung, aber auch die schwierige Interessenkonstellation der Beteiligten. Ein stärkerer Einbezug dieser Sektoren in die multinationale oder globale Klimapolitik könnte wichtige Anreize zur Umsetzung möglicher Maßnahmen zur THG-Reduktion geben.

THEMENSCHWERPUNKTE FÜR DIE FORSCHUNG

Einer großflächigen Diffusion der Maßnahmen stehen insbesondere die großen Unsicherheiten bezüglich ihrer Wirkung und ihres THG-Reduktionspotenzials, methodische Schwierigkeiten bei der Messung und beim Monitoring sowie die sehr unterschiedlichen Ansprüche an die Landnutzung entgegen. Eine auf den Abbau dieser Einschränkungen konzentrierte Forschung könnte einen Beitrag dazu leisten, die Attraktivität der Maßnahmen für Land- und Forstwirte zu erhöhen und damit ihre Diffusion fördern.

Wirkung und THG-Reduktionspotenzial: Die starke Abhängigkeit der THG-Bilanzen von lokalen, örtlich und zeitlich variablen Parametern sowie die hohe Komplexität des Forschungsfeldes führen dazu, dass die Klimaschutzwirkung von Handlungsansätzen in der Land- und Forstwirtschaft oft noch umstritten ist. Grundsätzliche Schwierigkeiten bestehen darin, dass diesbezügliche Studien aufgrund der Vielschichtigkeit häufig nur Einzelmaßnahmen untersuchen, auf unterschiedlichen methodischen Ansätzen und Systemeingrenzungen basieren, sich auf geografisch eingeschränkte Gebiete und unterschiedliche Zeiträume beziehen und nur einzelne Produktionsverfahren betrachten. Dadurch wird einzelnen Maßnahmen teilweise eine sehr unterschiedliche Wirkung zugesprochen. Auch bleiben Auswirkungen der Maßnahmen auf die Produktionsabläufe in den Betrieben häufig unberücksichtigt. Durch Veränderungen in den Produktionsabläufen können jedoch an anderer Stelle THG-Emissionen verursacht werden. Notwendig ist die Entwicklung systematischer Handlungsansätze aus der gesamten Bandbreite an möglichen Einzelmaßnahmen unter Berücksichtigung der jeweiligen Wechselwirkungen.

Mess- und Monitoringprobleme beeinträchtigen einerseits die Evaluation und Weiterentwicklung der Handlungsansätze, andererseits verhindern sie eine einheitliche Anrechnung von Klimaschutzanstrengungen im Bereich der Land- und Forstwirtschaft, die eine Grundvoraussetzung zur Schaffung von Anreizen im Rahmen von Klimaschutzpolitiken ist. Vor diesem Hintergrund sind die Entwicklung von standardisierten, einfachen und kostengünstigen Mess- und Monitoringverfahren erforderlich.

Integrierte Lösungsstrategien: Da fruchtbares Land einer ganzen Reihe an Anforderungen gerecht werden muss, stehen die Maßnahmen einerseits häufig in Konflikt mit anderen Zielsetzungen in der Landnutzung. Andererseits besitzen bestimmte Maßnahmen auch ein hohes Synergiepotenzial zu z.B. den Zielen der Umwelt- oder Nachhaltigkeitspolitik. Daher erscheinen integrierte Ansätze unter Berücksichtigung möglicher Synergien und Zielkonflikte im Sinne ganzheitlicher Landnutzungs- und Entwicklungskonzepte notwendig. Die Entwicklung von integrierten Lösungsstrategien ist insbesondere von zentraler Bedeutung für die Einbeziehung von (Klein-)Bauern in Entwicklungsländern in die Klimaschutzanstrengungen. Hier gilt es in besonderem Maße, die Aspekte Ernährungssicherung, Bekämpfung der Armut, Anpassung an den Klimawandel, Schutz von Ressourcen (Wasser, Boden und Biodiversität) mit den Zielen des Klimaschutzes in Einklang zu bringen.





EINLEITUNG

I.

»Der Klimawandel ist eine der größten Herausforderungen unserer Zeit. Wir bekräftigen unseren starken politischen Willen, den Klimawandel im Einklang mit dem Grundsatz der gemeinsamen, aber unterschiedlichen Verantwortlichkeiten und der jeweiligen Fähigkeiten in aller Dringlichkeit zu bekämpfen. Um das Endziel des Übereinkommens zu erreichen und die Konzentration von Treibhausgasen in der Atmosphäre auf einem Niveau zu stabilisieren, auf dem eine gefährliche anthropogene Beeinträchtigung des Klimasystems verhindert wird, werden wir in Anerkennung der wissenschaftlichen Auffassung, nach der der weltweite Temperaturanstieg unter 2 °C liegen sollte, auf der Grundlage der Gleichheit und im Zusammenhang mit einer nachhaltigen Entwicklung unsere kooperativen Langzeitvorhaben im Kampf gegen den Klimawandel verstärken.« Dies erklärten am 18. Dezember 2009 die Staats- und Regierungschefs im Abschlussdokument der 15. Klimakonferenz in Kopenhagen.

Zur Begrenzung des Klimawandels und seiner Folgen stehen seit Langem vor allem zwei Optionen im Zentrum der internationalen wissenschaftlichen und politischen Diskussion. Einerseits sind dies Maßnahmen zur *Emissionsvermeidung* (Mitigation), die zum Ziel haben, die menschengemachten (anthropogenen) CO₂-Quellen zu verringern, da insbesondere der steigende CO₂-Gehalt in der Atmosphäre für die Klimaveränderungen verantwortlich gemacht wird. Überwiegend stammen diese aus dem Bereich der Nutzung fossiler Energieträger. Demzufolge sind die zentralen Elemente dieser Option Energieeinsparung, rationaler Energieeinsatz, Umstieg von kohlenstoffintensiven (z.B. Braunkohle) auf kohlenstoffarme (z.B. Erdgas) Energieträger sowie – last but not least – die verstärkte Nutzung von (nahezu) CO₂-freien, in der Regel regenerativen Energiequellen.

Andererseits beinhaltet die zweite Option *Anpassungsmaßnahmen* (Adaptation) zu den Auswirkungen des Klimawandels. Die Palette möglicher Maßnahmen umfasst den Bau von Infrastrukturen zum Hochwasserschutz, die Veränderung von Siedlungsstrukturen sowie land- bzw. forstwirtschaftlicher Praktiken bis hin zum letzten Ausweg, der Umsiedlung von Bewohnern in sicherere bzw. fruchtbarere Gegenden.

Angesichts der offenkundigen Schwierigkeiten der internationalen Klimadiplomatie, sich auf globale Emissionsminderungsziele festzulegen und diese auch konsequent umzusetzen, verstärkt sich in jüngster Zeit die Diskussion um ein mögliches drittes Strategieelement, das geeignet sein könnte, die CO₂-Belastung der Atmosphäre zu reduzieren. Hierbei handelt es sich um aktive Eingriffe in den CO₂-Haushalt der Erde. Im Gegensatz zur Emissionsvermeidung setzen diese



I. EINLEITUNG

Maßnahmen erst ein, nachdem Treibhausgase in die Atmosphäre emittiert wurden, d.h., es geht darum, CO₂ wieder aus der Atmosphäre zu entfernen. Meist wird dies unter dem Oberbegriff »Geoengineering« (bzw. »Climate Engineering«) subsumiert und im Geoengineeringjargon mit »CDR« (»carbon dioxide removal«) bezeichnet.

Mit diesen Möglichkeiten des CO₂-Managements befasst sich dieses TAB-Hintergrundpapier, dessen Ziel es ist, den aktuellen Stand der Entwicklung und der Diskussion um Konzepte und Technologien zum Management des CO₂-Kreislaufs zu erheben und zu dokumentieren. Dieser Bericht behandelt deshalb ausdrücklich keine Fragestellungen hinsichtlich ethischer Problemlagen, rechtlicher Rahmenbedingungen, Regulierungserfordernissen bzw. politischer Handlungsoptionen. Diese sind Gegenstand des TA-Projekts »Geoengineering«, das sich gegenwärtig in der Bearbeitung befindet und sich auch mit dem Themenfeld »solar radiation management« (SRM) befasst, das neben CDR als zweite Säule der Geoengineeringdebatte aufgefasst werden kann.

Die hier untersuchten technischen Verfahren zum CO₂-Management befinden sich in sehr unterschiedlichen Entwicklungsstadien. Bei einigen liegen bisher kaum mehr als Konzeptideen vor (z.B. bei einigen Verfahren zur Abscheidung von CO₂ aus der Umgebungsluft), andere sind bereits so weit entwickelt, dass großskalige Tests durchgeführt oder zumindest geplant wurden (z.B. Ozeandüngung mit Eisen). Da die Datengrundlage für praktisch alle betrachteten Technologien äußerst dürftig war, war es nicht möglich, komplette Lebenszyklusanalysen, Energiebilanzen oder Kosten-Nutzen-Abschätzungen durchzuführen. Daher konnten meist nur grobe Einschätzungen zur technischen Machbarkeit, den Möglichkeiten und Vorzügen einerseits und den Limitierungen und Problemen andererseits abgegeben werden.

Folgende Verfahren werden im vorliegenden Bericht untersucht:

Bei der *Ozeandüngung* geht es darum, bestimmte Meeresregionen mit Nährstoffen zu versehen, um damit das Wachstum von Algen zu fördern, die dabei vermehrt CO₂ aufnehmen. Im günstigsten Fall soll ein Großteil des auf diese Weise fixierten CO₂ in tiefe Meeresschichten absinken und so für lange Zeit gebunden bleiben.

Die *biotechnologische Mikroalgenproduktion* beruht auf der Idee, sich die im Vergleich zu Landpflanzen wesentlich effizientere Umwandlung von Sonnenenergie in chemische Energie, die viele Mikroalgen auszeichnet, zunutze zu machen. Einerseits kann damit CO₂ gebunden werden, andererseits eröffnen sich attraktive Wege, Biomasse und darauf basierende Produkte herzustellen, ohne bereits bestehende Flächennutzungskonkurrenzen zu verschärfen.

Aus der Tatsache, dass das in Biomasse gebundene CO₂ durch biologische und/oder chemische Zersetzungsprozesse schnell wieder freigesetzt und in die Atmosphäre entlassen werden kann, ist die Idee entstanden, *Biokohle aus Biomasse* zu erzeugen. Diese mittels verschiedener Verfahren (z.B. thermische Zersetzung) herstellbare Biokohle ist wesentlich stabiler und kann bei geeigneter Lagerung bzw. Verwendung der Produkte auch längerfristig CO₂ der Atmosphäre entziehen. Besonders attraktiv erscheint diese Option, da die begründete Vermutung besteht, dass im Boden eingebrachte Biokohle eine fördernde Wirkung auf den Humusgehalt und die Fruchtbarkeit des Bodens entfalten könnte.

Mithilfe technischer Verfahren kann CO₂ auch direkt aus der Umgebungsluft abgetrennt und in geeignete Lagerstätten verbracht bzw. einer Nutzung zugeführt werden. Ein besonderes Interesse erregt die *Abscheidung von CO₂ aus der Luft* deshalb, weil diese die Möglichkeit eröffnen würde, frühere CO₂-Emissionen wieder rückgängig zu machen.

Ein Teil des in der Atmosphäre vorhandenen CO₂ reagiert mit bestimmten Mineralien und bildet Verwitterungsprodukte, in denen CO₂ gebunden ist. Diese Verwitterungsprozesse laufen in der Natur allerdings nur äußerst langsam ab. Die technologisch forcierte *künstliche Beschleunigung natürlicher Verwitterungsprozesse* könnte dazu beitragen, dass über diesen Weg eine wesentlich größere Menge CO₂ in kürzeren Zeiträumen festgelegt wird.

Ein ganz eigenes Themenfeld stellen die vielfältigen *Möglichkeiten des Treibhausgasmanagements im Bereich der Landnutzung* dar. Da sich dieses Feld bereits seit etlichen Jahren in einem von Spezialisten geführten Diskurs im Rahmen der Klimakonferenzen weit ausdifferenziert hat, war es im Rahmen dieses Projekts nicht möglich, eigene Einschätzungen und Bewertungen vorzunehmen. Es wurde lediglich der aktuelle Diskussionsstand aufgearbeitet und versucht, diesen möglichst allgemeinverständlich darzustellen.

Im Zusammenhang mit den genannten Verfahren zum CO₂-Management drängt sich oftmals die Frage auf, was eigentlich mit dem der Atmosphäre entzogenen CO₂ geschehen soll. Eine Möglichkeit wäre, die unterirdische Lagerung in geologischen Schichten anzustreben. Diese wurde im Rahmen des TAB-Berichts »CO₂-Abscheidung und -Lagerung bei Kraftwerken« (TAB 2007b) ausführlich behandelt. Da es bis zum heutigen Tage nicht als gesichert gelten kann, ob sich dies in Anbetracht der möglichen Umweltauswirkungen, Risiken und nicht zuletzt aufgrund mangelnder öffentlicher Akzeptanz als tragfähige Option erweisen wird, erschien es unbefriedigend, die Frage »Wohin mit dem CO₂?« nur mit einem abstrakten Verweis auf die geologische Lagerung zu beantworten. Daher werden im vorliegenden Bericht auch Konzepte diskutiert, bei denen CO₂ nicht als Abfallstoff, sondern als Ressource betrachtet wird, die nach Möglichkeit einer sinnvollen Nutzung zugeführt werden sollte.



Der Bericht ist folgendermaßen aufgebaut: Im Kapitel II werden zunächst in knapper Form wichtige Grundlagen und Begriffsdefinitionen diskutiert, die für das Verständnis der darauf folgenden Ausführungen notwendig sind. Die verschiedenen technischen Verfahren zum CO₂-Management werden im Kapitel III analysiert. Gegenstand dieser Analysen sind jeweils die Beschreibung der naturwissenschaftlichen Prinzipien der Verfahren, die Abschätzung ihres Potenzials zum Klimaschutz, eine Diskussion möglicher Umweltauswirkungen und Risiken sowie die Beschreibung des gegenwärtigen Entwicklungsstands der Verfahren und des bestehenden Forschungs- und Entwicklungsbedarfs. Kapitel III.6 befasst sich anschließend mit der Frage, wie sich das aus der Atmosphäre gewonnene CO₂ einer sinnvollen Nutzung zuführen ließe und welche Bedeutung entsprechende Strategien im Rahmen des Klimaschutzes erlangen könnten. Das Kapitel IV befasst sich mit den Möglichkeiten des Treibhausgasmanagements in der Land- und Forstwirtschaft. In einem ersten Schritt werden die vielfältigen Handlungsansätze, die sich dafür anbieten, beschrieben (Kap. IV.1). Anknüpfend an diese Beschreibung werden die Potenziale zur THG-Reduktion auf globaler und nationaler Ebene diskutiert, falls eine großflächige Diffusion der Maßnahmen erfolgen würde (Kap. IV.2). Da einer großflächigen Diffusion allerdings eine Reihe von Barrieren und Einschränkungen entgegensteht, dürfte das tatsächlich erreichbare Potenzial deutlich geringer sein (Kap. IV.2.3). Im Kapitel IV.3 werden schließlich Themenschwerpunkte für die Forschung identifiziert, durch die ein Beitrag zum Abbau dieser Barrieren und Einschränkungen geleistet werden könnte, um damit die Attraktivität der Maßnahmen für Land- und Forstwirte zu erhöhen und ihre Diffusion zu fördern. Im Anhang (Kap. VI.3) werden in knapper Form die Grundstruktur und -mechanismen des globalen Kohlenstoffkreislaufs beschrieben, auf die im Bericht häufig rekurriert wird.

Im Rahmen des TAB-Projekts wurde die verfügbare aktuelle Literatur ausgewertet und es wurden folgende Gutachten vergeben:

- › *Möglichkeiten und Grenzen biomassebasierter Verfahren und Anwendungen zur Reduktion der atmosphärischen Kohlendioxidkonzentration* (Regina Meyer-Nehls, Hamburg)
- › *CO₂-Entnahme aus der Atmosphäre* (Thomas Staudacher, Jochen Habermann; Forschungsstelle für Energiewirtschaft e.V., München)
- › *CO₂-Minderung durch Landnutzung und Forstwirtschaft – ein Update* (Miriam Schröder, Mirco Gaul; SiNERGi – Beratungsgesellschaft für Erneuerbare Energien GbR, Berlin)

Den Hinweisen im laufenden Text kann entnommen werden, auf welche Gutachten die entsprechenden Kapitel rekurrieren. Die Verantwortung für die Auswahl und Strukturierung der darin enthaltenen Informationen sowie ihre Zusammenführung mit weiteren Quellen liegen bei den Autoren des vorliegenden Berichts. Den Gutachtern sei an dieser Stelle nochmals ausdrücklich für die Er-



gebnisse ihrer Arbeit, die exzellente und stets angenehme Zusammenarbeit und die ausgeprägte Bereitschaft zu inhaltlichen Diskussionen gedankt.

Ein herzlicher Dank geht an dieser Stelle an die Kollegen in TAB und ITAS Dr. Rolf Meyer, Dr. Christoph Revermann und Dr. Arnold Sauter, die durch Gegenlesen und detailliertes Kommentieren zur Verbesserung des vorliegenden Berichts wesentlich beigetragen haben. Ein besonderer Dank geht auch an die Kolleginnen Ulrike Goelsdorf für das Korrekturlesen und die Erstellung des Layouts sowie Johanna Kniehase für die Erstellung der Grafiken.





Seit dem Ende der letzten Eiszeit (vor 10.000 Jahren) bis zum Beginn der Industrialisierung (ab 1750) hat sich die Konzentration von CO₂ in der Atmosphäre in einem nur sehr schmalen Bereich bewegt (Abb. II.1). Seit 1750 jedoch steigt diese als Folge menschlicher Aktivitäten markant an und ist von einem vorindustriellen Wert von etwa 280 ppm¹ auf 379 ppm im Jahr 2005 angestiegen², was einem Anstieg von 35 % entspricht (dazu und zum Folgenden IPCC 2007b, S. 2 ff.). Die Hauptquelle der erhöhten atmosphärischen CO₂-Konzentration ist die Nutzung fossiler Energiequellen. Die damit verbundenen jährlichen CO₂-Emissionen stiegen von durchschnittlich 23,6 Gt CO₂ in den 1990er Jahren auf 26,4 Gt CO₂/Jahr im Zeitraum von 2000 bis 2005. Nach jüngsten Angaben der Internationalen Energieagentur sind diese Emissionen im Jahr 2011 auf 31,6 Gt CO₂ angestiegen (IEA 2012). Eine weitere signifikante Quelle für die erhöhte atmosphärische CO₂-Konzentration sind Landnutzungsänderungen. Die damit verbundenen CO₂-Emissionen werden auf 5,9 Gt CO₂ pro Jahr in den 1990er Jahren geschätzt, wobei diese Schätzungen allerdings große Unsicherheiten aufweisen.

Vor 1750 befand sich das System Erde–Atmosphäre in einem Gleichgewicht hinsichtlich einfallender Sonnenstrahlung und abgehender Wärmestrahlung (im Strahlungsgleichgewicht absorbiert das Klimasystem 235 W/m² an Sonnenenergie, die gleiche Energiemenge verlässt die Erde in Form von Wärmeenergie, IPCC 2007b, S. 96). Eine Veränderung der CO₂-Konzentration in der Atmosphäre stört dieses Gleichgewicht, da CO₂ mit der abgehenden Wärmestrahlung wechselwirkt und dadurch einen Teil der Strahlung wieder zurück auf die Erdoberfläche sendet (Treibhauseffekt). Die Erdtemperatur reagiert sehr empfindlich auf eine Abweichung von diesem Gleichgewichtszustand: Bereits eine Abweichung von 1 % führt zu einer Erhöhung der Oberflächentemperatur der Erde um rd. 1,8 °C (The Royal Society 2009, S. 3). Die Erhöhung der atmosphärischen CO₂-Konzentration führt zu einer zusätzlichen Energiezufuhr von 1,66 W/m², die die Erde aufheizt (Tab. II.1).

Zur Begrenzung der Erderwärmung ist es notwendig, den weiteren Anstieg der atmosphärischen CO₂-Konzentration aufzuhalten bzw. zumindest zu bremsen.

-
- 1 ppm (parts per million, Teile pro Million) oder ppb (parts per billion, Teile pro Milliarde) ist das Verhältnis der Anzahl von Treibhausgasmolekülen zur Gesamtzahl der Moleküle in trockener Luft (IPCC 2007b, S. 2).
 - 2 Die Zahlenangaben in diesem Kapitel beruhen, wenn nicht anders vermerkt, auf dem vierten Sachstandsbericht des IPCC (2007b). Im Jahr 2011 betrug die CO₂-Konzentration im globalen Mittel 390,45 ppm (ftp://ftp.cmdl.noaa.gov/ccg/co2/trends/co2_ann_mean_gl.txt; 27.7.2012).



II. GRUNDLAGEN UND DEFINITIONEN

Zur Beeinflussung des atmosphärischen CO₂-Gehalts sind zwei unterschiedliche Arten von Strategien möglich:

- › *Emissionsvermeidung*: Strategien, die auf eine Senkung der gegenwärtigen anthropogenen CO₂-Emissionen abzielen, tragen dazu bei, dass weniger CO₂ aus anderen Kohlenstoffreservoirs des Erdsystems (z.B. Kohlenstoff aus fossilen Energieträgern) in die Atmosphäre freigesetzt wird. Diese Strategien können die atmosphärische CO₂-Konzentration nur insofern beeinflussen, als dass sie deren Anstieg verlangsamen bzw. aufhalten. Die Senkung der atmosphärischen CO₂-Konzentration ist mit diesen Strategien unmittelbar nicht möglich.³
- › *CO₂-Fixierung*: Verschiedene technologische Verfahren und bestimmte Praktiken der Landnutzung erlauben es, dass bereits in die Atmosphäre freigesetztes CO₂ wieder aus dieser entfernt werden kann. Diese Strategien beabsichtigen den CO₂-Transport aus der Atmosphäre in ein anderes Kohlenstoffreservoir des Erdsystems und die möglichst langfristige Bindung des CO₂ in diesen Reservoiren. Diese sogenannten »negativen Emissionen« wirken den anthropogenen CO₂-Emissionen in die Atmosphäre entgegen und führen – sofern sie mengenmäßig die CO₂-Emissionen übersteigen – zu einer Senkung der CO₂-Konzentration in der Atmosphäre. Damit könnten frühere CO₂-Emissionen wieder rückgängig gemacht werden.

Im Vordergrund stehen bisher die Strategien der Emissionsvermeidung. Beispiele dafür sind die Erhöhung der Energieeffizienz, die Substitution fossiler Treibstoffe mit Biotreibstoffen oder neuerdings die Abscheidung und Lagerung von CO₂ aus Rauchgasen (CCS). Dagegen spielen Strategien zur CO₂-Fixierung gegenwärtig eine untergeordnete Rolle und sind lediglich in den Bereichen der Land- und Forstwirtschaft von Bedeutung, indem z.B. durch Aufforstungsprojekte atmosphärisches CO₂ über längere Zeiträume in der Biomasse gebunden werden soll.

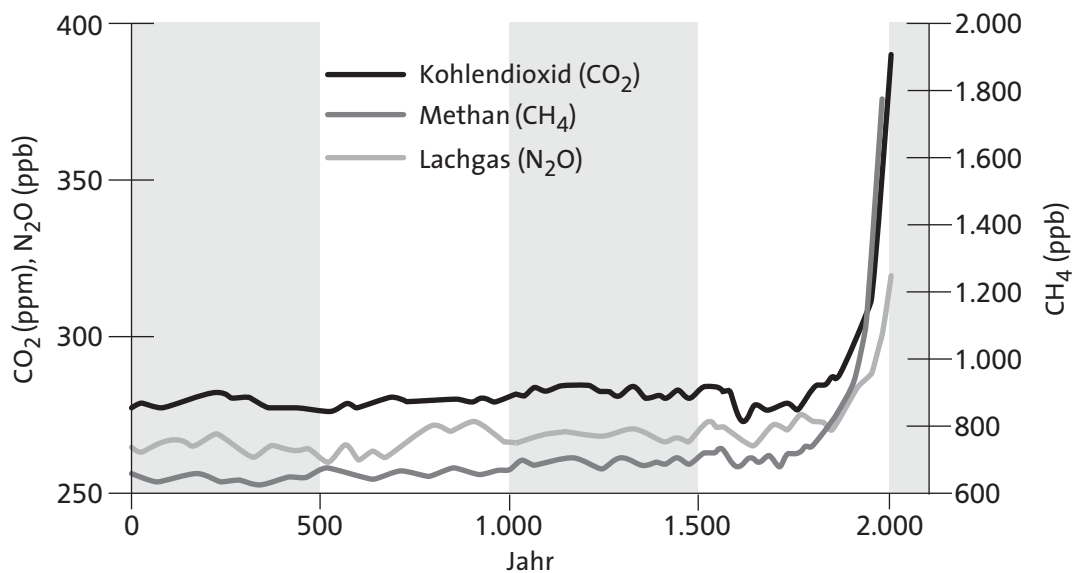
CO₂ ist allerdings nur eines, wenn auch das wichtigste, von einer ganzen Reihe von Treibhausgasen, deren Konzentrationen in der Atmosphäre als Folge menschlicher Aktivitäten deutlich gestiegen sind. Weitere wichtige Treibhausgase sind Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O). Die Konzentration von Methan ist im Zeitraum von 1750 bis 2005 um 148 % von rd. 715 ppb auf 1.774 ppb angestiegen. Die Konzentration von Lachgas hat sich im selben Zeitraum um 18 % von rd. 270 ppb auf 319 ppb im Jahr 2005 erhöht (Abb. II.1). Die Ursachen für den beobachteten Anstieg der Methankonzentration dürften vor allem in der Land-

3 Ein Teil der anthropogenen CO₂-Emissionen wird durch natürlich Prozesse der Biosphäre und Hydrosphäre über langfristige Zeitskalen wieder aus der Atmosphäre entfernt (z.B. über die Aufnahme von CO₂ in die Ozeane, Kap. VI.3). Sofern folglich die anthropogenen CO₂-Emissionen soweit gesenkt werden könnten, dass diese natürlichen Prozesse überwiegen, könnte die CO₂-Konzentration – wenn auch langsam – wieder gesenkt werden.



wirtschaft und im Verbrauch fossiler Energieträger zu finden sein. Die anthropogenen Lachgasemissionen werden primär durch die Landwirtschaft verursacht.

ABB. II.1 ATMOSPHERISCHE KONZENTRATION DER KLIMAWIRKSAMEN GASE CO₂, METHAN UND LACHGAS WÄHREND DER LETZTEN 2.000 JAHRE



ppm (parts per million, Teile pro Million); ppb (parts per billion, Teile pro Milliarde)

Quelle: IPCC 2007b, S. 135

Obwohl die Konzentrationen von Methan bzw. Lachgas in der Atmosphäre um den Faktor 200 bzw. 1.200 geringer ist als diejenige von CO₂, tragen diese Treibhausgase deutlich zur Erwärmung der Erde bei. Die Abweichung aus dem Strahlungsgleichgewicht infolge der Erhöhung der atmosphärischen Methankonzentration beträgt 0,48 W/m², diejenige infolge der Lachgaskonzentration 0,16 W/m² (Tab. II.1).

TAB. II.1 KLIMAWIRKUNG DER TREIBHAUSGASE CO₂, METHAN UND LACHGAS (WERTE FÜR 2005)

Treibhausgas	Klimawirksamkeit in Bezug auf CO ₂ (über 100 Jahre)	verursachte Abweichung vom Strahlungsgleichgewicht (W/m ²)
CO ₂	1	1,66
Methan (CH ₄)	21	0,48
Lachgas (N ₂ O)	310	0,16

Quelle: IPCC 2007b, S. 32 ff.



II. GRUNDLAGEN UND DEFINITIONEN

Der Grund dafür ist, dass Methan und Lachgas stärker mit der abgehenden Wärmestrahlung wechselwirken: Methan entfaltet über einen Zeitraum von 100 Jahren betrachtet eine 21-mal größere, Lachgas sogar eine 310-mal größere Wirkung auf die Erderwärmung als CO₂ (Tab. II.1). Dies bewirkt, dass bereits vergleichsweise kleine Emissionsmengen an Methan bzw. Lachgas eine hohe Klimawirkung zeigen.

Um die Treibhauswirkung verschiedener klimawirksamer Gase miteinander vergleichen zu können, werden Mengenangaben dieser Gase in CO₂-Äquivalenten (CO₂e) ausgewiesen. In Bezug auf die Klimawirksamkeit entspricht folglich die Emission 1 t Methan der Emission von 21 t Kohlendioxid (21 t CO₂e). 1 t Lachgas entspricht 310 t CO₂-Äquivalenten (IPCC 2007b, S. 33).

GEGENSTAND DIESES BERICHTS

Technische Verfahren, die in der Lage sind, Treibhausgase aus der Atmosphäre zu entfernen, wurden bisher nur für CO₂ vorgeschlagen. Mit diesen technischen Verfahren zur CO₂-Fixierung beschäftigt sich Kapitel III dieses Berichts. Nicht Gegenstand dieses Berichts sind technologische Verfahren zur CO₂-Emissionsvermeidung, hierzu sei auf den vierten Sachstandsbericht des Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderungen zur Verminderung des Klimawandels verwiesen (IPCC 2007a).

In den Bereichen der Land- und Forstwirtschaft existieren viele Handlungsansätze, mit denen CO₂ aus der Atmosphäre in der Biosphäre fixiert werden kann. Mit diesen befasst sich Kapitel IV dieses Berichts. Da die Unterscheidung zwischen CO₂-Fixierung und Emissionsvermeidung in diesen Bereichen nicht immer offensichtlich ist, wird auf beide Strategien eingegangen. Der Landnutzungsbereich zeichnet sich durch eine starke Wechselwirkung zwischen den Treibhausgasen CO₂, Methan und Lachgas aus, sodass ebenfalls Letztere in die Analyse einbezogen werden. Damit wird auch der Tatsache Rechnung getragen, dass die THG-Emissionen aus dem Bereich der Landwirtschaft hauptsächlich auf die Emission von Methan bzw. Lachgas zurückzuführen sind und der Bereich für 50 % der globalen Methanemissionen und für 60 % der globalen Lachgasemissionen verantwortlich ist.⁴

Die in diesem Bericht vorgestellten Verfahren und Technologien greifen jeweils an einer bestimmten Stelle in den globalen Kohlenstoffkreislauf ein. Dessen Grundstruktur und -mechanismen werden im Anhang (Kap. VI.3) als Verständnisbasis zur Einordnung und Bewertung der verschiedenen Maßnahmen erläutert.

4 Die übrigen Methangasemissionen stammen aus Deponien oder der Energieproduktion (z. B. aus undichten Gaspipelines), die übrigen Lachgasemissionen z. B. aus industriellen Prozessen wie die Nylonproduktion (IPCC 2007b, S. 513).



VORGABEN FÜR DEN KLIMASCHUTZ

Die internationale Staatengemeinschaft hat sich auf der Weltklimakonferenz 2010 in Cancún (COP 16) dafür ausgesprochen, die Erderwärmung auf maximal 2 °C gegenüber dem vorindustriellen Niveau zu begrenzen (2 °C-Ziel). Damit dieses Ziel im 21. Jahrhundert mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit eingehalten werden kann, darf die Summe der anthropogenen Emissionen von CO₂ einen bestimmten Maximalbetrag nicht überschreiten (CO₂-Globalbudget).⁵

Auf der Grundlage einer Vielzahl möglicher Emissionsszenarien wurde ermittelt, dass das 2 °C-Ziel mit einer Wahrscheinlichkeit von 66 % erreicht werden kann, sofern die Gesamtemissionen im Zeitraum von 2000 bis 2050 auf maximal 1.160 Gt CO₂ limitiert werden. Die Wahrscheinlichkeit reduziert sich auf 50 %, falls sich die Gesamtemissionen auf 1.440 Gt CO₂ erhöhen (Meinshausen et al. 2009). Im Zeitraum 2000 bis 2009 wurden bereits rd. 350 Gt CO₂ aus anthropogenen Quellen emittiert, sodass für den Zeitraum von 2010 bis 2050 noch 810 bzw. 1.090 Gt CO₂ aus anthropogenen Quellen emittiert werden dürfen, sofern das 2 °C-Ziel mit einer Wahrscheinlichkeit von 66 bzw. 50 % erreicht werden soll. Danach dürfen nur noch sehr kleine Mengen an CO₂ in die Atmosphäre gelangen (WBGU 2009a, S. 27).

Vor diesem Hintergrund können mehrere Szenarien für die Entwicklung der künftigen anthropogenen CO₂-Emissionen skizziert werden:

- (1) Die jährlichen Emissionen verbleiben auf dem derzeitigen Niveau bzw. steigen weiter an (Business-as-usual-Szenario): Es bleiben maximal 20 bis 25 Jahre, bis die kritische Marke übertroffen wird;
- (2) Die Emissionen erreichen einen Höhepunkt und werden durch Maßnahmen der Emissionsvermeidung kontinuierlich und rechtzeitig in einem Maße reduziert, dass die Gesamtemissionen bis 2050 die kritische Marke nicht überschreiten;
- (3) Die Maßnahmen der Emissionsvermeidung greifen nicht oder zu spät. Dann wäre der Einsatz von Strategien zur CO₂-Fixierung notwendig, um das 2 °C-Ziel noch zu erreichen.

Szenario (2) beschreibt die Situation, in der die Strategien zur Emissionsvermeidung, auf denen die gegenwärtige Klimaschutzpolitik basiert, erfolgreich sind. Die jährlichen CO₂-Emissionen müssten allerdings so rasch wie möglich reduziert werden: Jede Verzögerung führt dazu, dass die später erforderlichen Bemü-

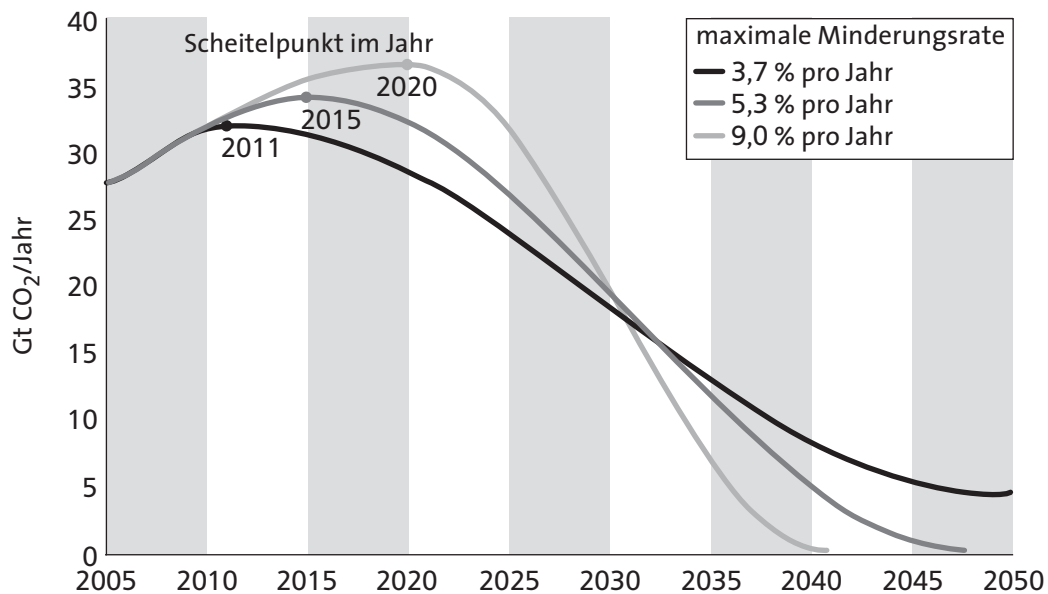
⁵ Prinzipiell müssen auch Methan- und Lachgasemissionen berücksichtigt werden, allerdings dominiert auf lange Sicht die Wirkung des CO₂, da dieses gegenüber Methan- und Lachgas eine sehr hohe Lebensdauer in der Atmosphäre aufweist: Nach 1.000 Jahren findet sich noch rd. die Hälfte des emittierten CO₂ in der Atmosphäre, die Lebensdauer von Methan beträgt dagegen 12 Jahre, die von Lachgas 114 Jahre (IPCC 2007b, S. 33; WBGU 2009a, S. 15).



II. GRUNDLAGEN UND DEFINITIONEN

lungen zur Emissionsvermeidung stark erhöht werden müssten (Abb. II.2, WBGU 2009a, S. 15).

ABB. II.2 MÖGLICHE EMISSIONSPFADE ZUR ERREICHUNG DES 2 °C-ZIELS
(NUR CO₂ AUS FOSSILEN QUELLEN)



Quelle: WBGU 2009a, S. 16

Wenn die Maßnahmen der Emissionsvermeidung nicht oder zu spät greifen, kann das 2 °C-Ziel nur noch eingehalten werden, wenn CO₂ wieder aus der Atmosphäre entzogen wird. Die Größenordnung, in der dies geschehen müsste, ist allerdings sehr hoch: Angesichts von CO₂-Emissionen aus fossilen Quellen in der Größenordnung von 30 bis 35 Gt CO₂/Jahr (Abb. II.2) müssten die Strategien zur CO₂-Fixierung jährlich CO₂ in der Größenordnung von mindestens 3 Mrd. t CO₂ (dies entspricht rd. 10 % der anthropogenen CO₂-Emissionen aus fossilen Quellen) aus der Atmosphäre entfernen, um überhaupt einen signifikanten Klimaschutzbeitrag leisten zu können.

TECHNISCHE VERFAHREN ZUR REDUKTION DES ATMOSPHERISCHEN CO₂-GEHALTS

III.

Im folgenden Kapitel werden technische Verfahren vorgestellt, die Eingriffe in den globalen Kohlenstoffkreislauf im Sinne der CO₂-Fixierung erlauben sollen. Die Zielsetzung dieser Verfahren besteht also darin, bereits in der Atmosphäre vorhandenes CO₂ aus der Atmosphäre zu entfernen und dauerhaft in anderen Kohlenstoffreservoirs zu binden.

OZEANDÜNGUNG

1.

Die Ozeane nehmen im globalen Kohlenstoffkreislauf eine Schlüsselfunktion ein. Sie speichern rd. 38.000 Gt Kohlenstoff (C) und damit über 60-mal mehr als die Atmosphäre und über 15-mal mehr als die terrestrischen Ökosysteme (Kap. VI.3).

Zwischen der Atmosphäre und den Wassermassen an der Ozeanoberfläche findet ein kontinuierlicher CO₂-Gasaustausch statt, der dafür sorgt, dass die CO₂-Konzentrationen in der Atmosphäre und im Oberflächenwasser in einem Gleichgewicht stehen. Der Anstieg der CO₂-Konzentration in der Atmosphäre in der Folge der anthropogenen Emissionen führt dazu, dass ein Teil des atmosphärischen CO₂ im Oberflächenwasser der Ozeane gelöst wird. Das Oberflächenwasser ist damit eine wichtige Senke für CO₂ aus anthropogenen Emissionen. Die Aufnahmekapazität des Oberflächenwassers für atmosphärisches CO₂ ist allerdings begrenzt. Ist das oberflächennahe Wasser einmal mit CO₂ gesättigt, kann es kein weiteres CO₂ aus der Atmosphäre aufnehmen. Allerdings sorgen zwei natürliche Prozesse dafür, dass ein Teil des aufgenommenen CO₂ aus dem Oberflächenwasser in tiefere Wasserschichten transportiert wird, wodurch das Oberflächenwasser wieder in die Lage versetzt wird, erneut CO₂ aus der Atmosphäre aufzunehmen. Erst diese natürlichen Prozesse machen den Ozean zur bedeutenden CO₂-Senke, die gegenwärtig rd. 2,2 Gt C/Jahr aufnimmt⁶ (rd. 30 % der anthropogenen CO₂-Emissionen, Kap. VI.3.3). Bei den beiden natürlichen Prozessen handelt es sich um die *biologische Pumpe* sowie die *physikalische Pumpe*⁷.

Im Rahmen der biologischen Pumpe wird CO₂ durch Meereslebewesen in die Tiefsee transportiert (IPCC 2007b, S.514 ff.): Im mit Sonnenlicht ausreichend versorgten Oberflächenwasser (100 bis 200 m Wassertiefe, sogenannte »euphotische Zone«) setzen Meeresalgen (Phytoplankton) das im Wasser gelöste CO₂

6 1 t Kohlenstoff (C) entspricht 3,67 t CO₂

7 Die physikalische Pumpe wird im Kapitel VI.3.3 beschrieben.

^
› III. TECHNISCHE VERFAHREN ZUR REDUKTION DES ATMOSPHERISCHEN CO₂-GEHALTS
v

mithilfe der Photosynthese in organische Kohlenstoffverbindungen zum Aufbau ihrer Biomasse um. Die Algenbiomasse dient anderen Meereslebewesen als Nahrung, sodass ein großer Teil der Biomasse durch Stoffwechselprozesse der Meeresbewohner bereits in den oberen Wasserschichten wieder zu CO₂ und Nährstoffen umgesetzt wird. Ein Teil der (abgestorbenen) Organismen bzw. deren Ausscheidungen sinken jedoch in tiefere Wasserschichten, bevor sie von dort lebenden Meeresbewohnern wieder zu CO₂ und Nährstoffen umgesetzt werden. Durch diesen Mechanismus gelangt kontinuierlich CO₂ aus dem Oberflächenwasser in tiefere Wasserschichten, wo es über längere Zeiträume der Atmosphäre entzogen bleibt.

Über welche Zeiträume das CO₂ im Ozeanwasser verbleibt, hängt von der Absinktiefe ab: Wasser aus mittleren Tiefen (rd. 500 bis 1.000 m) gelangt durch natürliche Mischvorgänge erst über einen Zeitraum von Jahrzehnten bis Jahrhunderten wieder an die Oberfläche (und damit in Kontakt zur Atmosphäre), tiefere Wasserschichten brauchen Jahrtausende, bis sie wieder an die Oberfläche gelangen. Je tiefer folglich die organische Substanz herabsinkt, desto länger bleibt der Kohlenstoff in den Ozeanen gebunden (IPCC 2007b, S. 514).

Ein bedeutender Einflussfaktor für die CO₂-Senkenleistung des Ozeans ist die Menge an Algenbiomasse, die im Oberflächenwasser produziert wird. Neben einer ausreichenden Lichtversorgung brauchen Algen für ihr Wachstum noch Wasser, CO₂ und verschiedene Nährstoffe, die für ein ideales Wachstum in ganz bestimmten Verhältnissen zueinander vorliegen müssen (Arrigo 2005; Lampitt et al. 2008). Stickstoff und Phosphor werden in relativ großer Menge, die Metalle Eisen, Kupfer, Zink und Kobalt in geringerer Menge benötigt. Gewisse Algenarten benötigen außerdem Silikate. In weiten Bereichen der Ozeane wird das Algenwachstum durch einen Mangel an einer oder mehreren Komponenten der wachstumsbestimmenden Nährstoffe eingeschränkt (Martin 1990). Dadurch wird in diesen Bereichen die Leistungsfähigkeit der biologischen Pumpe und infolgedessen das Potenzial des Ozeans als natürliche CO₂-Senke begrenzt.

Um diesen limitierenden Faktor entgegenzuwirken, wird diskutiert, mittels Einbringung der mangelnden Nährstoffe das Algenwachstum und infolgedessen den Kohlenstofftransport in die Tiefsee gezielt zu fördern (sogenannte *Ozeandüngung*). Eine wesentliche Basis der folgenden Ausführungen ist das in Auftrag gegebene Gutachten (Meyer-Nehls, 2010).

PRINZIP UND MÖGLICHES POTENZIAL

1.1

Die Meeresregionen im südlichen Ozean sowie im östlichen äquatorialen und subarktischen Pazifik weisen im Oberflächenwasser eine hohe Konzentration an wichtigen Nährstoffen wie Stickstoff und Phosphor auf, allerdings eine nur ge-



ringe Menge an Algenbiomasse. Diese sogenannten *High-Nutrient-Low-Chlorophyll-Gebiete* (HNLC-Gebiete) machen rd. 20 % der Ozeanoberfläche aus (Zeebe/Archer 2005). Als wachstumslimitierender Faktor hat sich in diesen Gebieten eine begrenzte Verfügbarkeit des für die Photosynthese bedeutsamen Nährstoffs Eisen herausgestellt. Beim Verfahren der *Eisendüngung* wird das Meerwasser durch gezieltes Einbringen von Eisen mit dem fehlenden Nährstoff angereichert, um auf diese Weise das Algenwachstum zu stimulieren.

In tropischen und subtropischen Regionen der Weltmeere – welche insgesamt rund 80 % der Oberfläche der Ozeane umfassen – kann das Algenwachstum durch einen Stickstoffmangel limitiert sein. Diese Regionen werden als *Low-Nitrate-Low-Chlorophyll-Gebiete* (LNLC-Gebiete) bezeichnet (Karl/Letelier 2008). Sofern alle weiteren wachstumsbestimmenden Nährstoffe in ausreichender Konzentration vorhanden sind, wird vorgeschlagen, den Stickstoffmangel durch Zugabe von z.B. Harnstoff, Ammoniak oder Nitraten zu beheben (CBD 2009b, S. 31).

In Gewässern mit einem Stickstoffmangel begünstigt die Phosphor- oder Eisendüngung das Wachstum spezieller Mikroorganismen⁸, die elementaren Stickstoff (N_2) in eine biologisch verfügbare Form umwandeln (NO_3^-) können. Dadurch ließe sich indirekt auch das Algenwachstum fördern (CBD 2009b, S. 19 f.).

Des Weiteren gibt es Überlegungen, die Ozeane mit *Phosphor* zu düngen. In küstennahen Bereichen wird seit Jahren ein (oft unerwünschtes) erhöhtes Algenwachstum aufgrund von Phosphoreinträgen aus der Landwirtschaft beobachtet. Im offenen Ozean könnte entsprechend das Algenwachstum durch die Einbringung von löslichen Phosphorverbindungen stimuliert werden (Lampitt et al. 2008, S. 3925).

Als weitere Möglichkeit zur Steigerung der Produktion von Algenbiomasse wird vorgeschlagen, nährstoffreiches Tiefenwasser an die Oberfläche zu pumpen, um das Nährstoffangebot im Oberflächenwasser zu erhöhen. Nach Lovelock/Rapley (2007) könnte diese *Nährstoffdüngung durch Umwälzen von Meerwasser* mit fest im Ozean installierten senkrechten Röhren mit einer Länge von 100 bis 200 m und einem Durchmesser von rund 10 m umgesetzt werden. Die Röhren würden mithilfe von Schwimmkörpern an der Oberfläche gehalten. Ein Klappventil am oberen Ende jeder Röhre würde dafür sorgen, dass die Bewegung der Wellen diesen Prozess ohne externe Energiezufuhr antreibt.

8 Für ihr Wachstum benötigen diese Mikroorganismen (diazotrophe Bakterien) Eisen und Phosphor. Abgängig davon, welcher Nährstoff fehlt, muss Phosphor oder Eisen eingebracht werden.

MÖGLICHKEITEN IM RAHMEN DES CO₂-MANAGEMENTS

Eine Düngung der Ozeane beeinflusst direkt nur die Algenwachstumsrate und damit die CO₂-Fixierung in Form organischer Algensubstanz im Oberflächenwasser. Die Leistungsfähigkeit des Verfahrens als CO₂-Senke hängt jedoch entscheidend davon ab, welcher Anteil der durch die Düngung induzierten Biomasse in tiefere Wasserschichten absinken kann, bevor er durch Zellatmungsprozesse wieder in CO₂ umgewandelt wird. Die Absinkrate und -tiefe der organischen Substanz hängen von komplexen Vorgängen der Meeresumwelt ab (z.B. Zusammensetzung der Algenpopulation und Fressfeinde, Nährstoffverfügbarkeit, Meeresströmungen). Die Wissensgrundlagen dazu sind noch sehr rudimentär und Gegenstand intensiver Forschungsbemühungen. Eine gezielte Beeinflussung dieser Prozesse liegt – wenn überhaupt möglich – noch in sehr weiter Ferne.

Aufgrund dieser Wissensdefizite basierten erste Schätzungen zum Potenzial der künstlichen Ozeandüngung auf theoretischen Überlegungen. In der Algenbiomasse kommen die Elemente Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor und Eisen in einem bestimmten Verhältnis vor, das typischerweise mit 106.000:16.000:1.000:1 (C:N:P:Fe) angegeben wird (The Royal Society 2009, S. 17). Algen bauen folglich für jedes Stickstoffatom 6,6 (106:16), für jedes Phosphoratom 106 und für jedes Eisenatom über 100.000 Kohlenstoffatome in ihr Gewebe ein. Unter Idealbedingungen (d.h., die eingebrachte Nährstoffmenge wird vollständig in die Algenbiomasse integriert, alle weiteren wachstumsrelevanten Nährstoffe sowie Sonnenlicht sind ausreichend vorhanden, die induzierte Biomasse sinkt vollständig in die Tiefsee) könnte folglich 1 t Stickstoff (bzw. Phosphor) zur Festlegung von rd. 5,7 t C (bzw. rd. 41 t C) führen. 1 t Eisen könnte unter diesen Bedingungen sogar rd. 22.800 t C (entspricht 83.600 t CO₂) fixieren. Dies würde bedeuten, dass eine Schiffsladung Eisen (10.000 t Fe) ausreichen würde, um mit diesem Verfahren die CO₂-Jahresemissionen von Deutschland (CO₂-Emissionen 2010: 0,83 Mrd. t CO₂) von der Atmosphäre in den Ozean überzuführen.

Diese theoretischen Potenziale waren der Grund, weshalb diesem Verfahren zunächst ein sehr hohes Potenzial zur Entfernung von CO₂ aus der Atmosphäre eingeräumt wurde. Allerdings weisen die Ergebnisse einer Reihe von Feldexperimenten zur Ozeandüngung mit Eisen sowie Modellierungen darauf hin, dass diese Erwartungen nicht erreicht werden können (Kap. III.1.3).

UMWELTAUSWIRKUNGEN UND RISIKEN

1.2

Eine großflächige Nährstoffdüngung der Ozeane würde einen sehr deutlichen und nachhaltigen Eingriff in das sensible Gefüge der Stoffströme und Ökosysteme innerhalb der Meere darstellen, sodass sowohl mit weitreichenden Folgen für die Meeresumwelt als auch mit indirekten Auswirkungen auf das Klimasystem gerechnet werden muss.



FOLGEN FÜR DIE MEERESUMWELT

Durch eine künstliche Ozeandüngung wird zwangsläufig der *Nährstoffhaushalt* der Ozeane verändert. Durch das Algenwachstum werden neben CO_2 auch anorganische Nährstoffe wie Stickstoff, Phosphor oder Silikate in der organischen Substanz fixiert. Einerseits werden – falls der Transport der Biomasse in die Tiefe im Sinne des Verfahrens erfolgreich ist – diese Nährstoffe aus dem Oberflächenwasser entzogen und stehen damit anderen Meeresbewohnern nicht mehr zur Verfügung. Eine Oligotrophierung (Nährstoffmangel) der betreffenden Meeresregionen wäre die Folge (Sarmiento/Orr 1991). Die nährstoffarmen Wassermassen können über die Meeresströmungen in weitentfernte Meeresregionen transportiert werden, sodass die Folgen nicht nur auf das gedüngte Meeresgebiet beschränkt bleiben würden. Andererseits kommt es in Meeresregionen, in denen die organische Substanz wieder zersetzt wird, zu einem Überangebot an Nährstoffen (Eutrophierung).

Von einer Nährstoffinjektion in das Oberflächenwasser profitieren nicht nur Meerestiere, ebenso kann das Wachstum von anderen Meereslebewesen wie Bakterien oder Zooplankton etc. gefördert werden. Auch können unerwünschte, u.a. toxische, Algenarten stimuliert werden (Trick et al. 2010). Die Wirkungen dieser Eingriffe sind nicht lokal begrenzt, da Meeresströmungen und die Bewegung der Meereslebewesen die Folgen der Düngung räumlich und zeitlich verschieben können.

Die künstliche Ozeandüngung könnte Auswirkungen auf den *Sauerstoffgehalt* der Meere haben: Meerestiere und Bakterien ernähren sich von der Algenbiomasse und setzen diese letztlich unter Verwendung des im Wasser gelösten Sauerstoffs wieder in CO_2 um. Der erhöhte Sauerstoffverbrauch aufgrund dieser Zersetzungsprozesse kann zu einem Sauerstoffmangel (Hypoxie) im Meerwasser führen (Powell 2008a; Sarmiento/Orr 1991). Im Oberflächenwasser ist ein Sauerstoffmangel weniger gravierend, da der fehlende Sauerstoff über den Gasaustausch mit der Atmosphäre wieder aufgenommen wird. Für eine längerfristige CO_2 -Bindung im Sinne der künstlichen Ozeandüngung müssten die Zersetzungsprozesse allerdings in tieferen Wasserschichten, die nicht im direkten Kontakt zur Atmosphäre stehen, stattfinden. Hier könnte es zu einem Sauerstoffmangel kommen, der bei Meereslebewesen zum Erstickungstod führen könnte.

Eine direkte Folge des Verfahrens wäre die zunehmende *Versauerung der Meere* in tieferen Wasserschichten, d.h. eine Absenkung des pH-Werts infolge des erhöhten CO_2 -Eintrags. Darunter würden insbesondere Meerestiere wie Korallen und Muscheln, die Karbonate für ihre Schalen und Skelette verwenden, leiden (Kap. VI.3.3). Auch auf andere Tiefseebewohner könnte dies negative Auswirkungen haben. Die Ökosysteme der Tiefsee haben sich während ihrer Evolution an die speziellen und typischerweise sehr stabilen Lebensbedingungen angepasst, sodass sie nur eine geringe Anpassungsfähigkeit an sich ändernde

^
› III. TECHNISCHE VERFAHREN ZUR REDUKTION DES ATMOSPHERISCHEN CO₂-Gehalts
v

Umgebungsvariablen aufweisen. Eine vergleichsweise schnelle Absenkung des pH-Werts könnte daher diese Ökosysteme stark schädigen (WBGU 2006, S. 84).

Ein weiterer Effekt der Ozeandüngung wäre die *Erwärmung des Oberflächenwassers* durch das von den Algen absorbierte Sonnenlicht (Lawrence 2002; Powell 2008a). Höhere Wassertemperaturen können u.a. zu einer Änderung im Artenspektrum im gedüngten Gebiet führen: kälteliebende Arten könnten aus dem Gebiet verdrängt werden, wärmeliebende, nichtheimische Arten dagegen einwandern (WBGU 2006, S. 13 ff.). Eine weitere potenzielle Auswirkung ist eine *verminderte Lichtversorgung* in der euphotischen Zone aufgrund der Eintrübung des Wassers durch die Algen. Darunter können insbesondere Korallen und andere immobile Lebewesen in flachen Gewässern leiden (Powell 2008a).

Insgesamt lösen eine modifizierte Nährstoffverteilung, steigende Wassertemperaturen und/oder ein veränderter Sauerstoff- oder Säuregehalt möglicherweise sehr komplexe Veränderungen in der Artenzusammensetzung und -vielfalt auf allen Ebenen der Nahrungskette aus (Tittensor et al. 2010; WBGU 2006), mit unabsehbaren Folgen auf die Fischbestände und damit auf die Ernährungssicherheit und Fischereiwirtschaft (Lampitt et al. 2008).

AUSWIRKUNGEN AUF DAS KLIMA

Eine *Erwärmung des Oberflächenwassers* durch die Ozeandüngung wäre mit weitreichenden Folgen für das Klimasystem verbunden. In direkter Konsequenz führen höhere Oberflächenwassertemperaturen zur Erwärmung der Luftschichten über der Meeresoberfläche und damit zur Erwärmung der Atmosphäre. Zudem wird die Aufnahmekapazität des Oberflächenwassers für CO₂ aus der Atmosphäre verringert, da die Löslichkeit für CO₂ mit steigender Wassertemperatur abnimmt. Schließlich wirkt die Erwärmung des Oberflächenwassers dem physikalischen Transport von CO₂ in die Tiefsee entgegen, da sich dadurch weniger kalte Wassermassen ausbilden und absinken können (Kap. VI.3.3) (Lawrence 2002; Powell 2008a). Prinzipiell könnte eine großflächige Ozeandüngung damit (paradoxe Weise) eine Abschwächung anstelle der intendierten Verstärkung der CO₂-Aufnahmekapazität der Ozeane verursachen.

Ebenso könnte die Ozeandüngung zu *Methan- und Lachgasemissionen* aus den Ozeanen führen: Wird organisches Material in einer sauerstoffarmen Umgebung, die infolge der Düngung vermehrt auftreten könnten, von anaeroben Bakterien zersetzt, entstehen u.a. die Treibhausgase Methan und Lachgas. Die Klimawirkung dieser Gase ist wesentlich höher als die von CO₂ (Tab. II.1), sodass deren Freisetzung in die Atmosphäre dem temperatursenkenden Effekt durch die CO₂-Bindung in die Ozeane entgegenwirken würde (Powell 2008a). Zusätzlich produzieren Algen weitere schädliche Gase, darunter Methylhalide, die teilweise Treibhausgase sind und insbesondere eine ozonzerstörende Wirkung aufweisen (Lawrence 2002).

Gewisse Algenarten setzen das Gas Dimethylsulfid (DMS) frei, das in der Atmosphäre zu Schwefelsäure oxidiert und als Kondensationskeim für die Wolkenbildung dienen kann. In der Folge könnte ein verstärktes Algenwachstum zu erhöhter Wolkenbildung und damit zu einer Zunahme des Rückstrahlvermögens (Albedo) der Erdoberfläche führen (Charlson et al. 1987). Dies würde den temperatursenkenden Effekt der Ozeandüngung unterstützen.

In langfristiger Perspektive ist die Idee, den Ozean als Senke für die anthropogenen CO₂-Emissionen zu nutzen, als sehr problematisch einzustufen: Die Wassermassen der Tiefsee, die durch eine erfolgreiche Ozeandüngung eine hohe CO₂-Konzentration aufweisen würden, gelangen durch die Meeresströmungen über Zeiträume von Jahrhunderten bis Jahrtausenden wieder zurück an die Meeresoberfläche. Gelänge es bis dahin, die atmosphärische CO₂-Konzentration wieder auf das vorindustrielle Niveau zu stabilisieren, käme es infolge des dann auftretenden CO₂-Konzentrationsgefälles zwischen dem Oberflächenwasser und der Atmosphäre zur Freisetzung großer Mengen CO₂ in die Atmosphäre. Zukünftige Generationen würden dann mit dieser CO₂-Quelle konfrontiert.

STAND DER ENTWICKLUNG

1.3

Um die Bedeutung von Eisen für den marinen Nährstoffkreislauf sowie den weiteren Entwicklungsverlauf der ggf. induzierten Algenblüte besser zu verstehen, wurden seit 1993 im Rahmen der Grundlagenforschung eine Reihe von Feldversuchen zur *künstlichen Eisendüngung* auf kleinräumigen HNLC-Meeresgebieten durchgeführt.⁹ Im Zuge dieser Experimente wurde durch Einbringung von bis zu 4 t Eisen (teilweise in Form von Eisensulfat) ein Meeresbereich von 38 bis 300 km² gedüngt. Anschließend wurden die Auswirkungen im Vergleich zum nichtgedüngten Meerwasser über einen Zeitraum von bis zu 40 Tagen kontinuierlich verfolgt. In weiteren Experimenten wurde das Schicksal von natürlich induzierten Algenblüten beobachtet, die in gewissen Meeresregionen hervorgerufen werden können, wenn Strömungen eisenhaltiges Material aus Sedimenten ins Oberflächenwasser transportieren.

Bereits die ersten Experimente zur künstlichen Eisendüngung haben gezeigt, dass durch Eisenzugabe das Wachstum von Meeresalgen angeregt und dadurch ein CO₂-Nettotransport von der Atmosphäre in das Oberflächenwasser induziert werden kann (z.B. Coale et al. 1996). Im Rahmen dieser Experimente sind jedoch sehr unterschiedliche Reaktionen auf die künstliche Eisenzugabe beobachtet worden (Boyd et al. 2007; Strong et al. 2009b). Die aus den Beobachtungen

⁹ Einen Überblick über die veröffentlichten Ergebnisse von 13 Feldversuchen bieten Boyd et al. (2007) und Strong et al. (2009b). Darüber hinaus wurden mindestens zwei Eisendüngungsexperimente privatwirtschaftlich organisiert, über deren Ergebnisse wenig bekannt ist (Markels/Barber 2001).

abgeschätzten Verhältnisse zwischen induzierter organischer Substanz und künstlich eingebrachtem Eisen liegen generell stark unter den ursprünglichen, auf theoretischen Abschätzungen basierenden Erwartungen: In einer Wassertiefe von 100 m liegen diese Verhältnisse um den Faktor 15 und mehr unterhalb des theoretischen Potenzials¹⁰ (de Baar et al. 2008, S.274). Im Vergleich dazu deuten die Beobachtungen von natürlich induzierten Algenblüten auf ein höheres Verhältnis zwischen induzierter organischer Substanz und (natürlich) eingebrachtem Eisen hin.

Erklärt werden diese Beobachtungen dadurch, dass einerseits ein großer Teil des künstlich eingebrachten Eisens durch Oxidation und Absinken verloren geht und so für das Algenwachstum nicht zur Verfügung steht (de Baar et al. 2008, S.276). Bei natürlich induzierten Algenblüten ist der Nährstoff Eisen an organische Moleküle gebunden und weist dadurch im Vergleich zur künstlichen Düngung eine höhere Bioverfügbarkeit auf (Powell 2008b, S. 21). Andererseits zeigen die Beobachtungen, dass bereits im Oberflächenwasser ein großer Teil der induzierten Biomasse von anderen Meerestbewohnern zu CO₂ umgesetzt wird. Tatsächlich konnte im Verlauf einiger Experimente beobachtet werden, dass das große Nahrungsangebot zu einer drastischen Vermehrung von Fressfeinden (z.B. Ruderfußkrebse) geführt hat, die einen erheblichen Teil der Algen gefressen haben (z.B. Smetacek/Naqvi 2010). Experimentelle Beobachtungen lassen ferner darauf schließen, dass auch in tieferen Wasserschichten eine rasche Umsetzung der Biomasse in CO₂ stattfindet: Von der in einer Wassertiefe von 100 m gemessenen induzierten Biomasse werden in 250 m Tiefe rd. 50 %, in 1.000 m Tiefe nur noch rd. 10 % aufgefunden (de Baar et al. 2008, S. 270 f.). Die für eine langfristige Festlegung (Jahrhunderte) von CO₂ in die Ozeane notwendige Wassertiefe würde folglich nur von einem sehr geringen Anteil der induzierten Biomasse erreicht, was das Potenzial der Ozeandüngung als langfristige Senke für atmosphärisches CO₂ erheblich verringerte.

Ergänzend zu den Feldexperimenten wurden verschiedene Modellsimulationen durchgeführt, um die Wirkung einer großflächigen (z.B. gesamter südlicher Ozean), kontinuierlichen und langfristigen (mehrere Jahrzehnte) Eisendüngung zu untersuchen. Simulationen über einen Zeitraum von 100 Jahren ergaben maximale durchschnittliche Kohlenstofftransportraten von der Atmosphäre in die Ozeane in der Größenordnung von 3,7 Gt CO₂/Jahr (dies entspricht 1 Gt C/Jahr) (Strong et al. 2009b, S.244 f.). Damit zeigen die Ergebnisse der Modellsimulationen, dass selbst bei einer großflächigen und langanhaltenden Eisendüngung nur ein vergleichsweise geringer Teil der anthropogenen CO₂-Emissionen in die Ozeane transportiert werden könnte.

10 Lediglich aus den Messwerten eines der Experimente wurde für dieses Verhältnis eine Bandbreite abgeschätzt, welche am oberen Ende um den Faktor 4 unterhalb des erwarteten Wertes liegt. Allerdings basieren diese Abschätzungen auf sehr unsicheren Annahmen (de Baar et al. 2008, S.275).

Weniger Aufmerksamkeit wurde bisher der *Ozeandüngung mit Stickstoff bzw. Phosphor* entgegengebracht. Dies liegt zum Teil daran, dass diese im Vergleich zur Eisendüngung größere Düngemittelmengen voraussetzen. Über Feldexperimente mit direkter Applikation von biologisch verfügbaren Stickstoffverbindungen ist bislang nichts bekannt (CBD 2009b, S. 31). Die Düngung der Ozeane mit Phosphor war Gegenstand zweier Feldversuche, die beide zu unerwarteten Ergebnissen führten. Im Rahmen eines der Experimente verringerte sich die Algenpopulation im gedüngten Meeresbereich, während sich die Population an Bakterien und Zooplankton gleichzeitig vergrößerte (CBD 2009b, S. 30). Im Rahmen des anderen Experiments konnte keine höhere Biomasseproduktivität beobachtet werden (Strong et al. 2009b, S. 242).

Lenton und Vaughan (2009, S. 5551 f.) schätzen jedoch auf Basis theoretischer Überlegungen, dass die Ozeandüngung mit Stickstoff bzw. Phosphor bestenfalls eine ähnlich geringe Senkenleistung für CO_2 aufweisen könnte, wie es die Modellergebnisse für die Eisendüngung antizipieren (in der Größenordnung von 1,8 bis 3,7 Gt CO_2 /Jahr).

Kleinere Experimente zur *Nährstoffdüngung durch Umwälzen von Meerwasser* zeigen, dass dieses Verfahren zu einer gesteigerten Biomasseproduktivität führen kann (CBD 2009b, S. 35). Auch demonstrierte ein Experiment 2008 die prinzipielle Eignung der Technologie, mittels langer Röhren Meerwasser aus 300 m Tiefe alleine mit Wellenenergie an die Oberfläche zu bringen, allerdings hielten die eingesetzten Pumpen nicht lange den wirkenden Kräften der Wellenbewegung stand (White et al. 2010). Modellsimulationen von Oschlies et al. (2010) zeigten allerdings, dass die Umwälzung von Meerwasser selbst unter sehr optimistischen Annahmen kaum zu einer nennenswerten CO_2 -Bindung im Ozean führten würde (rd. 0,7 Gt CO_2 /Jahr). Eine CO_2 -Entlastung der Atmosphäre träte allerdings durch einen indirekten Effekt auf: Da die Umwälzung eine Abkühlung der Meeresoberfläche und in der Folge auch der Landoberfläche bewirkte, würden sich Zersetzungsprozesse in terrestrischen Ökosystemen verlangsamen, wodurch diese weitere 2,6 Gt CO_2 /Jahr aufnahmen. Die Modelle zeigen ferner, dass bei einem Abbruch des Verfahrens die globale Temperatur und die atmosphärische CO_2 -Konzentration wieder ansteigen und Niveaus erreichen würden, welche die Niveaus ohne Anwendung des Verfahrens überstiegen.

Infolge der unsicheren Wissensgrundlagen hinsichtlich des tatsächlichen Potenzials einer Meeresdüngung sind belastbare Kostenabschätzungen nicht möglich. Eine grobe Überschlagskalkulation unter Zugrundelegung der Ergebnisse bisher stattgefundener Feldexperimente ergibt einen Kostenbereich von 9 bis 90 US-Dollar/t CO_2 , wobei diese Abschätzungen keine Kosten im Zusammenhang mit Forschungs- und Entwicklungsarbeit, Überwachung und Verifizierung der Maßnahme oder mit möglichen Nebenwirkungen einschließen (Boyd 2008, S. 217).

^
› III. TECHNISCHE VERFAHREN ZUR REDUKTION DES ATMOSPHERISCHEN CO₂-GEHALTS
v

Zusammenfassend lässt sich aus den bisherigen Feldversuchen der Schluss ziehen, dass die Antwort mariner Ökosysteme auf die externe Zufuhr von Nährstoffen sehr komplex ausfällt und von zahlreichen biogeochemischen Parametern beeinflusst wird. Die mit diesem Verfahren verbundenen hohen Erwartungen hinsichtlich des Kohlenstofftransports aus der Atmosphäre in die Tiefsee konnten experimentell bisher nicht bestätigt werden.

FORSCHUNGSBEDARF UND AUSBLICK

1.4

Die bisher vorliegenden Untersuchungsergebnisse zur Ozeandüngung zeigen, dass die potenzielle Leistungsfähigkeit des Verfahrens als CO₂-Senke sowie mögliche Neben- und Folgewirkungen der Düngung von einer Vielzahl komplex zusammenhängender Einflussfaktoren abhängen, z.B. Art und Verfügbarkeit der eingebrachten bzw. im Meer vorhandenen Nährstoffe, Dauer und Umfang der Düngung, lokale (Wetter-)Verhältnisse (Temperatur, Wind, Lichtverhältnisse), geografische Lage, sowie möglicherweise von weiteren bisher unbekanntem Faktoren. Die sehr unterschiedlichen und teils unerwarteten Ergebnisse bisheriger Feldexperimente offenbaren, dass über die genauen Zusammenhänge zwischen diesen Faktoren noch wenig gesichertes Wissen vorhanden ist.

Allerdings dienten die bisherigen Feldexperimente zur Eisendüngung primär der Grundlagenforschung zur Bedeutung von Eisen im marinen Nährstoffkreislauf und waren hinsichtlich ihrer Ausdehnung und Beobachtungsdauer weniger darauf ausgelegt, die potenziellen CO₂-Senkenleistung oder möglicher Neben- und Folgewirkungen des Verfahrens zu untersuchen (CBD 2009b, S. 43; Güssow et al. 2010, S. 912). In der Folge sind insbesondere Fragen zum Einfluss einer großflächigen Ozeandüngung auf die Meeresumwelt sowie zu möglichen (negativen oder positiven) Rückkopplungseffekten mit anderen klimarelevanten Systemen weitgehend noch unbeantwortet.

Weitere Grundlagenforschung in Form von Feldexperimenten im größeren Maßstab und mit längeren Beobachtungszeiten sowie die Weiterentwicklung von Modellsimulationen mariner Prozesse sind Voraussetzungen, um diese komplexen Zusammenhänge besser zu verstehen und das erst im Ansatz vorhandene Wissen zu erweitern (CBD 2009b, S. 51). Denn auch wenn kleinere Feldexperimente eine hohe CO₂-Transportrate in die Tiefsee zeigten, ließen sich daraus noch keine Rückschlüsse auf die tatsächlich aus der Atmosphäre entfernte Menge an CO₂ ziehen, da nachgelagerte Effekte (z.B. eine Verringerung des Nährstoffangebots im Oberflächenwasser) die natürliche CO₂-Senkenleistung der Ozeane an anderer Stelle oder zu einem späteren Zeitpunkt negativ beeinflussen könnten (The Royal Society 2009, S. 17).

Allerdings könnten großskalige Feldversuche bereits mit negativen und möglicherweise irreversiblen Nebenwirkungen verbunden sein (z.B. Strong et al.

2009a). Umfassende begleitende Kontroll- und Monitoringmaßnahmen wären notwendig, um mögliche Schäden rechtzeitig zu erkennen und einzudämmen. Einzelne Folgewirkungen der Experimente bzw. der tatsächlichen großflächigen Ozeandüngung könnten sich zudem erst Jahre später und an einer weitentfernten Stelle im Ozean manifestieren (z.B. Veränderung des Nährstoff- oder Sauerstoffgehalts). Angesichts logistischer und finanzieller Grenzen von Feldexperimenten könnten diese Effekte nicht direkt beobachtet bzw. nicht der ursprünglichen Ozeandüngung zugeordnet werden.

Außerdem fehlen derzeit CO₂- bzw. THG-Bilanzen, die auch die Herstellung der Nährstoffe oder Röhren, die Ausbringung dieser mithilfe von Schiffen, die Bildung von Methan, Lachgas oder anderen Treibhausgasen durch die Algen etc. berücksichtigen, sofern eine genaue Bilanzierung in Anbetracht der zuvor genannten Beobachtungsschwierigkeiten überhaupt möglich ist.

AUSBLICK

In der Wissenschaft wird das Verfahren der Ozeandüngung als Maßnahme zur Eindämmung des Klimawandels sehr kontrovers diskutiert. Weil viele der ökologischen Folgen (noch) nicht beurteilt werden können, ein signifikanter CO₂-Transport in die Tiefsee bislang nicht nachgewiesen werden konnte sowie ein institutioneller Rahmen für die Realisierung fehlt, haben viele Wissenschaftler (z.B. Strong et al. 2009a) und Wissenschaftsorganisationen, z.B. die International Maritime Organisation (IMO 2007), das Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC 2007a, S.624) oder die Royal Society (The Royal Society 2009), eine skeptische bis stark ablehnende Haltung gegenüber der Ozeandüngung. Dieser Einschätzung haben sich verschiedene Nichtregierungsorganisationen, wie beispielsweise Greenpeace (Allsopp et al. 2007) oder die ETC Group (2009), angeschlossen.

Demgegenüber vertreten andere Wissenschaftler die Ansicht, dass man – trotz der möglichen Risiken großtechnischer Klimamanipulationen – den möglichen Handlungsspielraum in Bezug auf eine Reduktion der globalen Erwärmung durch frühzeitige Forschungsanstrengungen erweitern sollte und fordern verstärkte Forschungsanstrengungen und umfangreichere und längerdauernde Experimente zur Ozeandüngung im Rahmen einer Klimaschutzmaßnahme (z.B. Buesseler et al. 2008; Güssow et al. 2010; Lampitt et al. 2008; Smetacek/Naqvi 2008; Watson et al. 2008)

Seitens der Wirtschaft wurde das Potenzial identifiziert, mithilfe einer Ozeandüngung international handelbare Emissionszertifikate zu generieren (z.B. Kroker o.J.), wofür bereits einzelne Unternehmen gegründet wurden. Allerdings musste z.B. das US-amerikanische Unternehmen Planktos Inc. seinen Betrieb kurz vor einem in der Wissenschaft und Öffentlichkeit sehr kontrovers diskutierten eigenen Eisendüngungsexperiment aufgrund mangelnder Finanzierung bereits

^
› III. TECHNISCHE VERFAHREN ZUR REDUKTION DES ATMOSPHERISCHEN CO₂-GEHALTS
v

wieder einstellen. Das Experiment sah vor, eine Meeresfläche von 10.000 km² vor den Galapagos Inseln zu düngen, d.h. eine über 30-mal größere Fläche als in allen bisherigen wissenschaftlichen Experimenten (Strong et al. 2009b, S.252 f.). Andere Unternehmen, wie Climos (www.climos.com [11.1.2012]) oder Ocean Nourishment Corporation (www.oceannourishment.com [11.1.2012]), existieren noch und wollen die Ozeandüngung in Kooperation mit der Wissenschaft zu einem kommerziellen Geschäft weiterentwickeln. Wie die tatsächlich in die Tiefsee überführte Menge an CO₂ quantifizierbar und verifizierbar ist, darüber besteht jedoch noch große Unklarheit. Beim gegenwärtigen Wissensstand ist es jedenfalls erheblich verfrüht, eine kommerzielle Ozeandüngung in einen Emissionshandel einzubinden (Buesseler et al. 2008).

Um der Entwicklung einer unkontrollierten kommerziellen Ozeandüngung entgegenzuwirken, wurde mit Verweis auf die noch unzureichend untersuchten Risiken des Verfahrens auf der 9. Vertragsstaatenkonferenz der Biodiversitätskonvention (Convention on Biological Diversity, CBD) im Mai 2008 von 191 Ländern ein Moratorium für die Ozeandüngung verabschiedet (CBD 2009a; 2010). Ausgenommen sind einzig kleinräumige wissenschaftliche Experimente unter strikt kontrollierten Bedingungen, um die Datengrundlage zu verbessern und die Risiken der Düngung weiter zu untersuchen. Ebenfalls für ein Verbot der Ozeandüngung – außer für wissenschaftliche Zwecke – ausgesprochen haben sich im Oktober 2008 die Vertragsstaaten der London Convention (2008) sowie des dazugehörigen London Protocol. Diese Abkommen dienen der Verhütung der Meeresverschmutzung durch das Einbringen von Abfällen und anderen Stoffen.

BIOTECHNOLOGISCHE MIKROALGENPRODUKTION

2.

Mikroalgen sind wenige Mikrometer große Ein- und Wenigzeller, die sich durch eine im Vergleich zu terrestrischen Pflanzen effizientere Umwandlung von Sonnen- in chemische Energie auszeichnen. Dadurch ermöglicht die Kultivierung von Mikroalgen theoretisch erheblich höhere Biomasseerträge pro Flächeneinheit als beispielsweise der Anbau von Energiepflanzen (z.B. Mais, Raps). Da Mikroalgen im Wasser wachsen, sind für ihre Produktion keine landwirtschaftlichen Nutzflächen erforderlich.

Vor diesem Hintergrund wird die biotechnologische Mikroalgenproduktion im großen Maßstab als potenziell effiziente Strategie zur biologischen Fixierung von CO₂ aus der Atmosphäre diskutiert, ohne die bereits bestehenden Flächennutzungskonkurrenzen weiter zu verstärken. Eine wesentliche Basis der folgenden Ausführungen ist das Gutachten von Meyer-Nehls (2010).

PRINZIP UND MÖGLICHES POTENZIAL

2.1

Im Kontext des CO₂-Managements sind zwei Aspekte der biotechnologischen Mikroalgenproduktion zu betrachten:

- > die Produktion von Mikroalgenbiomasse
- > und mögliche Nutzungsstrategien für die Biomasse.

PRODUKTION VON MIKROALGENBIOMASSE

Mikroalgen sind in der Lage, das Sonnenlicht bis zu fünfmal effizienter zur Biomasseproduktion zu nutzen als terrestrische Pflanzen (Rosello Sastre/Posten 2010, S.1926). Die Gründe liegen u.a. darin, dass in einer Mikroalgenpopulation alle Zellen photosynthetisch aktiv sind, während bei terrestrischen Pflanzen lediglich chlorophyllhaltige Pflanzenteile (z.B. grüne Blätter) zur Photosynthese beitragen. Zudem verwenden Landpflanzen grundsätzlich mehr Energie für den Aufbau von Strukturen (z.B. Wurzeln, Früchte), die nicht zur Energiegewinnung aus Sonnenlicht beitragen. Schließlich ist auch die Lichtversorgung der photosynthetisch aktiven Bestandteile der Landpflanzen häufig nicht optimal (beispielsweise beschatten die sonnenzugewandten Blätter tiefer liegende Blätter).

Die Kultivierung von Mikroalgen weist gegenüber dem Pflanzenanbau weitere potenzielle Vorteile auf: Mikroalgen benötigen keine fruchtbaren Böden und können ganzjährig – wenn auch im Winterhalbjahr ggf. mit geringeren Biomasseerträgen – kultiviert werden. Sie vermehren sich meist durch einfache Zellteilung innerhalb weniger Stunden, sodass eine kontinuierliche Biomasseproduktion mit täglichen Ernten möglich ist. Zudem kann die gesamte Mikroalgenbiomasse geerntet werden (bei Landpflanzen wird in der Regel nur die oberirdische Biomasse verwertet). Schließlich können Mikroalgen ihren Nährstoffbedarf (insbesondere Stickstoff und Phosphor) aus Abwässern decken, sodass ihre Zucht gleichzeitig der Abwasseraufbereitung dienlich sein kann (Rösch et al. 2009, S.2; Rosello Sastre/Posten 2010, S.1927).

Für ihr Wachstum benötigen Mikroalgen Sonnenlicht¹¹, CO₂ und eine Reihe von Nährstoffen (u.a. Stickstoff, Phosphor, Eisen). Die Kultivierung der Mikroalgen ist bereits in technisch sehr einfachen Produktionsanlagen möglich (z.B. in einem Becken mit Nährlösung), doch lässt sich die Produktivität einer Anlage durch Einstellung optimaler, auf die jeweilige Mikroalgenart abgestimmter Wachstumsparameter (z.B. Lichtverhältnisse, Temperatur, Nährstoffzusammensetzung, pH-Wert) erheblich steigern. Aktuelle Anlagenkonzepte lassen sich in offene und –

11 Mithilfe künstlicher Lichtquellen lassen sich Mikroalgen rund um die Uhr kultivieren, allerdings nur mit deutlich höherem Energieeinsatz (Brennan/Owende 2010, S.560). Da dies im Widerspruch zur Zielsetzung der CO₂-Reduktion stehen kann, wird dieser Produktionspfad hier nicht weiter betrachtet.

^
› III. TECHNISCHE VERFAHREN ZUR REDUKTION DES ATMOSPHERISCHEN CO₂-GHALTS
v

technisch aufwendigere – geschlossene Systeme (Photobioreaktoren) einteilen (hierzu und zum Folgenden Ackermann 2007; Borowitzka 1999; Ugwu et al. 2008).

Offene Systeme bestehen aus ca. 20 bis 50 cm tiefen sonnenbeschienenen Becken¹², in denen Schaufelräder oder Propeller für eine ausreichende Durchmischung der Mikroalgen in der Nährlösung sorgen (sogenannte »open« oder »raceway ponds«, Abb. III.1).

ABB. III.1

OFFENES PRODUKTIONSSYSTEM FÜR MIKROALGEN



Quelle: <http://algae.ucsd.edu/research/algae-farm.html> (3.4.2012)

Die einfache Bau- und Funktionsweise offener Systeme schlägt sich in vergleichsweise geringen Investitions- und Betriebskosten nieder, und die Produktionsfläche lässt sich bei ausreichendem Platzangebot einfach erweitern (gute Skalierbarkeit). Dennoch haben offene Systeme eine Reihe von Nachteilen, die die Stabilität der Mikroalgenkultur beeinträchtigen können und die Produktion im industriellen Maßstab erschweren, u.a.:

- › hohe Abhängigkeit von regionalen Witterungs- und Klimabedingungen;
- › hohe Verdunstungsraten (Wasserverlust);
- › hohe Störanfälligkeit gegenüber Umwelteinflüssen (z.B. Verunreinigungen durch Staub, Insekten, Vogelexkrementen etc.);

¹² Mikroalgen lassen sich auch in natürlichen Gewässern züchten, allerdings ist die Ernte anspruchsvoller.

- > Wachstum unerwünschter Organismen (z.B. Fressfeinde der Mikroalgen, toxische Blaualgen, Bakterien, Pilze oder Viren);
- > schlechte Lichtversorgung der Mikroalgen im Inneren der Suspension.

Eine Möglichkeit, das Wachstum unerwünschter Organismen einzuschränken, sind extreme Kultivierungsbedingungen wie beispielsweise ein hoher Salzgehalt oder pH-Wert. Allerdings erlaubt dies nur die Zucht einer geringen Anzahl von Mikroalgenarten, die diesen Extrembedingungen standhalten. Da es in offenen Systemen nahezu unmöglich ist, optimale Wachstumsbedingungen zu schaffen und konstant aufrechtzuerhalten, sind die jährlichen Biomasseerträge im Vergleich zu geschlossenen Systemen gering und liegen in einem weiten Bereich von 3,5 bis 37 t Trockenmasse pro Hektar (ha), wobei die höchsten Produktionsraten in subtropischen und tropischen Breitengraden erreicht werden (Brennan/Owende 2010, S. 561 f.; Rösch et al. 2009). Damit liegt die Flächenproduktivität offener Systeme aufgrund der schwierigen Kultivierungsbedingungen in derselben Größenordnung wie die von terrestrischen Pflanzen (Tab. III.1).

Die geringe Produktivität und hohe Störanfälligkeit offener Systeme haben zur Entwicklung *geschlossener Systeme* geführt. In sogenannten Photobioreaktoren (transparente dünne Säulen-, Röhren- oder Plattensysteme aus Glas oder Kunststoff) können Mikroalgen weitgehend unabhängig von externen Störfaktoren und unter optimalen Bedingungen kultiviert werden. Abbildung III.2 zeigt zwei Beispiele geschlossener Produktionssysteme. Sie bieten gegenüber offenen Systemen eine Reihe von Vorteilen, u.a.:

- > eine genauere Kontrolle und Steuerung der wichtigen Wachstumsparameter (z.B. Temperatur, pH-Wert, Nährstoff- oder Sauerstoffgehalt¹³);
- > die Kontamination durch Fremdorganismen kann weitgehend vermieden werden;
- > durch mechanische Bewegung der Reaktoren, Pumpensysteme oder durch in die Reaktoren eingeleitete Gasblasen (sogenannte Airliftreaktoren) sowie einer geeigneten Reaktorgeometrie kann eine optimale Durchmischung und Lichtversorgung der Mikroalgen in der Nährlösung erreicht werden;
- > durch eine geschickte Anordnung der Reaktoren lässt sich die Sonnenlichtausbeute auf der zur Verfügung stehenden Nutzfläche erhöhen (Abb. III.2 rechts);
- > der Wasserverbrauch ist gegenüber offenen Systemen geringer (keine Verdunstungseffekte) und lässt sich durch einen geschlossenen Wasserkreislauf (Wiederverwendung des Wassers nach der Mikroalgenernte) weiter minimieren.

Nachteil geschlossener Produktionssysteme sind die hohen Investitions- und Betriebskosten, die insbesondere durch einen hohen Energiebedarf für Pumpensys-

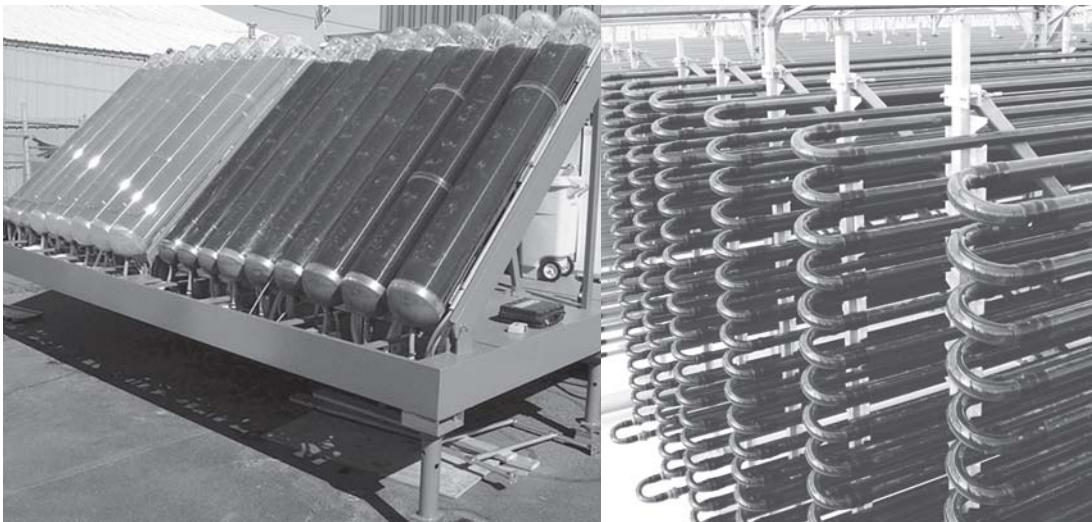
13 Der durch die Photosynthese produzierte Sauerstoff wirkt bei zu hoher Konzentration wachstumshemmend auf die Mikroalgen und muss aus dem Bioreaktor entfernt werden (Chisti 2007).

^
› III. TECHNISCHE VERFAHREN ZUR REDUKTION DES ATMOSPHERISCHEN CO₂-GHALTS
v

teme und die Temperaturregulierung (im Winterhalbjahr muss die Suspension erwärmt, im Sommerhalbjahr gekühlt werden) verursacht werden, sowie die aufwendige Reinigung der Bioreaktoren.

ABB. III.2

GESCHLOSSENE PRODUKTIONSSYSTEME FÜR MIKROALGEN



links: Bioreaktoren auf Basis von transparenten Säulen;
rechts: Bioreaktoren auf Basis von Röhrensystemen

Quellen: <http://solar.calfinder.com/assets/images/blog/algae-farm.jpg> (3.4.2012)
Roquette Klötze GmbH & Co. KG

Viele Mikroalgenarten zeigen eine hohe Toleranz gegenüber einer höheren CO₂-Konzentration und erreichen ihre höchsten Wachstumsraten bei einer CO₂-Konzentration in der Größenordnung von 5 bis 15 % (die CO₂-Konzentration in der Luft liegt bei rd. 0,04 %) (Salih 2011; Wang et al. 2008). In der Folge lässt sich die Biomasseproduktivität zusätzlich steigern, indem ein CO₂-Luft-Gemisch mit einer hohen CO₂-Konzentration in die Nährlösung eingeleitet wird. Im Grunde würden sich dazu auch ungereinigte Industrieabgase (CO₂-Konzentration bis 20 %) eignen, allerdings sind derzeit nur wenige Mikroalgenarten bekannt, die tolerant gegenüber hohen Konzentrationen an Schwefel- und Stickoxiden sind, die beispielsweise im Rauchgas von Kohlekraftwerken vorkommen (Brennan/Owende 2010, S. 565).

Die Angaben zu den nach heutigem Stand der Technik erreichbaren Biomasseerträgen pro Jahr von geschlossenen Produktionsanlagen liegen je nach Konstruktionsprinzip und geografischer Lage in einer Größenordnung von 60 bis 100 t Trockenmasse/ha (Rösch et al. 2009, S. 2). In Tabelle III.1 sind durchschnittliche jährliche Biomasseerträge aus dem Anbau von Landpflanzen im Vergleich zur Produktion von Mikroalgen in offenen bzw. geschlossenen Anlagen aufgeführt.

Die Erträge von Mikroalgenbiomasse aus geschlossenen Systemen liegen deutlich über denjenigen von offenen Systemen und typischen Bioenergiepflanzen.

TAB. III.1 MITTLERE JAHRESERTRÄGE AN BIOMASSE PRO FLÄCHENEINHEIT

Pflanzenart/Mikroalgenproduktion	jährliche Biomasseerträge (t Trockenmasse/ha)
Landpflanzen (z.B. Gerste, Mais, Zuckerrohr)	ca. 8 bis 30
Mikroalgen in offenen Systemen	3,5 bis 37
Mikroalgen in geschlossenen Systemen	60 bis 100

Eigene Zusammenstellung nach Brennan/Owende 2010, S.562; Rösch et al. 2009, S.2

Eine *theoretische* Betrachtung erlaubt eine vom aktuellen Entwicklungsstand der Reaktortechnologie losgelöste Abschätzung des Potenzials der biotechnologischen Mikroalgenproduktion. Der maximale Biomasseflächenertrag (ohne künstliche Belichtung) wird von der zur Verfügung stehenden Sonnenstrahlung begrenzt (Weyer et al. 2010). Ausgehend von einer mittleren Solarstrahlung in Mitteleuropa von jährlich 1.000 kWh/m² kann theoretisch ein jährlicher Maximalertrag von rd. 220 t Trockenmasse/ha erzielt werden. In der Sahara (mittlere jährliche Solarstrahlung von 2.350 kWh/m²) erhöht sich dieser Ertrag auf maximal rd. 520 t Trockenmasse/ha.¹⁴

Die Ernte der Mikroalgen ist aufgrund der geringen Zelldichten in der Nährlösung sehr aufwendig und energieintensiv (Rösch et al. 2009; Wang et al. 2008, S.715). Da die Mikroalgen in der Nährlösung frei umher schwimmen, erfolgt die Ernte durch Abtrennungungsverfahren, wie z.B. Zentrifugation, Filtration oder Sedimentation. Je nach Verwendung der Biomasse (z.B. als Nahrungsmittelzusätze) muss diese nachfolgend getrocknet werden. Um wertvolle Inhaltsstoffe zu extrahieren, müssen die bei bestimmten Mikroalgenarten vergleichsweise harten Zellwände aufgebrochen werden (z.B. durch Pressen der trockenen Biomasse). Diese Prozessschritte erfordern einen hohen Energieaufwand und verschlechtern somit die Energiebilanz der Produkte.

NUTZUNGSSTRATEGIEN FÜR DIE MIKROALGENBIOMASSE

Grundsätzlich ist zwischen *stofflichen* und *energetischen Nutzungsstrategien* zu unterscheiden.

¹⁴ Dieser Berechnung sind folgende Annahmen zugrunde gelegt worden (Weyer et al. 2010): 45,8 % photosynthetisch wirksame Strahlung, 225,3 kJ/mol mittlere Photonenenergie, 8 Photonen zur Fixierung eines Kohlenstoffatoms notwendig, sämtliche Photonen in Biomasse gespeichert (keine Lichtreflexion, keine Zellatmung etc.).

^
 > III. TECHNISCHE VERFAHREN ZUR REDUKTION DES ATMOSPHERISCHEN CO₂-GEGHALTS
 v

Im Rahmen einer *stofflichen Nutzung* eignet sich Mikroalgenbiomasse gut für die weitere industrielle Verarbeitung, da sie homogen und frei von Lignocellulose (Strukturgerüst verholzter Pflanzen) ist. Je nach Kultivierungsbedingungen und Art der Mikroalgen weisen diese ein breites Spektrum an hochwertigen Inhaltsstoffen auf, die zur Produktherstellung in der Pharma-, Kosmetik-, Nahrungs(er-gänzungs)- und Futtermittelindustrie genutzt werden können. Zu den wichtigsten nutzbaren Mikroalgeninhaltsstoffen gehören biologisch hochwertige Proteine mit einem hohen Anteil an essenziellen und nichtessenziellen Aminosäuren, hochmolekulare Kohlenhydrate, essenzielle mehrfach ungesättigte Fettsäuren, eine Reihe von Pigmenten, Vitaminen, Antioxidantien sowie pharmakologisch interessante Substanzen antiviraler, antimikrobieller und antifungizider Natur (Fraunhofer IGB o.J.; Pulz 2009, S.88). Auch als Düngemittel eignet sich die nährstoffreiche Mikroalgenbiomasse.

Die *energetische Nutzung* von Mikroalgenbiomasse wird als Zukunftsstrategie zur Gewinnung von Bioenergieträgern diskutiert (»Biokraftstoffe der 3. Generation«, Rösch et al. 2009). Gründe, die Mikroalgen interessant für die Bioenergieproduktion machen, sind die im Vergleich zu Landpflanzen höheren Flächenerträge (Tab. III.1), die Entkopplung der Biomasseproduktion von landwirtschaftlicher Nutzfläche sowie die Möglichkeit, durch die geeignete Wahl der Mikroalgenart und Kultivierungsbedingungen die Ausbeute z.B. von Ölen oder Kohlenhydraten zu maximieren.

Beispielsweise produzieren viele Mikroalgenarten beträchtliche Mengen an Ölen. Der Anteil von Öl an ihrem Trockengewicht liegt typischerweise im Bereich von 20 bis 50 %, kann aber je nach Mikroalgenart und Kultivierungsbedingungen auch deutlich darüber liegen (Chisti 2007, S.296). In Verbindung mit den hohen Biomasserträgen der Mikroalgenproduktion (Tab. III.1) ermöglicht dies verglichen mit Energiepflanzen deutlich höhere flächenbezogene Ölerträge (Tab. III.2).

TAB. III.2 ÖLERTRAG VON ENERGIEPFLANZEN IM VERGLEICH ZU MIKROALGEN

Energiepflanze/Mikroalgen	Ölertrag l/ha/Jahr
Sonnenblume	390
Raps	1.300
Ölpalme	6.000
Mikroalgen, Ergebnis einer 2-ha-Pilotanlage auf Hawaii (Aufzucht in Bioreaktor, Wachstumsphase in offenem System)	11.000
Mikroalgen, 50 % Lipidanteil, theoretische Best-Case-Abschätzung	40.000 bis 53.000

Eigene Zusammenstellung nach Huntley/Redalje 2007; Rösch et al. 2009; Weyer et al. 2010



Mikroalgenbiomasse lässt sich prinzipiell wie andere Biomasse in Bioenergieträger konvertieren (Brennan/Owende 2010, S.568 ff.). Die einzelnen Verfahren wurden im TAB-Arbeitsbericht »Chancen und Herausforderungen neuer Energiepflanzen« ausführlich behandelt (TAB 2007a, S.43 ff.). Zu den etablierten Verfahren gehört die Konversion zu Biokraftstoffen, d.h. zu

- > Biogas durch die anaerobe Vergärung der Mikroalgenbiomasse (bzw. zu Biomethan nach der Aufbereitung des Biogases);
- > Bioethanol durch die alkoholische Vergärung der Kohlenhydrate in der Mikroalgenbiomasse;
- > Biodiesel, indem durch mechanisches Pressen oder anderer Extraktionsverfahren Öl aus der Mikroalgenbiomasse gewonnen wird, das dann chemisch zu Biodiesel umgesetzt wird.

Weitere Verfahren befinden sich noch im Forschungs- und Entwicklungsstadium, u.a.

- > die Vergasung, durch die die Mikroalgenbiomasse in gasförmige Energieträger (Wasserstoff, Methan) umgewandelt werden kann;
- > die Pyrolyse (Wärmezuführung unter Sauerstoffabschluss), durch die Pyrolyseöle und -gase sowie Biokohle gewonnen werden können (Kap. III.3).

Schließlich sind Mikroalgenarten, die das Enzym Hydrogenase synthetisieren, in der Lage, direkt molekularen Wasserstoff zu produzieren. Die technische Verwertung dieser Eigenschaft befindet sich allerdings noch im Bereich der Grundlagenforschung (Rosello Sastre/Posten 2010, S.1935 f.).

MÖGLICHKEITEN IM RAHMEN DES CO₂-MANAGEMENTS

Das Potenzial der biotechnologischen Mikroalgenproduktion im Rahmen einer Klimaschutzmaßnahme wird unter den Aspekten Flächenbedarf, stoffliche sowie energetische Nutzung betrachtet.

Flächenbedarf: Mikroalgenbiomasse besteht zu rd. 50 % aus Kohlenstoff (Chisti 2007). Ausgehend von mittleren Flächenerträgen von geschlossenen Systemen in der Größenordnung von 100 t Trockenmasse/ha können jährlich rd. 50 t C/ha bzw. 183 t CO₂/ha in der Biomasse fixiert werden. Ungeachtet der hohen Flächenerträge erfordert die Fixierung von CO₂ in einer klimarelevanten Menge in Mikroalgenbiomasse einen sehr großen Anlagenmaßstab und Flächeneinsatz (mit entsprechenden Investitions- und Betriebskosten). Beispielsweise stößt ein modernes Steinkohlekraftwerk mit einer Leistung von 1 GW jährlich rd. 5 Mio. t CO₂ aus. Um diese Emissionsmenge in Mikroalgenbiomasse zu fixieren, wäre nach heutigem Stand der Technik eine Produktionsanlage mit einer Fläche von rd. 273 km² notwendig (entspricht einer Fläche von rd. 16,5 km mal 16,5 km), die jährlich rd. 2,7 Mio. t Mikroalgenbiomasse produzieren würde. Selbst wenn eine Anlage in der Sahara die *theoretische* Maximalproduktion erreichen würde (520 t Tro-

^
› III. TECHNISCHE VERFAHREN ZUR REDUKTION DES ATMOSPHERISCHEN CO₂-Gehalts
v

ckenmasse/ha), wäre zur Fixierung der Emissionen noch eine Fläche von rd. 52 km² (7,2 km mal 7,2 km) notwendig. Diese Abschätzungen berücksichtigen keine Emissionen, die durch die Produktion der Mikroalgen entstehen (z.B. Herstellung und Betrieb der Anlage, Ernte und Verarbeitung der Mikroalgen).

Stoffliche Nutzungsstrategien: Die Nutzung von Mikroalgen vor allem in der Pharma-, Kosmetik-, Nahrungs(ergänzungs)- und Futtermittelindustrie trägt nur in geringem Maße zu einer langfristigen Kohlenstoffbindung in der Mikroalgenbiomasse bei, da der Kohlenstoff zeitnah wieder in die Atmosphäre freigesetzt wird.¹⁵ Auch angesichts der schiereren Mengen an Mikroalgenbiomasse, die bei der CO₂-Fixierung in einer klimarelevanten Menge entstehen würden, erscheint die stoffliche Nutzung als wenig praktikabel (zum Vergleich: Derzeit liegt die globale Jahresproduktion an Mikroalgenbiomasse im Bereich von 5.000 bis 10.000 t; Kap. III.2.3). Zusätzlich würde diese Strategie mit einem enormen Bedarf an Nährstoffen verbunden sein: Für die Fixierung von 5 Mt CO₂ in Mikroalgenbiomasse wären rd. 240.000 t Stickstoff und 33.000 t Phosphor notwendig, die in der Folge in der Mikroalgenbiomasse gebunden wären und nicht mehr zur Verfügung stünden (Kap. III.1.1).

Energetische Nutzungsstrategien: Die energetische Nutzung von Mikroalgenbiomasse sieht ein hohes Potenzial für die Emissionsvermeidung durch die Substitution fossiler Energieträger. Der Anlagenmaßstab sowie der Flächen- und Nährstoffbedarf sind auch bei der energetischen Nutzung sehr groß, allerdings müssen diese Kriterien mit alternativen Bioenergiestrategien verglichen werden. Von Bedeutung ist insbesondere, dass die Mikroalgenproduktion keine landwirtschaftlichen Nutzflächen benötigt, sodass bereits bestehende Flächennutzungskonkurrenzen nicht weiter verschärft würden. Je nach Nutzungsstrategie können zudem die in der Mikroalgenbiomasse gebundenen Nährstoffe wiederverwertet werden. Beispielsweise können die Gärreste aus der Biogasproduktion, die einen Großteil des Stickstoffs und Phosphors aus der Mikroalgenbiomasse enthalten, als Dünger für die Mikroalgenproduktion wiederverwertet werden (Rösch et al. 2009). Voraussetzung für die Bioenergiegewinnung ist eine großtechnische, preiswerte und möglichst CO₂-neutrale Produktion von Mikroalgenbiomasse. Mit dem gegenwärtigen Stand der Technik ist eine solche allerdings noch nicht möglich (Kap. III.2.3).

UMWELTAUSWIRKUNGEN UND RISIKEN

2.2

Die industrielle Produktion von Mikroalgen ist auch auf Brach- bzw. Ödland möglich. Im Vergleich zum Anbau von Kulturpflanzen ist der Wasserverbrauch

¹⁵ Bei der Verwendung als Nahrungs- bzw. Futtermittel bestände ein (indirekter) positiver Beitrag zur Emissionsvermeidung darin, dass dadurch der Landnutzungsdruck verringert würde (Kap. IV).

von Anlagen auf Basis von Bioreaktoren – insbesondere bei Produktionssystemen mit einem geschlossenen Wasserkreislauf – sehr gering und könnte beispielsweise für die Bioenergieherstellung aus der Biomasse auch mit Wasser niedriger Qualität gedeckt werden (z.B. Abwässer). Insofern sind Nutzungskonkurrenzen durch die biotechnologische Mikroalgenproduktion auf die Landwirtschaft und andere Landnutzungsformen, wenn überhaupt, nur in geringem Umfang zu erwarten. Bei offenen Produktionssystemen in trockenen und heißen Klimaregionen (z.B. Wüsten) wäre der Wasserbedarf infolge Verdunstungsverluste jedoch erheblich. In diesen Regionen verschärfte sich die Wassernutzungskonkurrenz.

Für ein optimales Mikroalgenwachstum ist eine ausreichende Versorgung der Algensuspension mit Nährstoffen (v.a. Stickstoff, Phosphor) notwendig. Wenn das mit Nährstoffen angereicherte Wasser in die Umwelt gelangt (z.B. bei Anlagen ohne geschlossenen Wasserkreislauf), kann dies zu einer Belastung natürlicher Gewässer führen. Eine günstige Stickstoff- und Phosphorquelle für die Mikroalgenproduktion stellen Abwässer dar, wodurch sie gleichzeitig zur Abwasserreinigung dienlich sein könnte. Obschon dadurch ein (ökonomischer) Zusatznutzen für die Mikroalgenproduktion generiert werden kann, könnte u.U. die Kontamination der Biomasse mit Schadstoffen aus den Abwässern (z.B. Schwermetalle) zu (Umwelt-)Problemen in nachfolgenden Nutzungspfaden für die Mikroalgenbiomasse führen (Wang et al. 2008, S. 713).

In der Mikroalgenforschung stößt das Potenzial gentechnischer Verfahren zur Optimierung herkömmlicher Mikroalgen auf zunehmendes Interesse (Brennan/Owende 2010, S.564). Im Vergleich zum Anbau gentechnisch veränderter Nutzpflanzen ermöglichen geschlossene Bioreaktoren im Prinzip eine von der Umwelt isolierte Nutzung dieser Organismen. Dennoch kann eine Freisetzung der genetisch veränderten Organismen nicht vollständig ausgeschlossen werden (UBA 2010a). Die modifizierten Mikroalgen könnten über die Luft über weite Distanzen transportiert werden und auch außerhalb der Reaktoren – möglicherweise selbst bei strengen Umweltbedingungen – überleben. Vor diesem Hintergrund sollten entsprechende Schutzvorrichtungen in der Ausgestaltung von Produktionsanlagen für die Kultivierung gentechnisch modifizierter Mikroalgenarten integriert werden (Rösch et al. 2009, S.4).

STAND DER ENTWICKLUNG

2.3

Die Produktion von Mikroalgenbiomasse findet heute fast ausschließlich in einfachen offenen Systemen statt, die sich wegen der niedrigen Investitionskosten etabliert haben (Rosello Sastre/Posten 2010, S.1928). Die Biomasseerträge in offenen Systemen sind jedoch vergleichsweise gering (Tab. III.1) und die Systeme bieten aufgrund ihres einfachen Funktionsprinzips kaum Entwicklungspotenzial.

^
› III. TECHNISCHE VERFAHREN ZUR REDUKTION DES ATMOSPHERISCHEN CO₂-Gehalts
v

Geschlossene Produktionssysteme für die kommerzielle Biomasseherstellung sind heute noch nicht weit verbreitet und basieren meist auf vergleichsweise einfachen Röhren- oder Säulensystemen (Abb. III.2). Eine der wenigen Anlagen steht in Klötze, Sachsen-Anhalt. Diese größte geschlossene Anlage der Welt ist in einem Gewächshaus von 1,2 ha Gesamtfläche untergebracht und besteht aus einem Glasröhrensystem der Gesamtlänge von 500 km (Abb. III.2 rechts, Rosello Sastre/Posten 2010, S. 1929).

Die gegenwärtigen Produktionssysteme für Mikroalgen dienen hauptsächlich der Herstellung hochwertiger Produkte für die Ernährungs-, Futter-, Kosmetik- und Pharmamittelindustrie und sind nicht für eine Produktion niederwertiger Biomasse z.B. für die Energieproduktion ausgelegt (Morweiser et al. 2010). Diese Produkte erzielen hohe Verkaufspreise: Beispielsweise enthält die Mikroalge *Dunaliella salina* einen sehr hohen Gehalt an Beta-Carotin (bis zu 14 % ihrer Trockenmasse), das Marktpreise zwischen 200 und 2.000 Euro/kg erzielt (Brennan/Owende 2010, S. 572). Mikroalgenbiomasse für die menschliche Ernährung (z.B. als Pulver oder gepresst als Tabletten) erreicht Verkaufspreise in der Größenordnung von 30 bis 300 Euro/kg (Algomed o.J.; Brennan/Owende 2010).

Die Marktvolumina für diese Produkte sind allerdings vergleichsweise gering: Nach verschiedenen Schätzungen beträgt die global produzierte Mikroalgenbiomasse lediglich zwischen 5.000 und 10.000 t im Jahr (Rösch et al. 2009; Spolaore et al. 2006). Die hohen Verkaufspreise für die Produkte rechtfertigen die mit dem gegenwärtigen Stand der Technik noch hohen Herstellungskosten für Mikroalgenbiomasse: Für offene Systeme bewegen sich diese im Bereich von 2 bis 10 US-Dollar/kg, für geschlossene Systeme um 20 US-Dollar/kg (Rosello Sastre/Posten 2010, S. 1935).

Da bis vor wenigen Jahren die Wertschöpfung für Mikroalgenbiomasse ausschließlich auf der Herstellung von hochwertigen Produkten basierte, befindet sich die Technologie unter dem Gesichtspunkt des CO₂-Managements in Bezug auf eine großtechnische, preiswerte und möglichst CO₂-neutrale Biomasseproduktion für die energetische Nutzung in einer sehr frühen Entwicklungsphase. Ein Hauptproblem liegt u.a. im hohen Energiebedarf der aktuellen Produktions- und Erntetechnologie, sodass insgesamt mehr Energie für die Kultivierung und Produktgewinnung gebraucht wird, als aus den Mikroalgen gewonnen werden kann. Alleine zum Mischen und zum Gaseintrag benötigen gängige Reaktorkonzepte bereits mehr als 20 % der gewonnenen chemischen Energie als elektrische Hilfsenergie (Rosello Sastre/Posten 2010, S. 1934 ff.). Einen nennenswerten Beitrag zum CO₂-Management kann die Mikroalgenproduktion nur leisten, wenn die Energiegesamtbilanz positiv ausfällt.

Die Entwicklung von fortgeschrittenen Bioreaktoren und Verarbeitungsverfahren, die die Steigerung der Produktionsmenge bei gleichzeitiger Senkung der Kapital-



und Produktionskosten sowie des Energiebedarfs für Kultivierung, Ernte und Verarbeitung der Mikroalgenbiomasse erlauben, befindet sich noch im Entwicklungs- und Versuchsstadium.

Der Technologie wird allerdings ein großes Entwicklungspotenzial zugeschrieben und entsprechend stößt sie auf ein großes Interesse. Beispielsweise haben sich 19 europäische Partner in einem bis 2015 laufenden Projekt »EnAlgae« zusammengeschlossen, um gemeinsam die Verfahren zur Herstellung und Verarbeitung von Algenbiomasse zu optimieren (www.enalgae.eu [5.4.2012]). Aus Deutschland sind die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe, das Karlsruher Institut für Technologie (KIT) und die Hochschule für Technik und Wirtschaft des Saarlandes (HTW Saarland) beteiligt.

In Deutschland findet sich zudem eine Vielzahl von Forschungsprojekten aus dem universitären und unternehmerischen Bereich, die sich mit verschiedenen Fragestellungen und Anwendungsfeldern im Bereich der biotechnologischen Mikroalgenproduktion beschäftigen. Nachfolgend werden beispielhaft einige Pilotprojekte und deren Forschungsziele beschrieben:

- › Das Unternehmen Subitec GmbH (www.subitec.com [5.4.2012]), eine Ausgründung des Fraunhofer-Instituts für Grenzflächen- und Bioverfahrenstechnik, befasst sich mit der Entwicklung vergleichsweise kostengünstig herzustellender Bioreaktoren aus Kunststofffolie. Die Durchmischung der Mikroalgensuspension findet nur durch das Eingasen eines Luft-Abgas-Gemisches statt, was die Energie für eine mechanische oder durch Pumpen erfolgende Mischung einspart. Mit mehreren Pilotanlagen testet das Unternehmen in Zusammenarbeit mit Energieversorgern die Reaktoren auf ihre Tauglichkeit zur industriellen Mikroalgenproduktion.
- › Ende 2011 wurde eine dreijährige Versuchsphase zur Abtrennung von CO₂ aus Rauchgasen mithilfe von Mikroalgen des Energieversorgungsunternehmens RWE in Zusammenarbeit mit der Jacobs Universität Bremen und dem Forschungszentrum Jülich in der Nähe des Braunkohlekraftwerks Niederaußem bei Köln abgeschlossen. Die Versuchsanlage hat jährlich rd. 6 t Mikroalgenbiomasse produziert, wobei rd. 12 t CO₂ gebunden wurden. Das Untersuchungsprogramm umfasste u.a. die energetische, ökologische und langfristige ökonomische Bilanzierung des Gesamtprozesses (RWE Power AG 2008). Erste Ergebnisse weisen darauf hin, dass Mikroalgen auch im Braunkohler Rauchgas gut wachsen können. Nach Auswertung aller Daten wird RWE entscheiden, wie das Projekt fortgeführt wird (RWE Power AG 2011). Ähnliche Forschungsprojekte wurden bzw. werden durch E.ON in Reitbrook bei Hamburg (E.ON Hanse AG 2011), durch EnBW in Eutingen bei Stuttgart (EnBW/Subitec 2009) sowie von Vattenfall (2011) in Senftenberg in Brandenburg gefördert.
- › Ein Forschungsverbund von neun Universitäten, Forschungseinrichtungen und Unternehmen befasst sich im Rahmen des vom BMBF mit 2,1 Mio. Euro ge-

^
› III. TECHNISCHE VERFAHREN ZUR REDUKTION DES ATMOSPHERISCHEN CO₂-Gehalts
v

förderten Projekts »Wasserstoff aus Mikroalgen: mit Zell- und Reaktordesign zur wirtschaftlichen Produktion (HydroMicPro)« u.a. mit der Entwicklung von effizienteren Bioreaktoren, der biotechnologischen Optimierung der Mikroalgen für die Biomasse- und Wasserstoffproduktion sowie der Bewertung des potenziellen Beitrags von Mikroalgen zur Wasserstoffversorgung (KIT 2009).

Auch weltweit beschäftigen sich zahlreiche Forschungsgruppen und Unternehmen mit der Entwicklung einer Technologie für die kommerzielle Mikroalgenproduktion, insbesondere für die Biotreibstoffherstellung. Die Mehrzahl der Unternehmen stammt aus den USA (für eine Übersicht z.B. Singh/Gu 2010). Namentlich große Unternehmen der Mineralöl- und Luftfahrtindustrie investieren seit einigen Jahren in umfangreiche Forschungsprogramme zur Entwicklung einer kosteneffizienten Technologie zur Treibstoffgewinnung aus Mikroalgen. Beispielsweise hat das Unternehmen ExxonMobil in Zusammenarbeit mit Synthetic Genomics, Inc. ein mehrjähriges Forschungsprogramm mit über 600 Mio. US-Dollar angekündigt, um für die Bioölherstellung besser geeignete Mikroalgenstämme zu isolieren bzw. durch genetische Modifikation herzustellen, verschiedene Produktionssysteme zu testen und Lebenszyklusanalysen durchzuführen (ExxonMobil o.J.; Singh/Gu 2010).

FORSCHUNGSBEDARF UND AUSBLICK

2.4

Der Spielraum für Systemoptimierungen hinsichtlich der Erhöhung der Produktivität, Steigerung der Wirtschaftlichkeit sowie der Verringerung des Energiebedarfs durch Forschungs- und Entwicklungsarbeit ist noch groß. Schwerpunkte beim Forschungsbedarf bestehen bei der Identifikation geeigneter Mikroalgenstämme, der Entwicklung leistungsfähiger Bioreaktoren sowie effizienter Ernte- und Konversionsverfahren.

Die Artenvielfalt (und damit der genetische Pool) an Mikroalgen ist sehr groß und umfasst nach Schätzungen zwischen 200.000 und einigen Millionen Arten. Davon wurden bis heute nur zwischen 40.000 und 60.000 Arten identifiziert, von einigen wenigen Hundert wurde die chemische Zusammensetzung näher erforscht, und lediglich 15 Stämme werden heute im industriellen Maßstab kultiviert (Rosello Sastre/Posten 2010, S.1925). Intensive Forschungsbemühungen sind notwendig, um für die vielfältigen Anwendungen geeignete Mikroalgenarten zu selektieren, deren Inhaltsstoffe hinsichtlich der stofflichen oder energetischen Nutzung zu bewerten sowie widerstandsfähige Arten gegenüber vorgegebenen Umweltbedingungen (z.B. hohe Konzentration von Schwefel- und Stickoxiden in ungereinigtem Rauchgas) zu identifizieren. Weitere Entwicklungsperspektiven könnten sich bezüglich einer gentechnischen Optimierung geeigneter Mikroalgenarten ergeben, von welcher sich die Wissenschaftler u.a. eine Effizienzsteige-

rung in der Photosyntheseleistung sowie eine erhöhte Produktion gewünschter Inhaltsstoffe erhoffen (Zeng et al. 2011).

Weiterentwicklungen im Bereich der Bioreaktoren stehen vor einer Reihe von Herausforderungen. Ein großes Problem stellt die ideale Lichtversorgung der in der Nährlösung schwimmenden Mikroalgen dar: Einerseits absorbieren Mikroalgen das einfallende Licht so effektiv, dass die Strahlung selbst bei geringen Zelldichten bereits nach wenigen Millimetern Tiefe vollständig absorbiert wird und tiefer liegende Mikroalgen in ihrem Wachstum hindern, andererseits können Mikroalgen Licht mit einer zu hohen Intensität nur schlecht nutzen¹⁶ (Ackermann 2007, S. 6). Die Lichtversorgung ließe sich beispielsweise durch eine geeignete geometrische Gestaltung der Bioreaktoren (Dünnschichtreaktoren) oder einen durch mikrostrukturierte Lichtleiter verbesserten Lichteintrag in die Reaktoren weiter optimieren. In bisherigen Reaktoren besteht ferner das Problem, dass sich die Suspension bei starkem Lichteinfall (insbesondere bei Wellenlängen im Infrarotbereich, welche nicht zur Photosynthese, aber zur Erwärmung beitragen) über eine für das Mikroalgenwachstum ideale Temperatur erwärmt (Ackermann 2007, S. 6). Eine weitere Schwierigkeit entsteht aus dem Umstand, dass rd. 25 % der bei Licht produzierten Mikroalgenbiomasse in der Dunkelphase durch Respirationprozesse der Mikroalgen wieder abgebaut werden. Diese Verluste ließen sich möglicherweise durch eine kontrollierte Temperaturerniedrigung der Mikroalgensuspension während der Dunkelphase eindämmen (Chisti 2007, S. 300). Mit zunehmender Komplexität der Bioreaktoren steigen allerdings die Investitions- und Betriebskosten, die Wartungsintensität sowie der Energiebedarf für die Produktion. Vor dem Hintergrund dieser Schwierigkeiten könnte sich die Skalierung der Technologie auf ein industrielles Niveau als technisch und ökonomisch schwierig erweisen (Rösch et al. 2009).

Derzeit zur Verfügung stehende Ernteverfahren haben einen hohen Energiebedarf und verursachen hohe Kosten. Für eine großskalige und kosteneffiziente Biomasseproduktion sind sie daher wenig geeignet (Rösch et al. 2009, S. 3). Neue Ernteverfahren (z.B. die Nutzung von Bakterien, die sich mit der Algenbiomasse zu Algen-Bakterien-Aggregaten verbinden und so die Biomasse leichter sedimentieren lassen, Gutzeit/Neis 2007) könnten die Energiebilanz des Gesamtprozesses verbessern.

Obwohl die Konversionsverfahren für die energetische Nutzung von Energiepflanzen prinzipiell auch auf Mikroalgenbiomasse übertragbar sind, treten je nach Nutzungskonzept verschiedene technische Hürden auf. Im Rahmen der Biogasproduktion aus Mikroalgenbiomasse beispielsweise könnten harte Zell-

16 Der Wirkungsgrad der Lichtausnutzung kann bei schwacher Lichtintensität im Bereich von 50 bis 90 %, bei hoher Lichtintensität dagegen im Bereich von 10 bis 30 % liegen (Weyer et al. 2010, S. 207).

^
› III. TECHNISCHE VERFAHREN ZUR REDUKTION DES ATMOSPHERISCHEN CO₂-GEHALTS
v

wände und bestimmte Inhaltsstoffe (z.B. Natrium) der Mikroalgen die Leistung der anaeroben Bakterien mindern. Zudem führt der hohe Proteingehalt der Mikroalgenzellen möglicherweise zur Produktion und ggf. Freisetzung von Ammoniak. Auf Mikroalgenbiomasse zugeschnittene Konversionstechnologien stellen folglich ein wichtiges Feld für Forschung und Entwicklung dar (Rösch et al. 2009, S. 4).

Ein Ansatz, die Produktionskosten für Mikroalgenbiomasse für die energetische Nutzung zu senken, ist das sogenannte Bioraffineriekonzept für Mikroalgen: Durch die Extraktion und Vermarktung von hochwertigen Inhaltsstoffen vor der eigentlichen energetischen Nutzung der Biomasse könnte ein Mehrwert erzielt werden. Allerdings besteht die Herausforderung gegenwärtig darin, Märkte für die hochwertigen Produkte zu finden, die mengenmäßig das gleiche Produktvolumen benötigen, wie die notwendige Biomasse für die energetische Nutzung (Rosello Sastre/Posten 2010, S. 1936).

AUSBLICK

Das Interesse an der biotechnologischen Mikroalgenproduktion ist in Wissenschaft und Wirtschaft sehr groß. In den letzten Jahren wurden seitens der Industrie und Politik mehrere Arbeitskreise und -gruppen zur Erforschung der Anwendungspotenziale gegründet, darunter der »temporäre Arbeitskreis Algenbiotechnologie« der DECHEMA (2011, S. 24), die KIT-Plattform für Mikroalgentechnologie (KIT o.J.) sowie die vom BMBF initiierte Initiative »Bundes-Algen-Stammtisch«, welcher als bundesweite Plattform zur Förderung des Informationsaustauschs zwischen Industrie und Forschung über neue technische und wissenschaftliche Entwicklungen in der Algenbiotechnologie beitragen soll (z.B. DECHEMA o.J.). Auf europäischer Ebene entstand die European Algae Biomass Association (www.eaba-association.eu). Es ist davon auszugehen, dass sich das Forschungsfeld intensiv weiterentwickeln wird. Mit der kommerziellen, zu fossilen Treibstoffprodukten konkurrenzfähigen Produktion von Biotreibstoffen aus Mikroalgen wird jedoch angesichts der großen technologischen Herausforderungen nicht vor 2020 gerechnet, wie z.B. aus einer kürzlich erschienen Umfrage unter Akteuren in der Mikroalgenindustrie der Algae Biomass Organization (2012) hervorgeht.

BIOKOHLE AUS BIOMASSE

3.

Die Landpflanzen der Erde entziehen während ihrer Wachstumsphase der Atmosphäre jährlich über 200 Gt CO₂ und nutzen den daraus gewonnenen Kohlenstoff (rd. 60 Gt C) für den Aufbau ihrer Biomasse (Field et al. 1998). Im natürlichen Kreislauf gelangt der überwiegende Teil dieses Kohlenstoffs innerhalb weniger Jahre durch mikrobakterielle Zersetzungsprozesse in Form von CO₂ und Methan wieder zurück in die Atmosphäre. Nur ein sehr geringer Anteil der or-

ganischen Substanz verbleibt in Form von Humus, Torf oder Holzkohle über Zeiträume von Jahrzehnten bis Jahrmillionen in terrestrischen Ökosystemen gebunden und damit der Atmosphäre entzogen (Kap. VI.3.2).

Durch die Umwandlung der Biomasse in biologisch stabilere Produkte kann diese dem natürlichen Prozess der biologischen Zersetzung entzogen und der darin gespeicherte Kohlenstoff – bei geeigneter Lagerung bzw. Verwendung der Produkte auch längerfristig – aus dem Kreislauf und damit aus der Atmosphäre entfernt werden. Ein vergleichsweise einfaches Verfahren hierfür ist die thermische Umwandlung der organischen Biomasse in kohleartige Kohlenstoffverbindungen, die von Mikroorganismen nicht leicht abbaubar sind. Für diese Biomasseprodukte hat sich der Begriff »Biokohle« durchgesetzt.¹⁷

PRINZIP UND MÖGLICHES POTENZIAL

3.1

Die Herstellung von Biokohle aus Biomasse ist mit verschiedenen Verfahren möglich. Im Mittelpunkt stehen dabei gegenwärtig die *Pyrolyse* und die *hydrothermale Karbonisierung* (HTC). Die Ausbeute an Biokohle sowie deren Eigenschaften hängen stark vom Herstellungsverfahren, den Prozessbedingungen und der Ausgangsbiomasse ab.

Bei der *Pyrolyse* wird trockene Biomasse bei Normaldruck und unter Ausschluss von Sauerstoff auf Temperaturen im Bereich von 300 bis 600 °C erhitzt. Durch die dabei induzierte thermische Spaltung der organischen Makromoleküle in kurz-kettige Moleküle entstehen gasförmige (Pyrolysegase), flüssige (Wasser und Pyrolyseöle, bestehend aus Kohlenwasserstoffen) sowie feste (Pyrolysebiokohle) Reaktionsprodukte. Die Pyrolysebiokohle weist ähnlich wie Holzkohle eine sehr poröse Konsistenz auf und zeichnet sich im Gegensatz zu unbehandelter Biomasse durch einen hohen Anteil an Kohlenstoffaromaten (ringförmige Kohlenstoffverbindungen, die eine hohe chemische und biologische Stabilität aufweisen) aus (Lehmann et al. 2011, S. 1813 f.).

In Abhängigkeit von der Prozessführung (Prozesstemperatur und -dauer) kann die Ausbeute eines Reaktionsprodukts auf Kosten der anderen maximiert werden (TAB 1997, S. 23 f.). Der Mengenanteil an Pyrolysebiokohle lässt sich durch niedrige Prozesstemperaturen (unter 450 °C) und einer langsamen, über mehrere Stunden währenden Erhitzung der Biomasse maximieren. Die Produkte dieser sogenannten *langsamen Pyrolyse* setzen sich zusammen aus einem Gewichtsanteil von rd. 35 % Pyrolysebiokohle, rd. 30 % flüssigen Kohlenwasserstoffen und rd. 35 % gasförmiger Produkte (CO, CO₂, CH₄, H₂, N₂O, NO_x sowie kleine

¹⁷ Von der produzierenden Branche wird zunehmend der Begriff »Pflanzenkohle« verwendet, um möglichen Verwechslungen mit biozertifizierten Landwirtschaftsprodukten entgegenzutreten (Kammann 2011, S. 100).

^
› III. TECHNISCHE VERFAHREN ZUR REDUKTION DES ATMOSPHERISCHEN CO₂-Gehalts
v

Mengen flüchtiger organischer Verbindungen) (Bridgwater 2003, S.93). Prinzipiell lässt sich das entstehende Synthesegas (ein Gemisch aus CO und H₂) mithilfe des Fischer-Tropsch-Verfahrens in synthetische Kohlenwasserstoffe (z.B. Kraftstoffe) umwandeln und ebenso wie das Methan und Pyrolyseöl stofflich oder energetisch¹⁸ verwerten. Der Anteil an Kohlenstoff in der Pyrolysebiokohle hängt von der Prozesstemperatur ab und liegt bei rd. 50 % (bei Temperaturen um 450 °C) und über 80 % (bei Temperaturen über 600 °C) (Demirbas 2004, S.246).

Die Pyrolysereaktion setzt in einem Temperaturbereich zwischen 280 und ca. 500 °C Energie frei (exotherm), bei höheren Temperaturen kann sie je nach Zusammensetzung der Ausgangsbiomasse Energie freisetzen oder für ihren weiteren Verlauf Energie benötigen (endotherm) (Day et al. 2005, S.2563; Demirbas/Arin 2002, S.479). Um die Pyrolysereaktion zu starten, muss der Biomasse Wärmeenergie zugeführt werden. Die nötige Aktivierungsenergie kann beispielsweise durch Verbrennen eines Teils der Biomasse bereitgestellt werden. Mit zunehmendem Feuchtigkeitsgehalt der Ausgangsbiomasse erhöht sich die benötigte Prozessenergie, da die Biomasse vorab getrocknet werden muss. Dadurch hängt die Energieeffizienz der Pyrolyse entscheidend vom Trocknungsgrad der Biomasse ab, weshalb sich das Pyrolyseverfahren für feuchte Biomasse nur schlecht eignet (Brandt 2009).

Die *hydrothermale Karbonisierung* (HTC) findet wie die Pyrolyse unter Ausschluss von Sauerstoff, aber im Gegensatz zu dieser unter hohem Druck (bis zu 25 bar), in Anwesenheit von Wasser und möglichen Katalysatoren sowie bei relativ niedrigen Temperaturen (rd. 200 °C) statt. Nachdem der Prozess der HTC durch Erhitzen gestartet wurde, verläuft dieser spontan und exotherm weiter. Je nach Prozessführung werden bis zu 30 % der in der Biomasse enthaltenen Energie in Form von Wärme abgegeben. Die Prozessdauer liegt im Bereich von 4 bis 24 Stunden. Der wesentliche Vorteil dieses Verfahrens ist, dass die Ausgangsbiomasse nicht im trockenen Zustand vorliegen muss und prinzipiell beliebige Biomasse – auch feuchte wie Gülle oder Mist – für das Verfahren geeignet ist (Antonietti/Gleixner 2008; Titirici et al. 2007a). Die hydrothermale Karbonisierung liefert vergleichsweise hohe Erträge an Biokohle (über 50 Gew.-% gemessen an der trockenen Ausgangsbiomasse), wasserlösliche organische Substanzen sowie wenige gasförmige Produkte (hauptsächlich CO₂) (Libra et al. 2011, S.95; Meyer et al. 2011b, S.9475).

Je nach Prozessbedingungen, Ausgangsbiomasse und darin enthaltener Substanzen (z.B. Minerale) variieren die Eigenschaften der HTC-Biokohle stark. So liegt

18 Pyrolyseöle setzen sich aus vielen unterschiedlichen Kohlenwasserstoffen zusammen und eignen sich infolgedessen bestenfalls nach umfassender Aufbereitung als Ersatz für hochwertige konventionelle Treibstoffe (Sohi et al. 2009; Yaman 2004). Anwendungsfelder für Pyrolyseöle befinden sich noch weitgehend in der Entwicklung.

der Kohlenstoffgehalt in einem Bereich zwischen 50 und 80 % (Libra et al. 2011, S.99). Aus weicher Biomasse ohne ausgeprägtes Cellulosegerüst (z.B. Orangenschalen) entsteht ein feines Pulver aus kohlenstoffreichen kugelförmigen Nanopartikeln (Größe zwischen 20 und 200 nm). Härtere Biomasse mit einem festen Cellulosegerüst (z.B. Laub oder Holz) behält ihre Makrostruktur im Verlauf der HTC bei, allerdings bildet sich auf der Nanometerskala ebenfalls ein schwammartiges Porensystem aus. Durch die Wahl der Katalysatoren (z.B. Metallionen oder Zitronensäure) lassen sich u.a. die Prozessgeschwindigkeit und die Ausbildung spezieller Nanostrukturen beeinflussen (Antonietti/Gleixner 2008; Titirici et al. 2007a u. 2007b). Wird die hydrothermale Karbonisierung vorzeitig abgebrochen, entstehen Produkte, die Vorstufen zu Erdöl bzw. Humus ähneln (Röthlein 2006).

Mit Blick auf die Anforderungen des CO₂-Managements ist von Bedeutung, welcher Anteil des Kohlenstoffs aus der Biomasse in der Biokohle gebunden wird (nachfolgend als Kohlenstoffeffizienz [CE] bezeichnet). Die CE ist abhängig vom Herstellungsverfahren, den Prozessbedingungen und der Ausgangsbiomasse. Die langsame Pyrolyse erreicht typischerweise eine CE im Bereich von rd. 50 bis 60 % (Meyer et al. 2011b, S.9475; Sohi et al. 2009, S.4). Für das HTC-Verfahren wurde eine CE im Bereich von 75 und 96 % beobachtet (Richarts 2010). In Tabelle III.3 werden die beschriebenen Herstellungsverfahren dargestellt und wichtigen Veredlungsverfahren für Biomasse (alkoholische Gärung und anaerobe Umwandlung zu Methan [Biogas]) gegenübergestellt. Im Vergleich zu diesen werden bei der Biokohleherstellung vergleichbare bzw. höhere Mengen an Kohlenstoff aus der Biomasse im Produkt festgelegt, zudem verläuft der Biokohleherstellungsprozess bedeutend schneller.

TAB. III.3 HERSTELLUNGSVERFAHREN FÜR BIOKOHLE IM VERGLEICH MIT ANDEREN VERFAHREN DER BIOMASSEVEREDLUNG

Verfahren	CE	Prozesstemperatur	Prozessdauer
langsame Pyrolyse	rd. 50–60 %	rd. 400 °C	einige Stunden
vollständige HTC	75–96 %	200 °C	4–24 Stunden
alkoholische Gärung (Produkt: Ethanol)	66 %	40 °C	5 Tage
anaerobe Umsetzung (Produkt: Methan)	50 %	40 °C	21 Tage

CE: Kohlenstoffeffizienz »carbon efficiency«

Eigene Zusammenstellung nach Meyer et al. 2011b, S.9475; Richarts 2010; Sohi et al. 2009, S.4

NUTZUNGSMÖGLICHKEITEN

Energetische Nutzung: Prinzipiell kann Biokohle wie fossile Kohle energetisch genutzt und z.B. in Kohlekraftwerken mitverbrannt werden (dies geschieht beispielsweise zunehmend mit torrefizierter Biomasse). Eine energetische Nutzung ist allerdings einerseits bestenfalls CO₂-neutral und kann damit nicht zur Entfernung von CO₂ aus der Atmosphäre beitragen. Andererseits unterscheidet sie sich aus der Perspektive des CO₂-Managements nicht von einer direkten energetischen Nutzung der Biomasse (ohne den »Umweg« über die Umwandlung in Biokohle vor der Verbrennung).

Stoffliche Nutzung: Eine (langfristige) Kohlenstoffbindung im Sinne der CO₂-Fixierung aus der Atmosphäre setzt eine – idealerweise wertschöpfende¹⁹ – stoffliche und kohlenstoffneutrale Verwertungsmöglichkeit für die Biokohle voraus.

Ein Nutzungspfad bietet sich in der industriellen Verwertung von Biokohle an, z.B. als Rohstoff für die chemische Industrie. Vor ihrer Verdrängung durch die Petrochemie waren Stein- und Braunkohle bis Mitte des 20. Jahrhunderts eine Hauptrohstoffquelle der chemischen Industrie, da sich prinzipiell alle organisch basierten Grundstoffe der Chemie aus dem Rohstoff Kohle herstellen lassen. Aufgrund einer zunehmenden Verknappung sowie der hohen Importabhängigkeit einzelner Länder von Erdöl und -gas könnte Kohle als chemischer Rohstoff wieder an Bedeutung gewinnen (Arbeitskreis GDCh et al. 2010, S.18 f.). Weitere stoffliche Nutzungsmöglichkeiten für Biokohle in der Industrie wurden vorgeschlagen, darunter die Nutzung als Zuschlagsstoff in Beton oder Straßenbelag, als Adsorbiermaterial für Filtersysteme (z.B. zur Wasseraufbereitung oder Gasreinigung), als Katalysator bzw. Katalysatorträger oder die Herstellung von nanostrukturierten Materialien (Libra et al. 2011, S.109 ff.; Titirici et al. 2007b, S.4212). Allerdings muss sich erst noch zeigen, inwieweit die chemischen Eigenschaften von Biokohle so entwickelt werden können, dass diese sich als Ausgangsprodukt zur weiteren industriellen Verwertung eignet sowie ökonomische und ökologische Vorteile gegenüber herkömmlichen Ausgangsprodukten und Herstellungsverfahren aufweist.

Grundsätzlich stellt sich jedoch die Frage, ob die im Rahmen einer wirksamen Klimaschutzmaßnahme anfallende Menge an Biokohle überhaupt industriell verarbeitet werden könnte. Die Festlegung einer Kohlenstoffmenge entsprechend dem deutschen CO₂-Ausstoß (CO₂-Emissionen 2010: 0,83 Mrd. t CO₂) würde die jährliche Produktion von 280 bis 450 Mio. t Biokohle unter Verwendung

19 Prinzipiell erfüllt auch die passive Lagerung der Biokohle (beispielsweise in geologischen Formationen), die als risikoarm eingeschätzt werden kann, die Kriterien einer langfristigen Kohlenstoffbindung. Es ist jedoch fraglich, ob ein solches Unterfangen sinnvoll ist, solange gleichzeitig fossile Kohlevorräte abgebaut werden.



von 560 Mio. t Biomasse voraussetzen.²⁰ Im Vergleich dazu liegt z.B. die Nutzungsmenge an organischen Rohstoffen (Erdölderivaten, Kohle, Erdgas, nachwachsende Rohstoffe) in der deutschen Chemieindustrie bei rd. 21 Mio. t/Jahr (davon 13 % in Form nachwachsender Rohstoffe). Die Herstellung von Karbiden (z.B. Siliziumcarbid [SiC], das ähnliche Eigenschaften wie Diamant aufweist und als Schleifmittel, Halbleiter oder für optische Anwendungen eingesetzt wird) ist mit einem Einsatz von 160.000 t/Jahr die Branche mit dem größten Einzelverbrauch von Kohleprodukten (Bundesregierung 2011b, S.6; Saygın/Patel 2009). Schließlich wäre auch die Verweildauer des Kohlenstoffs in Chemieprodukten auf Basis von Biokohle größtenteils von kurzer Dauer, sodass der Kohlenstoff kurzfristig wieder in die Atmosphäre gelangen könnte.

Eine alternative Nutzungsmöglichkeit für Biokohle ist deren Einarbeitung in landwirtschaftlich genutzte Böden. Es wird vermutet, dass im Boden eingebrachte Biokohle eine fördernde Wirkung auf den Humusgehalt und die Fruchtbarkeit des Bodens entfaltet und der enthaltene Kohlenstoff über längere Zeiträume im Boden festgelegt wird. Diese Annahme beruht auf der neuerlichen Entdeckung der sogenannten Terra preta. Hierbei handelt es sich um eine sehr fruchtbare Erde, die nebst anderen Inhaltsstoffen einen hohen Gehalt an verkohlter Biomasse ähnlich der Pyrolysebiokohle aufweist (Kasten). Einige Wissenschaftler werten dies als Nachweis, dass in den Boden eingebrachte Biokohle über mehrere Jahrhunderte chemisch und biologisch stabil bleibt und sich damit zur langfristigen Kohlenstoffbindung eignet. Durch die Einarbeitung in landwirtschaftliche Böden könnten wesentlich größere Mengen an Biokohle einer u.U. sinnvollen Nutzung zugeführt werden verglichen mit ihrer industriellen Verwertung.

TERRA PRETA

Aufgrund der starken Verwitterung und schnellen Zersetzung organischer Substanz im warmen und feuchten Klima der Tropen weist der Boden im Amazonasgebiet in Brasilien typischerweise eine sehr niedrige Humus- und Nährstoffkonzentration und als Folge davon eine geringe Fruchtbarkeit auf. Im Vergleich dazu findet man auf vereinzelt Landflächen der Größenordnung von bis zu 20 ha eine für die örtlichen Verhältnisse sehr fruchtbare, humus- und nährstoffreiche dunklere Erde (sogenannte *Terra preta do Indio*). Diese Landflächen eignen sich hervorragend für die landwirtschaftliche Nutzung. Ähnliche Böden wurden auch in Ecuador, Peru und in Afrika gefunden.

In diesen Böden wurde neben anderen Reststoffen menschlicher Aktivitäten häufig Holzkohle gefunden. Dies führte zur Vermutung, dass Rückstände unvollständig verbrannter Biomasse eine Ursache für die hohe Fruchtbarkeit die-

²⁰ Für die Biomasse wird ein mittlerer Kohlenstoffgehalt von 40 %, für die Biokohle ein Kohlenstoffgehalt von 50 bis 80 % angenommen.

^
› III. TECHNISCHE VERFAHREN ZUR REDUKTION DES ATMOSPHERISCHEN CO₂-GHALTS
v

ser Böden sind. Das Phänomen könnte auf indigene Völker zurückgehen, die beabsichtigt oder unbeabsichtigt vor Hunderten von Jahren die Erde mit verkohlter Biomasse und anderem (organischen) Material (Kompost, tierische Exkrementen, Knochen, Tonscherben) anreicherten. Gegenwärtig finden zahlreiche Forschungsarbeiten hinsichtlich der genauen Entstehung und Zusammensetzung der Terra preta statt mit der Absicht, durch die gezielte Herstellung dieser Erde die Fruchtbarkeit tropischer und ggf. anderer Böden zu erhöhen.

Zuweilen wird Biokohle fälschlicherweise mit der Terra preta gleichgesetzt, dabei stellt sie nur eine von mehreren Komponenten des Phänomens dar.

Quellen: Glaser 2007; Glaser et al. 2001; Sohi et al. 2009, S. 14 f.

Ob und aus welchen Gründen Biokohle in Abhängigkeit von Herstellungsprozess, Ausgangsbiomasse, Bodentyp, klimatischen Bedingungen etc. zu einer Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit führt, kann gegenwärtig noch nicht abschließend beurteilt werden. Es wird vermutet, dass die stark poröse Struktur und die damit einhergehende große innere Oberfläche sowie weitere chemische Eigenschaften der Biokohle dazu beitragen, dass damit versetzte Böden u.a. folgende Eigenschaften aufweisen (z.B. Atkinson et al. 2010; Sohi et al. 2009):

- › *verbesserte Nährstoffverfügbarkeit* durch eine verminderte Nährstoffauswaschung sowie eine länger anhaltende Nährstoffbereitstellung aufgrund der Pufferwirkung der porösen Biokohle bzw. durch in der Biokohle bereits vorhandene Nährstoffe und Spurenelemente, die aus der Ausgangsbiomasse stammen;
- › *erhöhtes Wasserrückhaltevermögen* durch Kapillareffekte oder eine mögliche wasserliebende (hydrophile) Oberflächenchemie der Biokohle;
- › *Steigerung der mikrobiellen Bodenaktivität*, da die poröse Biokohle einen günstigen Lebensraum für nutzbringende Mikroorganismen bietet. Bakterien oder Pilze (z.B. symbiontische Mykorrhiza-Pilze) haben eine hohe Bedeutung für den Nährstoffumsatz im Boden.
- › Zudem könnte die *hohe Adsorptionskapazität* der Biokohle Schwermetalle und andere organische Pflanzengifte immobilisieren.

Vorausgesetzt, dass sich diese vorteilhaften bodenbiologischen und physikalischen Eigenschaften bestätigen lassen, könnte eine Bodenapplikation von Biokohle auch positive indirekte Effekte zeigen: Als Folge einer erhöhten Fruchtbarkeit der Böden könnte es zu einer Reduktion der (energieintensiven) Herstellung von künstlichen Düngemitteln und der damit verbundenen Lachgasemissionen sowie zu einer Abnahme von Waldrodungen zwecks Ackerflächengewinnung kommen (Kap. IV). Möglicherweise könnte die Fruchtbarkeit von degradierten Landflächen wiederhergestellt werden. Da die Biomasseproduktivität gesteigert würde, stünde dem Verfahren wiederum mehr Biomasse als Ausgangsmaterial



zur Verfügung (positive Rückkoppelung). Die poröse Struktur der Biokohle würde möglicherweise die Wasserverteilung im Boden modifizieren und zu einer besseren Versorgung der Böden mit Sauerstoff beitragen. Dies könnte die anaerobe (methanbildende) mikrobielle Zersetzung organischen Materials bzw. die anaerobe Denitrifikation von Nitrat eindämmen und auf diese Weise Methan- und Lachgasemissionen aus Böden mindern.

MÖGLICHKEITEN IM RAHMEN DES CO₂-MANAGEMENTS

Für eine Abschätzung des möglichen Potenzials einer Biokohleherstellung und -nutzung im Rahmen des CO₂-Managements sind folgende Faktoren von ausschlaggebender Bedeutung:

- › Art und Verfügbarkeit von Biomasse für die Biokohleproduktion,
- › Kohlenstoffeffizienz sowie Energie- bzw. THG-Bilanz des Umwandlungsprozesses (abhängig von Biomasseart und Herstellungsprozess),
- › Verweildauer des Kohlenstoffs in der Biokohle bzw. den Biokohleprodukten und mögliche indirekte Effekte auf THG-Emissionen (abhängig von der Nutzungsart der Biokohle),
- › künftige Nachfrage an Biokohle(produkten), z.B. als Bodenverbesserer.

Da das Wissen hinsichtlich belastbarer Energie- und THG-Bilanzen, der Verweildauer des Kohlenstoffs in der Biokohle sowie indirekter Effekte (z.B. ein Einfluss auf Methan- und Lachgasemissionen bei der Anwendung als Bodenverbesserer) gegenwärtig noch erhebliche Defizite aufweist, sind überzeugende Potenzialabschätzung noch nicht möglich (vgl. Schuchardt/Vorlop 2010). Auch kann nicht abgeschätzt werden, wie sich künftig die Nachfrage nach Biokohle(produkten) entwickeln wird. In der aktuellen Diskussion steht die Nutzung der Biokohle als Bodenzusatz im Fokus, sodass der Nachweis der positiven Bodenwirkung von Biokohle eine Grundvoraussetzung für eine begründete Abschätzung wäre.

Zur *Verfügbarkeit von Biomasse für die Biokohleherstellung* können theoretische Überlegungen angestellt werden. Grundsätzlich wäre Biomasse aus biogenen Reststoffen (landwirtschaftliche Ernterückstände, forstwirtschaftliche Nebenprodukte, Reststoffe der Holzverarbeitung) und organischen Abfällen (z.B. Lebensmittelabfälle, Klärschlamm, tierische Exkrememente, Straßenbegleitgrün) für die Biokohleproduktion prädestiniert, um nicht zu einer weiteren Verschärfung der bereits bestehenden Nutzungskonkurrenzen für hochwertige Biomasse beizutragen.

Allerdings besteht auch für Biomasse aus biogenen Reststoffen oder Abfällen (z.B. Fallholz, Stroh, Tierexkrememente) eine starke Konkurrenzsituation mit anderen Nutzungspfaden. In Entwicklungsländern dient diese Biomasse z.B. als Brenn- oder Baumaterial. In Industrieländern werden biogene Rest- und Abfallstoffe zunehmend für die Energieproduktion verwendet. Dabei kann das Potenzial zur Emissionsreduktion von verschiedenen energetischen Nutzungspfaden im Ver-

^
› III. TECHNISCHE VERFAHREN ZUR REDUKTION DES ATMOSPHERISCHEN CO₂-GEHALTS
v

gleich zu einer Biokohlestrategie bezüglich der eingesetzten Biomassemenge in derselben Größenordnung liegen, wie folgendes Beispiel zeigt: Ein innovatives Strohheizkraftwerk für Strom und Wärme vermag durch die Verfeuerung von 75.000 t Stroh jährlich rd. 89.500 t CO₂ durch Substitution von fossiler Energie einzusparen (BMU 2010). Mit der gleichen Menge an Stroh ließen sich mit dem HTC-Verfahren rund 86.400 t CO₂ in Biokohle fixieren. Das Pyrolyseverfahren würde rund 44.500 t CO₂ in Biokohle festlegen, weitere 34.500 t CO₂ könnten mit der energetischen Nutzung der Pyrolyseöle und -gase durch Substitution fossiler Energieträger vermieden werden.²¹

Die Biomasseverfügbarkeit für die Biokohleherstellung *in Deutschland* ist aus mehreren Gründen als gering einzustufen: Im Bereich der Landwirtschaft werden anfallende pflanzliche Reststoffe in den Produktionskreislauf eingebracht bzw. in Biogasanlagen in Energieträger umgewandelt. Beispielsweise wird Rapspresskuchen zum größten Teil als Futtermittel eingesetzt, Raps- und Körnermaisstroh, Rübenblatt sowie Kartoffelkraut verbleiben zur Humusproduktion auf dem Feld, tierische Exkremete werden als Wirtschaftsdünger genutzt oder dienen der Biogasgewinnung (Zeller et al. 2011). In der Forst- sowie der nachgelagerten Holz- und Papierwirtschaft werden die anfallenden Rest- und Abfallstoffe nahezu vollständig stofflich oder energetisch verwertet. Auch der überwiegende Teil der biogenen Rest- und Abfallstoffe aus anderen Bereichen (z.B. Nahrungs- und Genussmittelindustrie, Biotop- und Landschaftspflege) wird hierzulande, gestützt auf das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG), einer weiteren hochwertigen Verwertungsmöglichkeit zugeführt (Knappe et al. 2007, S.172; Schuchardt/Vorlop 2010). Eine Entnahme von Biomasse zur Biokohleherstellung würde somit in die bestehenden Kreisläufe eingreifen.

Schuchardt/Vorlop (2010) schätzten, dass, ausgehend von den in Deutschland jährlich anfallenden biogenen Rest- und Abfallstoffen in Höhe von 47 Mt C (theoretisches Potenzial), lediglich rd. 1,8 Mt C für die Herstellung von HTC-Biokohle zur Verfügung stünden²² (rd. 4 % des theoretischen Potenzials), wobei die Autoren insbesondere trockene Biomasse, die sich für die Energieerzeugung

21 Angenommen werden hier ein Kohlenstoffgehalt von 41,9 % im Stroh und eine CE von 75 % für das HTC-Verfahren (Demirbas 2006; Richarts 2010). Für das Pyrolyseverfahren wird ein Biokohleertrag von 18 Gew.-% mit einem Kohlenstoffgehalt von 90 % angenommen (Demirbas 2006). Weiter wird vermutet, dass aus Pyrolyseölen und -gasen eine Energiemenge gewonnen werden könnte, welche die Emission von 30 % des in der Biomasse enthaltenen Kohlenstoffs verursacht hätte (Amonette et al. 2007).

22 Für ihre Abschätzung ermittelten die Autoren das unter ökologischen und technischen Restriktionen (z.B. Mobilisierbarkeit der Biomasse, Wahrung der Bodenfruchtbarkeit und geschlossener Nährstoffkreisläufe, Schutz von Lebensräumen und Nachwuchsrate) vorhandene Restbiomassepotenzial (rd. 29 Mt C) und zogen davon Biomasse, die als Viehfutter oder industriell verwertet wird, trockene Biomasse mit einem Heizwert über 11 MJ/kg, die sich zur Verbrennung eignet, sowie Biomasse mit einem hohen Schadstoffgehalt (z. B. belasteter Klärschlamm) ab.

eignet, nicht zum Biomassepotenzial für die Biokohleherstellung dazu zählen. Die Restbiomasse für die HTC-Biokohleherstellung setzt sich zusammen aus Heu aus der Biotop- und Landschaftspflege sowie Bioabfall und Klärschlamm mit geringer Schadstoffbelastung aus den Kommunen. Bei einer angenommenen CE von 85 % ließen sich damit rd. 1,5 Mt C (5,5 Mt CO₂) in der HTC-Biokohle fixieren (rd. 0,7 % der deutschen CO₂-Emissionen). Für die Herstellung von Biokohle mittels des Pyrolyseverfahrens würden sich die Bioabfälle und der Klärschlamm nur bedingt eignen, da diese vor einer Umwandlung zuerst getrocknet werden müssten.

Abschätzungen zum Biomasseaufkommen *auf globaler Ebene*, das nachhaltig nutzbar ist, d.h. ohne Nachteile für die Nahrungs- und Futtermittelversorgung, die Bodenbeschaffenheit, bestehende Ökosysteme und die Biodiversität etc., sind methodisch äußerst schwierig und auf eine Reihe von Annahmen angewiesen, die umstritten sind und einen großen Einfluss auf die Ergebnisse haben. Woolf et al. (2010) schätzten das *technische* Biomassepotenzial, das den genannten Nachhaltigkeitskriterien genügt und sich für das international im Fokus stehende Pyrolyseverfahren prinzipiell eignet, auf jährlich rd. 1 bis 2,3 Gt C (bezogen auf die Kohlenstoffmenge in der Biomasse). Durch die Umwandlung dieser Biomasse in Biokohle und Anwendung als Bodenverbesserer ließen sich im Maximalszenario die THG-Emissionen um bis zu 6,6 Gt CO₂e/Jahr reduzieren²³ (rd. 12 % der gegenwärtigen THG-Emissionen).

Allerdings beschränkten sich Woolf et al. (2010) in ihrer Abschätzung nicht nur auf biogene Rest- und Abfallstoffe. Ein wesentlicher Anteil des Biomasseaufkommens (über 50 % der Biomasse im Maximalszenario) geht auf eine umfassende Rekultivierung von stillgelegten oder degradierten Agrarflächen sowie die Pflanzung von Kurzumtriebsplantagen für schnellwachsende Bäume auf tropischen Grünlandflächen, die gleichzeitig Futter für die Nutztiere und Holz für die Biokohleproduktion liefern sollen (Agroforstsysteme, Kap. IV.1.2.1), zurück. Dies wird von Umweltschutzorganisationen in scharfer Form kritisiert (z.B. Climate Justice Now 2010). Insbesondere wird angemerkt, dass die meisten stillgelegten bzw. degradierten Agrarflächen sowie (tropische) Grünlandflächen sich keineswegs zur industriellen Biomasseproduktion eignen, da diese häufig die Lebensgrundlage der einheimischen bäuerlichen Bevölkerung bilden sowie wichtige Ökosystemfunktionen (z.B. für die Biodiversität) erfüllen. Studien zum Biomassepotenzial, die auf die genannten Kritikpunkte eingehen, sind noch nicht vorhanden.

23 50 % dieser Reduktion würden zurückgehen auf die Bodenapplikation von Pyrolysebiokohle (CO₂-Fixierung), 30 % auf die Nutzung der Pyrolyseöle und -gase zur Substitution fossiler Energieträger und 20 % auf vermiedene Methan- und Lachgasemissionen aufgrund der Bodenapplikation (Emissionsvermeidung).

Aufgrund der Wissensdefizite sind *Kostenabschätzungen* nur in geringer Anzahl verfügbar und ebenfalls mit großen Unsicherheiten behaftet. Roberts et al. (2009) schätzten beispielsweise, dass die Produktion von Pyrolysebiokohle für die Bodenapplikation in Anhängigkeit von der Ausgangsbiomasse ab einem Kohlenstoffpreis von 62 US-Dollar/t CO₂e für Rutenhirse (eignet sich auch zur Bioethanolgewinnung), 40 US-Dollar/t CO₂e für Stroh und 2 US-Dollar/t CO₂e für Gartenabfälle rentabel wird. In dieser Analyse trägt die Wärmenutzung der Pyrolyseöle und -gase bedeutend zur Wertschöpfung bei, sodass diese ökonomischen Abschätzungen in tropischen Entwicklungsländern ihre Aussagekraft verlieren dürften.

UMWELTAUSWIRKUNGEN UND RISIKEN

3.2

Wie bei allen flächenzehrenden Maßnahmen besteht bei der Umwandlung von Biomasse in Biokohle eine Konkurrenzsituation zu anderen Formen der Biomasse-nutzung sowie zu alternativen Landnutzungsformen und Ökosystemfunktionen. Politische Steuerungsmaßnahmen, die Anreize für die Herstellung von Biokohle bieten (z.B. monetäre Anreize oder der Einbezug der Biokohleproduktion in die flexiblen Mechanismen des Kyoto-Protokolls), könnten zu einer Verschärfung dieser Nutzungskonflikte beitragen.

In der konventionellen und der ökologischen Landwirtschaft haben sich Stoffströme und Kaskadennutzungen ausgebildet, innerhalb derer der überwiegende Teil der Biomasse verwertet wird. Wird (Rest-)Biomasse zur Herstellung von Biokohle in großen Mengen abgezweigt, müssen diese Stoffströme angepasst und die fehlende Biomasse ggf. durch andere Produkte ersetzt werden. Beispielsweise verbleiben im Rahmen der Ackernutzung landwirtschaftliche Reststoffe (z.B. Ernterückstände) auf der Ackerfläche, um den durch den Anbau von humuszehrenden Ackerpflanzen verursachten Verlust an Humus zu kompensieren (Zeller et al. 2011, S. 12). Auch wenn eine Bodenapplikation der Biokohle den Verlust an Kohlenstoff kompensieren würde, sind Auswirkungen auf Bodenbiologie, Nährstoffhaushalt und Biodiversität in den meisten Fällen unklar.

Eine gesundheitsschädliche Wirkung könnte von Biokohlepartikeln mit einer sehr geringen Partikelgröße ausgehen, falls diese z.B. infolge einer unsachgemäßen Ausbringung eingeatmet werden.

Es besteht die Möglichkeit, dass in der Ausgangsbiomasse vorhandene Schadstoffe (z.B. Schwermetalle oder Pflanzenschutzmittel) negative Auswirkungen auf die Bodenqualität, das Pflanzenwachstum oder das Grundwasser haben und in Nahrungs- oder Futtermittelprodukte gelangen (Verheijen et al. 2010, S. 78). Als problematische Ausgangsbiomasse sind hier beispielsweise Straßenbegleitgrün von Autobahnen oder Klärschlamm zu nennen. Kritisch wäre dies insbesondere



bei der HTC-Biokohle, da sich hier aufgrund der niedrigeren Prozesstemperaturen möglicherweise nicht alle (organischen) Schadstoffe (z.B. Pflanzenschutzmittel) thermisch spalten und unschädlich machen lassen. Schließlich könnten sich beim HTC-Verfahren Schadstoffe im Reaktorwasser ansammeln, das vor einer Wiederverwertung entsprechend gereinigt werden müsste.

Ferner muss bedacht werden, dass sich während des Prozessverlaufes neue Schadstoffe bilden und über die Flüssig- oder Gasphase bzw. mit der Biokohle in die Umwelt gelangen können. Generell entstehen beim Erhitzen von organischem Material unter Luftabschluss über 700 °C verschiedene Formen von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK), die eine stark krebserregende Wirkung haben können. Auch wenn der Temperaturbereich der Pyrolyse und insbesondere der HTC tiefer liegt (Tab. III.3), schließt dies die Bildung von PAK nicht vollständig aus. Ob von der Bodenapplikation von Biokohle eine Umwelt- und Gesundheitsgefährdung durch PAK ausgehen könnte, ist bisher noch nicht untersucht worden. Ähnlich verhält es sich mit toxischen Chlorverbindungen (z.B. Dioxine oder Furane), die sich typischerweise bei Temperaturen über 1.000 °C bilden, und insbesondere bei der Verwendung von Biomasse mit einem hohen Chlorgehalt, z.B. Stroh, zu einer Gefährdung führen könnten. Auch wenn davon ausgegangen wird, dass im Temperaturbereich der Pyrolyse und der HTC die Risiken durch toxische Chlorverbindungen gering sind, ist diese Frage bisher nur unzureichend untersucht worden (Verheijen et al. 2010, S. 79 f.). Risikoanalysen müssten aufgeschlüsselt nach Art und Herkunft der Ausgangsbiomasse, Prozessführung und ggf. Boden- und Umweltbedingungen erstellt werden.

Eine nachhaltige und umweltverträgliche Produktion von Biokohle würde folglich die Reinigung, Aufbereitung oder fachgerechte Entsorgung problematischer Verfahrensprodukte sowie ein der Situation angepasstes Monitoring der Schadstoffbelastung bedingen. Bei einer im Rahmen einer Klimaschutzmaßnahme großflächigen und dezentralen Anwendung der Biokohleherstellung, u.a. in Entwicklungsländern und mit traditionellen Herstellungsverfahren, stellte ein solches umfassendes Monitoring eine schwer zu realisierende Herausforderung dar.

STAND DER ENTWICKLUNG

3.3

Das Interesse, das der Biokohle seit 5 bis 10 Jahren seitens der Wissenschaft und Medien sowie des Agrarbereichs entgegengebracht wird, geht primär auf die Neuentdeckung der brasilianischen Terra preta zurück und die damit verbundene Hoffnung, durch den Eintrag von Biokohle in Böden deren Fruchtbarkeit zu erhöhen. Der Klimaschutzaspekt durch die Kohlenstoffbindung stand bisher weniger im Mittelpunkt, gewinnt aber zunehmend an Bedeutung.

^
› III. TECHNISCHE VERFAHREN ZUR REDUKTION DES ATMOSPHERISCHEN CO₂-GEHALTS
v

Gegenwärtig findet die Produktion von Biokohle für die Bodenapplikation nur in sehr geringem Umfang und für einen Nischenmarkt statt. Europaweit wurden 2011 Biokohleprodukte (Biokohlekomposte, mit Nährstoffen aufgeladene Biokohle oder mit Biokohle versetzte Gülle) auf rd. 1.000 ha ausgebracht (Kammann 2011, S.100). Dabei handelt es sich überwiegend um Pyrolysebiokohle, während HTC-Biokohle – insbesondere auch außerhalb Deutschlands – bislang noch eine untergeordnete Rolle spielt. Verschiedene Hersteller bieten Pyrolysebiokohle oder Produkte davon an (in der Größenordnung von einigen m³) bzw. vertreiben Anlagen zur Pyrolysebiokohleherstellung (Produktionskapazitäten von wenigen t pro Tag) (z.B. www.pyreg.de, www.carbon-terra.eu, www.biomacon.com, www.palaterra.eu [(10.2.2012])). Anlagen im industriellen Maßstab für die Herstellung von HTC-Biokohle sind gegenwärtig nur spärlich vorhanden – zwei Demonstrationsanlagen mit einer Verarbeitungskapazität von 8.400 und 1.200 t Biomasse/Jahr stehen seit 2010 in Karlsruhe und Kaiserslautern (www.ava-co2.com und www.terranova-energy.com [10.2.2012])).

HERSTELLUNGSTECHNOLOGIE

Die Umwandlung von Biomasse in feste, flüssige oder gasförmige Produkte mithilfe der Pyrolyse bzw. unter hydrothermalen Bedingungen stellen etablierte Verfahren in der Industrie dar. Dabei liegt das Interesse vorwiegend auf einer Maximierung der quantitativen und qualitativen Ausbeute an flüssigen bzw. gasförmigen End- bzw. Zwischenprodukten (Renner 2007; Titirici et al. 2007a). Die Kohleprodukte sind hingegen oft nur ein unerwünschtes Nebenprodukt, das beispielsweise mittels Vergasen zu Synthesegas weiterverarbeitet oder zur Herstellung hochwertiger Aktivkohleprodukte verwendet wird (Sohi et al. 2009, S. 4).

Im Vergleich zu großen zentralen Produktionsanlagen hätte eine dezentrale Strategie eine Reihe von Vorteilen. Durch die Herstellung von Biokohle in dezentralen Klein- und Kleinstanlagen aus lokal anfallender Restbiomasse könnte eine lokale Wertschöpfung generiert werden, die z.B. kleineren Land- und Forstwirtschaftsbetrieben, Kommunen, Gärtnereien etc. und insbesondere (Klein-)Bauern in Entwicklungsländern einen kostengünstigen Zugang zu Biokohle eröffnen würde (z.B. Bühler/Schmidt 2010). Damit könnte u.U. die lokale Akzeptanz sichergestellt und die Verbreitung des Verfahrens beschleunigt werden. Ökologische Vorteile bestehen u.a. in der Schließung von lokalen Nährstoffkreisläufen sowie der Vermeidung von Transporten und den damit verbundenen Umweltauswirkungen. Vor diesem Hintergrund müssen Herstellungsanlagen eine Reihe besonderer Anforderungen erfüllen, u.a.

- › Massentauglichkeit und einfache Anwendbarkeit,
- › zuverlässige Einsatzfähigkeit für unterschiedliche Arten von Biomasse und unter unterschiedlichen klimatischen Bedingungen,



- › sichere und schadstoffarme Anwendung, z.B. Vermeidung von Emissionen an gesundheitsschädlichen Pyrolyseölen oder -gasen bzw. verunreinigtem HTC-Reaktorwasser sowie
- › möglichst positive Energie- und THG-Gesamtbilanz, z.B. durch die Rückgewinnung der Prozesswärme.

Eine diesen Kriterien gerecht werdende Technologie befindet sich erst in der Entwicklung.

VERWEILDAUER DES KOHLENSTOFFS IM BODEN UND THG-EMISSIONEN

Die Angaben zur Verweildauer der Pyrolysebiokohle im Boden variieren zwischen einigen Hundert (Lehmann et al. 2006) und einigen Tausend (Kuzyakov et al. 2009) Jahren. Diese Ergebnisse entstammen aus Feldexperimenten mit – im Vergleich zu den genannten Zeiträumen – sehr kurzen Versuchsdauern von einigen wenigen Jahren. Gestützt wird die vermutete lange Verweildauer zusätzlich aus der Beobachtung, dass sich die von Menschenhand verursachten hohen Kohlenstoffkonzentrationen in der Terra preta des Amazonasbeckens seit ihrer Entstehung vor 500 bis 7.000 Jahren nicht wesentlich abgebaut haben (Glaser 2007).

Demgegenüber scheint in den Boden eingebrachte HTC-Biokohle weniger stabil zu sein und sich relativ rasch zu zersetzen: Steinbeiss et al. (2009) berechnen basierend auf Daten aus 4 Monate dauernden Feldexperimenten eine mittlere Verweildauer dieser Biokohlenart zwischen 4 und 29 Jahren, wobei diese stark von der Qualität der HTC-Biokohle und dem Bodentyp abhängt. Die Autoren vermuten weiter, dass die Verweilzeit womöglich verlängerbar wäre, wenn die HTC-Biokohle speziell für den infrage kommenden Bodentyp angepasst würde. Auch wenn eine fundierte Untersuchungsbasis dazu noch fehlt, spricht einiges dafür, dass die HTC-Biokohle eine deutlich kürzere Verweildauer im Boden und damit ein weitaus geringeres Potenzial für die Kohlenstoffbindung aufweist als die Pyrolysebiokohle. Eine mögliche Ursache ist, dass infolge der hohen Drücke bei der Herstellung die HTC-Biokohle größere Anteile an flüchtigen Kohlenstoffverbindungen aufweisen kann, was sich nachteilig auf ihre chemische Stabilität auswirken könnte (Rillig et al. 2010).

Die Ergebnisse von ersten Studien zur Wirkung von Biokohle auf die Methan- und Lachgasemissionen des behandelten Bodens fallen gemischt aus: Labor- und Feldstudien für Pyrolysebiokohle zeigen eine (nicht immer signifikante) Reduktion der Lachgasemissionen. Bei den Methangasemissionen sind die Ergebnisse widersprüchlich (Kammann 2011, S. 102). Die Wirkung von HTC-Biokohle auf die Methan- und Lachgasemissionen ist noch weitgehend unbekannt (Libra et al. 2011, S. 107 f.).

WIRKUNG DER BIOKOHLE AUF DAS PFLANZENWACHSTUM

Die Ergebnisse nahezu aller diesbezüglich durchgeführten Studien (über 90 %) weisen auf eine positive Wirkung der Pyrolysebiokohle auf das Pflanzenwachstum hin. Allerdings wird kritisiert, dass diese Studien häufig mit einer beschränkten Auswahl an Kulturpflanzen und nur auf tropischen Böden durchgeführt wurden, sodass bislang kaum Ergebnisse zur Wirkung der Biokohle auf Böden der temperierten Zone, aber auch z.B. bei mehrjährigen tropischen Kulturen vorliegen (Atkinson et al. 2010; Kammann 2011, S. 100). Die positive Wirkung von Pyrolysebiokohle auf die ohnehin mäßig fruchtbaren tropischen Böden lässt sich möglicherweise dadurch erklären, dass die poröse Biokohle die starke Nährstoffauswaschung durch das feuchte Klima vermindert. Dieser Effekt ist jedoch nicht ohne Weiteres auf fruchtbare Böden der mittleren Breiten übertragbar (Atkinson et al. 2010). So wurden beim Einsatz von Pyrolysebiokohle in bereits fruchtbare Böden auch schon Ertragsminderungen beobachtet, was durch eine Immobilisierung von Nährstoffen erklärt werden kann (Kammann 2011, S. 100).

Zur Wirkung der HTC-Biokohle auf das Pflanzenwachstum existieren derzeit erst vereinzelte Labor- und Feldexperimente. Rilling et al. (2010) beobachteten jedoch anhand von Gewächshausversuchen negative Effekte auf das Pflanzenwachstum, wenn dem Erdsubstrat HTC-Biokohle beigemischt wird: Bereits ab einer Konzentration von 10 % an HTC-Biokohle im Erdsubstrat wurde eine Hemmung des Pflanzenwachstums sichtbar, obwohl bei den Experimenten bis zu einer Konzentration von 20 % eine deutliche Steigerung der Population an (prinzipiell wachstumsfördernden) symbiontischen Pilzen (arbuskuläre Mykorrhizapilze) festgestellt werden konnte. Am Institut für Pflanzenökologie der Universität Gießen wurde gezeigt, dass frische HTC-Biokohle phytotoxische Gase emittieren können, wobei allerdings die negative Wirkung nicht bei allen HTC-Biokohlen gleichermaßen stark auftrat und sich nach einiger Zeit ins Gegenteil zu verkehren schien (Kammann 2011, S. 102). Versuche des Instituts für Zuckerrübenforschung in Göttingen ergaben, dass eine Beigabe von HTC-Biokohle in verschiedenen Bodentypen stark unterschiedlich wirken kann: In Lössboden hat die HTC-Biokohle zu identischen bzw. leicht erhöhten Erträgen an Zuckerrüben geführt, während in sandigen Böden die Erträge um rd. 50 % reduziert wurden. Eine Erklärung könnte sein, dass toxische Inhaltsstoffe der HTC-Biokohle im Lössboden immobilisiert wurden, im sandigen Boden nicht (Gajic/Koch 2010).

Insgesamt zeigt sich, dass es sich bei der Biokohle je nach Herstellungsverfahren und Ausgangsbiomasse um ein sehr heterogenes Material handelt, das in höchst differenzierter Weise auf unterschiedliche Bodeneigenschaften und Klimabedingungen reagiert. In der Folge sind einerseits keine pauschalen Aussagen bezüglich der Stabilität der Biokohle im Boden sowie ihrer Wirkung auf das Pflanzenwachstum möglich. Andererseits stellt es eine schwierige und forschungsintensive Aufgabe dar, die gezielt beeinflussbaren Materialeigenschaften der Biokohle und lokale Boden- und Klimabedingungen aufeinander so abzustimmen, dass die

Biokohle eine möglichst hohe Stabilität im Boden und eine positive Wirkung auf das Pflanzenwachstum aufweist.

FORSCHUNGS- UND ENTWICKLUNGSBEDARF

3.4

Bei der Biokohle handelt es sich nicht um ein einheitliches Produkt, sondern um ein von vielen Einflussgrößen (z.B. Ausgangsbiomasse, Herstellungsprozess, chemische Verunreinigungen) abhängiges Material. Eine Katalogisierung und Standardisierung des Produkts »Biokohle« in Abhängigkeit der verschiedenen Parameter sowie eine Optimierung hinsichtlich ihrer chemischen, physikalischen und (boden)biologischen Eigenschaften für die verschiedenen Nutzungsmöglichkeiten steht noch aus. Eine nationale und internationale Standardisierung von Nomenklatur, Testprotokollen und Analyseverfahren in der Biokohleforschung wird als eine dringende Notwendigkeit eingestuft (Kammann et al. 2010, S.4).

Mit Blick auf einen Einsatz dieser Technologie im Rahmen des CO₂-Managements ist der Wissensstand noch sehr lückenhaft. Im Vorfeld eines breiten Einsatzes von Biokohle als Bodenverbesserer müssen noch zahlreiche Fragen geklärt werden. Ein wichtiges Forschungsfeld betrifft das chemische Verhalten und die Stabilität der Biokohle im Boden: Für die Biokohle aus moderner Produktion fehlen belastbare Daten aus (großskaligen) Langzeitexperimenten, die auch bodenspezifische Parameter berücksichtigen wie beispielsweise Bodentyp (z.B. sand- oder lehmhaltig), verschiedene mikrobiologische Bodenzusammensetzungen, Einbringtiefe, mechanische Störung (z.B. durch Ackerbau), klimatische Bedingungen (z.B. Bodentemperatur und -feuchtigkeit) oder Erosions- und Transporteffekte (Atkinson et al. 2010; Kuzyakov et al. 2009; Sohi et al. 2009). Nicht auszuschließen sind ferner durch die Biokohle verursachte chemische oder biologische Effekte auf das im Boden natürlich vorhandene organische Material, welche die Kohlenstoffbilanz (negativ) beeinflussen könnten (z.B. Wardle et al. 2008).

Weiterer Forschungsbedarf besteht ebenso hinsichtlich der Wirkung der Biokohle auf das Pflanzenwachstum: Zahlreiche bodenbiologische Effekte der Biokohle auf das Wachstum der Pflanzen sind noch nicht vollständig verstanden und vermutlich sehr variabel, da viele Eigenschaften (z.B. Wasserspeichereigenschaften, Porenstruktur, Nährstoffverfügbarkeit, Belastung mit Schadstoffen) stark von Produktionsverfahren, Prozessparametern sowie der Ausgangsbiomasse (namentlich bei der HTC-Biokohle) abhängen. Ferner fehlen systematische (Langzeit-)Studien zur Wirkung verschiedener Biokohleprodukte (mit unterschiedlicher Konzentration im Erdsubstrat) auf verschiedene Pflanzenarten (z.B. mehrjährige Kulturpflanzen, Gräser, Bäume) und Bodentypen (z.B. in tropischen oder gemäßigten Breiten), zumal sich die charakteristischen Eigenschaften von Biokohle und infolgedessen ihre Wirkung auf das Pflanzenwachstum im Zeitverlauf ggf. verändern könnten (Atkinson et al. 2010; Renner 2007).

^
› III. TECHNISCHE VERFAHREN ZUR REDUKTION DES ATMOSPHERISCHEN CO₂-GEHALTS
v

Weitgehend unerforscht sind mögliche Umweltauswirkungen auf terrestrische und aquatische Ökosysteme infolge nicht auszuschließender Belastungen der Verfahrensprodukte mit Schwermetallen oder Umweltgiften, die ggf. in der Ausgangsbiomasse vorhanden waren, oder im Verlauf des Herstellungsprozesses entstanden sind (z.B. polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, toxische Chlorverbindungen). Bisher existieren noch keine standardisierten Testverfahren zur Unbedenklichkeitsprüfung des Einsatzes von Biokohleprodukten in Böden (Kammann et al. 2010, S.4).

Aus der ingenieurwissenschaftlichen Perspektive besteht noch ein erheblicher Entwicklungsbedarf bei der Reaktortechnologie: Auch wenn die Technologie im industriellen Bereich bereits ausgereift ist, ergibt sich im Hinblick auf die Biokohleherstellung im Rahmen einer Klimaschutzstrategie eine Reihe technischer Herausforderungen. Insbesondere müssen anwendergerechte, einfach anzuwendende und robuste Pyrolyse- und HTC-Anlagen entwickelt werden, die unter unterschiedlichen Bedingungen alle Arten von Biomasse verarbeiten können, damit sich diese dezentral und auch in abgelegenen Gebieten und Entwicklungsländern einsetzen lassen. Ferner müssen diese Anlagen eine möglichst vollständige und nachhaltige Verwertung bzw. Aufbereitung der Prozessnebenprodukte (z.B. thermische Verwertung der Pyrolyseöle und -gase, Nutzung des H₂ zur Ammoniaksynthese oder die Wiederaufarbeitung und -verwertung des Reaktorwassers bei der HTC) erlauben sowie Prozessemissionen (z.B. CO, CO₂, NO_x) vermeiden. Die Realisierung von geeigneten Aufbereitungsverfahren und Nutzungskonzepten für Pyrolyseöle und -gase könnte ein Entwicklungspfad in Richtung einer integrierten Biomassestrategie zur Kohlenstoffbindung kombiniert mit der Bioenergieproduktion darstellen.

Gegenwärtig mangelt es auch an belastbaren *Energie- und THG-Bilanzen*. Diese müssten auch das Ernten/Sammeln der Biomasse, den Transport zum Reaktor, Energieverluste beim Umwandlungs- bzw. Herstellungsprozess, den Transport und die Ausbringung der Biokohle, die Verwertung von Nebenprodukten (z.B. Pyrolyseöl oder Reaktorwasser) sowie mögliche sekundäre Effekte wie ein erhöhtes Pflanzenwachstum, verminderter Düngemittelbedarf, Vermeidung von Lachgas- und Methanemissionen u.a.m. umfassen. Diese Bilanzen sind eine Voraussetzung, um diese Strategie hinsichtlich ihrer Klimawirkung zu bewerten und mit anderen Strategien der Biomassenutzung vergleichen zu können.

ABSCHIEDUNG VON CO₂ AUS DER LUFT**4.**

Mithilfe technischer Verfahren kann CO₂ direkt aus der Umgebungsluft abgeschieden und in geeignete Lagerstätten verbracht bzw. einer Nutzung zugeführt werden (sogenannte Air-Capture-Technologie²⁴). Die dazu notwendige Verfahrenstechnik ist vergleichbar mit der im Rahmen der CO₂-Abscheidung aus Rauchgasen von Kraftwerks- und Industrieanlagen (»carbon dioxide capture and storage«, CCS) angewendeten *Post-Combustion-Technologie* (Grünwald 2008).

In drei wesentlichen Punkten unterscheidet sich die CO₂-Abscheidung aus der Luft im Vergleich zu jener aus Rauchgasen:

- › In der Umgebungsluft ist die CO₂-Konzentration mit rd. 0,04 % viel geringer als in Abgasen von z.B. Kohlekraftwerken (rd. 10 bis 15 %, Lackner 2009). Dies bedingt, dass sehr große Mengen Luft in Kontakt mit einer CO₂-absorbierenden flüssigen oder festen Substanz gebracht werden müssen, um CO₂ in einer signifikanten Menge abscheiden zu können. Damit erhöht sich der energetische und verfahrenstechnische Aufwand.
- › Die Abscheidung von CO₂ aus der Umgebungsluft kann an jedem Ort durchgeführt werden und ist unabhängig von stationären großen CO₂-Emissionsquellen (diese verursachen rd. die Hälfte der weltweiten CO₂-Emissionen, Zeman 2007). Folglich lassen sich nicht nur die Emissionen aus Kraftwerken, sondern auch – über den Umweg durch die Atmosphäre – aus sämtlichen Emissionsquellen (z.B. aus dem Verkehrssektor) reduzieren. Ebenso lassen sich frühere CO₂-Emissionen rückgängig machen (negative Emissionen).
- › Da die CO₂-Abscheidung aus Rauchgasen und die CO₂-Lagerung häufig örtlich getrennt sind, ist der Transport des CO₂ ein wichtiger Kosten- und Risikofaktor der CCS-Technologieketten (Grünwald 2008, S. 30 ff.). Im Gegensatz dazu könnten die Anlagen zur CO₂-Abscheidung aus der Luft in der Nähe von geeigneten Lagerstätten errichtet werden, um damit Kosten und Risiken des Transports zu reduzieren.

Hinsichtlich der Lagerung bzw. Nutzung des abgeschiedenen CO₂ unterscheiden sich beide Verfahren nur insofern, als dass aufgrund der höheren Konzentration an Stickoxiden, Schwefelverbindungen und anderen Verunreinigungen in Rauchgasen der daraus abgeschiedene CO₂-Strom im Allgemeinen stärker mit den zuvor genannten Stoffen belastet ist als der CO₂-Strom aus der Abscheidung aus der Luft. Zur CCS-Technologie hat das TAB vor einigen Jahren einen umfassenden Bericht vorgelegt (Grünwald 2008; TAB 2007b).

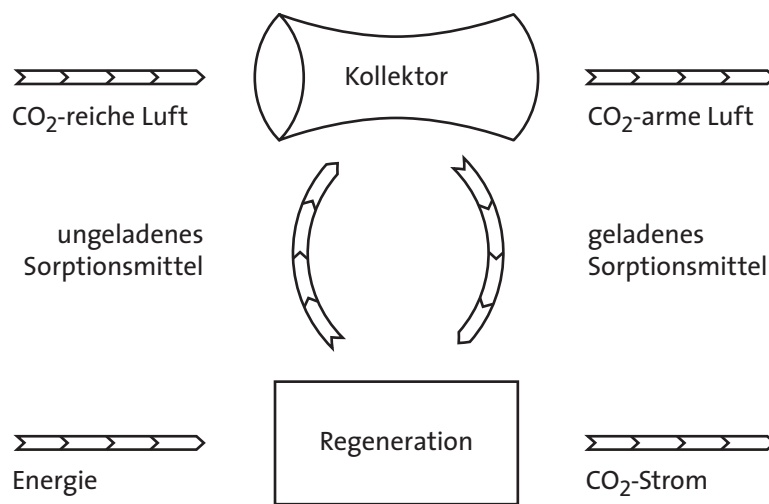
24 Anlagen zur CO₂-Abscheidung aus der Umgebungsluft werden zuweilen auch mit dem Begriff der »künstlichen Bäume« bezeichnet. Nicht alle Anlagenkonzepte sind hinsichtlich ihres Aussehens oder ihrer Dimensionen mit natürlichen Bäumen zu vergleichen, weswegen auf die Bezeichnung »künstliche Bäume« in diesem Bericht verzichtet wird.

PRINZIP UND MÖGLICHES POTENZIAL

4.1

Die derzeit diskutierten Verfahren zur CO₂-Abscheidung aus der Luft beruhen auf einem in Bezug auf den Abscheidvorgang geschlossenen Kreislaufprozess (Abb. III.3).

ABB. III.3 SCHEMATISCHER KREISLAUFPROZESS ZUR CHEMISCHEN CO₂-ABSCHEIDUNG



Eigene Darstellung nach IPCC 2005, S. 110

Die Umgebungsluft wird durch einen Kollektor geleitet, in welchem je nach Anlagenkonzept das in der Luft vorhandene CO₂

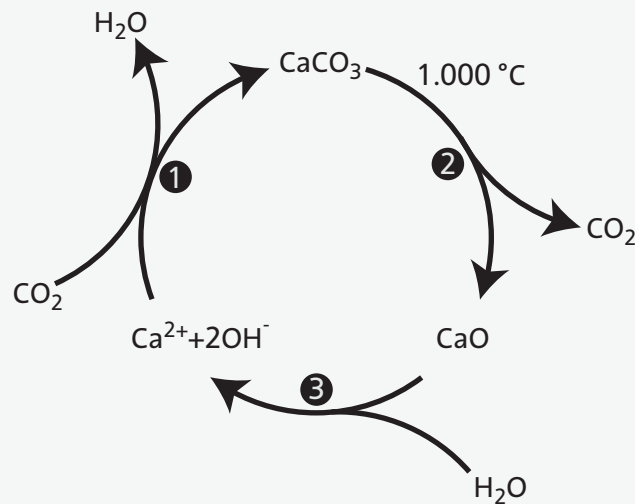
- > in einem Lösungsmittel gelöst wird,
- > sich durch physikalische Bindungen (Van-der-Waals-Wechselwirkung) an der Oberfläche eines festen Adsorptionsstoffes anreichert,
- > oder mit einem flüssigen Absorptionsmittel chemisch reagiert, wobei es unter Bildung eines neuen Stoffes gebunden wird.

Diese Prozesse werden im Folgenden als *Laden des Sorptionsmittels* bezeichnet.

Die CO₂-arme Luft verlässt den Kollektor, und das geladene Sorptionsmittel wird in eine Regenerationseinheit transportiert. In dieser wird unter Energieein-satz das CO₂ wieder aus dem Sorptionsmittel ausgetrieben (*Regenerierung des Sorptionsmittels*), beispielsweise durch eine Temperaturerhöhung oder Druckab-senkung. Das separierte CO₂ wird aufgefangen und zur weiteren Verwendung verdichtet, das regenerierte (ungeladene) Sorptionsmittel für einen neuen Ab-scheid Zyklus wieder in den Kollektor transportiert (IPCC 2005, S. 109 f.). Der »Calciumhydroxidkreislauf« (Kasten) beschreibt exemplarisch die chemischen Vorgänge eines möglichen CO₂-Abscheideprozesses.

CALCIUMHYDROXIDKREISLAUF

Der Abscheidvorgang von CO₂ aus der Umgebungsluft auf Basis von Calciumhydroxid, Ca(OH)₂, beruht auf dem Prinzip des Kalkbrennens. Als Sorptionsmittel dient im Wasser gelöstes Calciumhydroxid (Ca²⁺ + 2OH⁻), welches bei Kontakt mit CO₂ aus der Luft zu Calciumcarbonat (CaCO₃) und Wasser reagiert (1). Das Calciumcarbonat wird getrocknet und in einem Kalkofen (Kalzinator) auf rd. 1.000 °C erhitzt, wodurch diesem das CO₂ ausgetrieben und als Produkt Calciumoxid (CaO, Branntkalk) gebildet wird (2). Das ausgetriebene CO₂ wird separiert und der Branntkalk mit Wasser umgesetzt (»gelöscht«), wodurch wieder Calciumhydroxid entsteht (3). Dieses steht im Wasser gelöst wieder als Sorptionsmittel zur Verfügung, womit sich der Kreislauf schließt.



Während das Austreiben des CO₂ aus dem Calciumkarbonat eine stark endotherme Reaktion ist, welche rd. 1.100 kWh/t CO₂ benötigt, handelt es sich bei den anderen Reaktionen im Kreislauf um exotherme Reaktionen, die in der Summe dieselbe Energiemenge liefern. In der Praxis jedoch kann ggf. lediglich die Energie der Kalklöschung (rd. 380 kWh/t CO₂) zurückgewonnen werden (Keith/Ha-Duong 2003). Auch Natriumhydroxid (NaOH) oder Kaliumhydroxid (KOH) eignen sich nach diesem Schema als Sorptionsmittel.

Verschiedene Verfahrenskonzepte mit unterschiedlichen Sorptionsmitteln werden vorgeschlagen, um diesen Kreislaufprozess technisch zu realisieren. Der Lufttransport durch den Kollektor basiert dabei entweder auf der natürlichen Luftzirkulation oder auf dem Einsatz von Ventilatoren. Im Folgenden werden beispielhaft einige Anlagenkonzepte näher beschrieben:

- > In einen sogenannten Gaswäscher wird das flüssige Sorptionsmittel von oben fein verteilt eingesprüht. Durch einen Ventilator wird die CO₂-reiche Luft

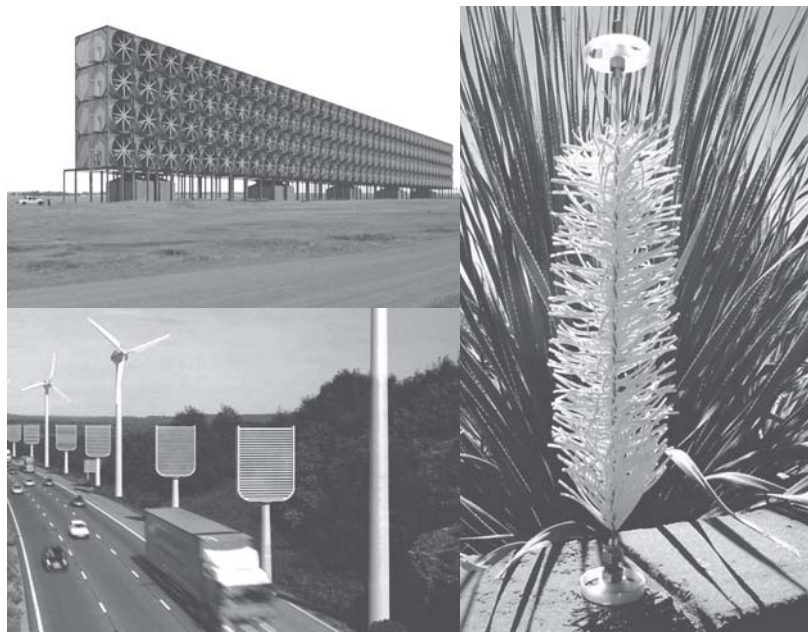
^
 > III. TECHNISCHE VERFAHREN ZUR REDUKTION DES ATMOSPHERISCHEN CO₂-GEGHALTS
 v

durch den Behälter geblasen, wodurch diese mit dem flüssigen Sorptionsmittel in Kontakt gebracht wird. Im unteren Teil der Anlage wird das Sorptionsmittel gesammelt, regeneriert und anschließend erneut verwendet. Die Effizienz der Gaswäsche kann u.a. dadurch gesteigert werden, dass die Kontaktfläche zwischen der Luft und dem Sorptionsmittel vergrößert wird. Dies kann z.B. durch feste Einbauten im Innern des Behälters (z.B. ein feinmaschiges Gitter, über dessen Oberfläche das Sorptionsmittel fließt) geschehen, allerdings steigt dadurch auch der Energiebedarf für den Lufttransport an (Mahmoudkhani et al. 2009). Abbildung III.4 (oben links) zeigt eine Computerdarstellung, wie eine solche Anlage aussehen könnte.

- > Die Abbildung III.4 (unten links) illustriert ein Konzeptdesign für Kollektoren, die aus feinen Lamellen bestehen, durch welche die Luft durch die natürliche Windströmung transportiert und dort mit einem flüssigen Sorptionsmittel in Kontakt gebracht wird. Das geladene Sorptionsmittel wird in die Regenerationsseinheit gepumpt, regeneriert und wieder in die Lamellen geleitet. Solche Kollektoren in der Größenordnung von einigen Quadratmetern könnten in großer Zahl in windreichen Gegenden (z.B. entlang von Autobahnen) aufgestellt werden (IMechE 2009).

ABB. III.4

VERSCHIEDENE ANLAGENKONZEPTE



oben links: Computerdarstellung einer Anlage basierend auf Ventilatoren
 unten links: Computerdarstellung eines Anlagenparks ohne Ventilatoren
 rechts: Prototyp aus Kunstharz

Quellen: CarbonEngineering 2011; <http://inhabitat.com/files/artificialtrees3.jpg>;
<http://energy2050.se/uploads/files/lackner.pdf> (13.12.2011)



- › Jüngere Konzeptideen sehen die Entwicklung von festen Sorptionsmitteln vor. Um die Kontaktfläche zwischen dem Sorptionsmittel und der Luft zu vergrößern, ist eine geeignete Formgebung (z.B. feine Härchen) oder poröse Struktur erforderlich. Abbildung III.4 (rechts) zeigt einen Prototyp, der aus einem CO₂-fixierenden Kunstharz besteht, das durch eine fächerartige Form eine große Kontaktfläche mit der Luft bietet. Zur Regeneration muss das geladene Sorptionsmittel in eine Kammer gebracht werden, in welcher mittels geeigneter Bedingungen das CO₂ wieder vom Sorptionsmittel getrennt wird.

MÖGLICHKEITEN IM RAHMEN DES CO₂-MANAGEMENTS

Die Menge an CO₂, die mithilfe dieses Verfahrens aus der Luft abgeschieden werden könnte, wird lediglich durch die vorhandenen Abscheidekapazitäten begrenzt. Theoretisch ließen sich dadurch die jährlichen anthropogenen CO₂-Emissionen vollständig wieder aus der Atmosphäre entfernen (GAO 2011, S.15). Eine Knappheit an Materialien für die Herstellung der Sorptionsmittel heutiger Anlagenkonzepte (Kalzium, Natrium, Kalium) ist nicht zu erwarten, da diese in großer Menge in der Natur vorkommen und die Sorptionsmittel innerhalb des Kreislaufs regeneriert werden. Dies könnte sich ggf. ändern, wenn neue Sorptionsmittel entwickelt würden. Eine Limitierung ergäbe sich am ehesten aufgrund eines Mangels an Lagerkapazitäten für das abgeschiedene CO₂. Im Falle einer Verpressung in poröse Gesteinsschichten ist hierbei nicht nur die Verfügbarkeit geeigneter geologischer Formationen zu betrachten, sondern auch die erforderliche Infrastruktur sowie v.a. in dicht besiedelten Regionen auch die lokale Akzeptanz.

Eine einfache Rechnung erlaubt eine grobe Abschätzung des Flächenbedarfs für die Abscheideanlagen: Aufgrund der geringen CO₂-Konzentration in der Luft erfordert die Abscheidung von 1 t CO₂, dass rd. 3.500 t bzw. 2,9 Mio. m³ Luft durch den Kollektor geleitet werden.²⁵ Geht man von einer mittleren Transportgeschwindigkeit der Luft durch den Kollektor von 2 m/s aus, vermag eine Anlage mit einer Kollektoröffnung von 1 m² jährlich rd. 20 t CO₂ abzuscheiden (Socolow et al. 2011, S. 7 f.). Um jährlich 1 Mt CO₂ abzuscheiden, wäre folglich ein Park aus fünf Anlagen mit jeweils einer Stirnseite von 10 mal 1.000 m notwendig, für welchen nach einer Schätzung von Socolow et al. (2011) eine Landfläche von rd. 1,5 km² benötigt würde. Die Abscheidung der CO₂-Emissionen eines modernen 1-GW-Steinkohlekraftwerks (Emissionen von rd. 5 Mt CO₂/Jahr) würde folglich eine Fläche von 7,5 km² in Anspruch nehmen. Hierbei ist der Flächenbedarf für die dazugehörige Infrastruktur (Pipelines, Energieerzeugung und -versorgung etc.) noch nicht mitgerechnet. Angesichts der notwendigen Dimensionen der Anlagen ist neben dem Flächenbedarf auch der Materialaufwand zum Bau der Anlagen erheblich.

²⁵ Angenommen wird eine CO₂-Abscheiderate aus der Luft von 50 % pro Kollektordurchgang. Eine höhere CO₂-Abscheiderate ist technisch möglich, allerdings erhöht sich dann der Energie- und Verfahrensaufwand.

^
› III. TECHNISCHE VERFAHREN ZUR REDUKTION DES ATMOSPHERISCHEN CO₂-GEHALTS
v

Der Energiebedarf des Verfahrens wird durch den Betrieb der Anlagenaggregate (z.B. Pumpen oder Ventilatoren), die Regeneration des Sorptionsmittels sowie die Verdichtung des abgeschiedenen CO₂ auf einen für den Pipelinetransport bzw. für die Verpressung im Untergrund erforderlichen Druck verursacht. Der Energiebedarf für alle Prozessschritte kann durch Entwicklungsfortschritte perspektivisch gesenkt werden. Allerdings existiert für die Verdichtung des abgeschiedenen CO₂ eine untere Grenze für den Energiebedarf der Anlagen, der aufgrund physikalischer Gesetzmäßigkeiten nicht unterschritten werden kann (thermodynamisches Minimum).

Der minimale Energieeinsatz für die Verdichtung des (reinen) CO₂ auf Umgebungsdruck beträgt rd. 130 kWh/t CO₂,²⁶ eine weitere Verdichtung auf einen für den Pipelinetransport geeigneten Druck erfordert weitere 77 kWh/t CO₂ (Keith et al. 2010, S. 111). Bereits durch diese minimalen Energieanforderungen entstehen – abhängig von der Energiebezugsquelle – beträchtliche CO₂-Emissionen, welche die Nettoeffektivität der CO₂-Abscheidung schmälern: Wird der Energiebedarf mit elektrischer Energie aus einem Braunkohlekraftwerk²⁷ gedeckt, mindert sich die Nettoeffektivität um 24 %, bei elektrischer Energie aus Erdgas (GuD) um 9 % und bei Strom aus Windenergie um weniger als 1 %. Dies zeigt deutlich, dass die Effektivität des Verfahrens nicht isoliert von der Art der Energiebereitstellung für die Technologie betrachtet werden kann.

Aktuelle Anlagenkonzepte liegen hinsichtlich des Energieverbrauchs noch weit über dem theoretischen Minimum. Darauf wird im Kapitel III.4.3 eingegangen.

UMWELTAUSWIRKUNGEN UND RISIKEN

4.2

Bedingt durch das Verfahrensprinzip muss die Umgebungsluft in Kontakt mit dem Sorptionsmittel stehen. Dies könnte bei Anlagen, die auf flüssigen Sorptionsmitteln beruhen, mit einer Reihe von Umweltauswirkungen und Gesundheitsrisiken verbunden sein (Keith et al. 2010):

- › Es ist nicht auszuschließen, dass Sorptionsmittel in die Umwelt entweichen und ggf. Ökosysteme negativ beeinflussen. Beispielsweise können flüssige Sorptionsmittel auf Basis von starken Basen ins Grundwasser oder in nahegelegene Gewässer gelangen und dort den pH-Wert des Wassers erhöhen. Auf Haut und Schleimhäuten wirken diese Sorptionsmittel reizend bis ätzend und können ggf. Entzündungen verursachen.
- › Verdunstungseffekte können zu einem hohen Wasserverbrauch der Anlagen führen. Zeman (2007) beispielsweise schätzte, dass für jede Tonne abgeschie-

26 Bei der CO₂-Abscheidung aus Rauchgasen reduziert sich dieser minimale Energieeinsatz infolge der höheren CO₂-Konzentration auf rd. 64 kWh/t CO₂ (Keith et al. 2010, S. 111).

27 CO₂-Emissionen pro kWh aus Braunkohle: 1,153 kg CO₂, aus Erdgas (GuD): 0,428 kg CO₂, aus Windenergie: 0,023 kg CO₂ (www.co2-emissionen-vergleichen.de, 9.12.2011)

denes CO₂ je nach äußeren Bedingungen (Temperatur und Luftfeuchtigkeit) zwischen 13 und 50 t Wasser verdunsten würden.

- › Entsprechend würde der Feuchtigkeitsgehalt der Luft beim Durchgang durch den Kollektor erhöht, was je nach äußeren Bedingungen Nebelschwaden verursacht.
- › Wird das basische Sorptionsmittel mit tierischen Fetten angereichert (z.B. von Insekten, die in die Anlage geraten), kommt es zur Verseifung der Fette mit der Folge einer Schaumentwicklung und ggf. -freisetzung.

Weitere negative Umweltauswirkungen könnten bei Anlagen auf Basis flüssiger oder fester Sorptionsmittel auftreten. Die Anlagen können ein Hindernis bzw. eine Falle für Vögel und Insekten darstellen. Da die Anlagen die CO₂-Konzentration reduzieren, könnten Pflanzen in der Nähe dieser Anlagen ein vermindertes Wachstum zeigen (Keith et al. 2010). Zusätzliche Risiken der Technologie würden ferner der Transport großer Mengen an CO₂ beispielsweise mittels Pipelines sowie die Einlagerung des CO₂ in geologischen Formationen (z.B. spontaner oder langsamer Austritt von CO₂ aus der Lagerstätte) verursachen. Diese Risiken und Umweltauswirkungen wurden ausführlich im TAB-Arbeitsbericht »CO₂-Abscheidung und -Lagerung bei Kraftwerken« diskutiert (TAB 2007b, Kap. II).

Ein positiver Effekt der Technologie wäre dagegen, dass zusätzlich zum Kohlendioxid weitere in der Luft vorkommende Schadstoffe (z.B. SO_x, NO_x und ggf. H₂S) von den chemischen Sorptionsmitteln aus der Umgebungsluft abgetrennt würden (Keith et al. 2010). Dies bietet einerseits die Möglichkeit, die Umweltbelastungen durch die genannten Gase zu mindern, erhöht andererseits möglicherweise den verfahrenstechnischen Aufwand, da der CO₂-Strom mit diesen Gasen verunreinigt würde und je nach weiterer Verwendung ggf. gereinigt werden müsste.

Falls die Anlagen in großer Anzahl in bewohnten Gebieten errichtet würden, könnte der hohe Flächenbedarf für Anlagen und die dafür notwendige Infrastruktur (Versorgung der Anlagen mit Energie, CO₂-Abtransport z.B. in Pipelines) zu Akzeptanzproblemen in der ansässigen Bevölkerung führen, wie sie etwa bei Bauvorhaben für Windkraftanlagen auftreten.

STAND DER ENTWICKLUNG

4.3

Die Abscheidung von CO₂ aus Gasgemischen ist keine neue Technologie und besitzt in der Industrie ein breites Anwendungsspektrum (z.B. in der Petrochemie, bei der Erdgasaufbereitung, zur Luftaufbereitung in U-Booten oder in Raumstationen). Auch wenn die wissenschaftlichen und technischen Grundlagen der CO₂-Abscheidung aus Gasen bekannt sind, werden im Rahmen der Anwendung als Option zum Management des CO₂-Kreislaufs besondere Anforderun-

^
 > III. TECHNISCHE VERFAHREN ZUR REDUKTION DES ATMOSPHERISCHEN CO₂-GEGHALTS
 v

gen an die Technologie gestellt, die noch nicht erfüllt werden können. Dies betrifft insbesondere die Minimierung der Energieanforderungen und Kosten sowie die Skalierung der Technologie auf einen für diese Anwendung notwendigen Maßstab. Bezüglich dieser Kriterien befindet sich die Technologie in der Phase der Konzeptentwicklung, im Rahmen derer einzelne Prototypen im Labormaßstab getestet werden. Derzeit existieren jedoch noch keine Anlagen im Pilot- oder Demonstrationsmaßstab (Socolow et al. 2011, S. i). Eine Beurteilung dieser Konzepte hinsichtlich ihrer Einsetzbarkeit unter realen Bedingungen ist daher zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht möglich.

TAB. III.4 ENERGIEEINSATZ FÜR DIE ABSCHIEDUNG 1 t CO₂ DREIER HYPOTHETISCHER ANLAGENKONZEPTE

	(Zeman 2007)		(Keith et al. 2006)		(Baciocchi et al. 2006)	
	Energie- bedarf (kWh/t CO ₂)	CO ₂ - Emissionen (t/t CO ₂)	Energie- bedarf (kWh/t CO ₂)	CO ₂ - Emissionen (t/t CO ₂)	Energie- bedarf (kWh/t CO ₂)	CO ₂ - Emissionen (t/t CO ₂)
elektrisch	657	0,28–0,75*	196	0,08–0,23*	335	0,14–0,39*
thermisch (Brennstoffart)	1.420 (Kohle)	0,52	4.091 (Erdgas)	0,83	2.222 (Erdgas)	0,45
Summe		0,8–1,27		0,91–1,06		0,59–0,84

* Der niedrigere Wert gilt für Strom aus Erdgas, der höhere Wert für Strom aus Kohle. Berechnungsgrundlagen: CO₂-Intensität für Kohlestrom: 1,153 kg CO₂/kWh; für Erdgasstrom: 0,428 kg CO₂/kWh (www.co2-emissionen-vergleichen.de, 9.12.2011), CO₂-Intensität auf Basis des Heizwertes von Braunkohle: 0,364 kg CO₂/kWh; für Erdgas: 0,202 kg CO₂/kWh (IPCC 1997, S. I.24)

Quelle: eigene Berechnungen; House et al. 2011, S. 2

Forschungsgruppen sowohl aus dem universitären als auch aus dem privatwirtschaftlichen Bereich beschäftigen sich mit der Technologieentwicklung (z.B. Lackner 2010). Konstruktionskonzepte und erste experimentelle Anlagen im Labormaßstab basieren derzeit überwiegend auf einem einfachen Sorptionsprozess auf Grundlage eines kombinierten Natrium- und Calciumhydroxidkreislaufs²⁸ (Kasten »Calciumhydroxidkreislauf«) sowie eines ventilatorgestützten Lufttransports durch den Kollektor. Zentrales Problem dieser Anlagenkonzepte ist der sehr hohe Energiebedarf.

²⁸ Sorptionsmittel, welche im Rahmen der CCS-Technologie zum Einsatz gelangen, eignen sich nur bedingt für eine CO₂-Abscheidung aus der Umgebungsluft. Beispielsweise ist Monoethanolamin (MEA) für einen Einsatz in der Umgebungsluft zu flüchtig (Lackner/Brennan 2009, S. 361).



Tabelle III.4 zeigt eine Auswahl an Ergebnissen für den erforderlichen Energieeinsatz hypothetischer Anlagen, welche auf den zuvor genannten Grundlagen beruhen: Je nach gewählten Randbedingungen und technischen Details erfordern Ventilatoren und Pumpen sowie die Reinigung und Kompression des CO₂-Stroms einen Einsatz von 196 bis 657 kWh/t CO₂ an elektrischer Energie, die Trocknung und Regeneration des Sorptionsmittels einen Einsatz von 1.420 bis 4.091 kWh/t CO₂ an thermischer Energie. Wird dieser Energiebedarf aus fossilen Quellen gedeckt, entstehen pro abgetrennter t CO₂ je nach Energiequelle CO₂-Emissionen in der Höhe von 0,59 bis 1,27 t (Tab. III.4). Aktuelle Verfahrenskonzepte könnten folglich u.U. sogar mehr CO₂ produzieren, als durch sie abgetrennt werden kann. Diese Übersichtsrechnung berücksichtigt nur die CO₂-Bilanz für den laufenden Betrieb. Für eine vollständige CO₂-Bilanz wären ferner u.a. die Errichtung (und ggf. der Rückbau) von Anlagen und Versorgungsinfrastruktur, die Herstellung (und Entsorgung) des Sorptionsmittels sowie die Emissionen im Zusammenhang mit Transport und Lagerung des CO₂ zu berücksichtigen.

Verschiedene Forschungsprojekte beschäftigen sich aktuell mit der Optimierung bzw. Neuentwicklung von flüssigen bzw. festen Sorptionsmitteln und Anlagenkonzepten, um den Prozess hinsichtlich seines Energie- und Kostenaufwands zu optimieren. Aber auch hinsichtlich des wartungsarmen und störungsfreien Einsatzes der Technologie in großem Maßstab, der für eine Anwendung der Technologie im Rahmen des CO₂-Managements notwendig wäre, sind noch zahlreiche prozesstechnische Schwierigkeiten zu bewältigen (Keith et al. 2010): Die genannten Prozesse reagieren sehr empfindlich auf äußere Bedingungen wie Temperatur, Luftfeuchtigkeit und -druck oder Niederschläge. Anlagen auf Basis von flüssigen Sorptionsmitteln sind mit dem Problem von Verdunstungsverlusten bei Trockenheit bzw. Verwässerung des Sorptionsmittels bei Niederschlägen konfrontiert. Ebenso könnte Frost die Kollektoröffnungen vereisen oder flüssiges Sorptionsmittel gefrieren lassen. Sorptionsmittel auf Basis von starken Basen, z.B. eine hochkonzentrierte Calciumhydroxidlösung, können zu Korrosionsproblemen in der Anlage führen (Lackner 2009). Da das Sorptionsmittel zwangsläufig mit der Umgebungsluft in Kontakt tritt, sind Verunreinigungen mit weiteren Bestandteilen der Luft möglich (Pollen, Insekten, Ruß, Staub etc.), entsprechend muss das Sorptionsmittel gereinigt bzw. ersetzt werden, damit diese sich nicht im Kreislauf akkumulieren können.

Verbesserungen hinsichtlich einer besseren Energieeffizienz und Witterungsbeständigkeit der Technologie versprechen sich einige Forschungsgruppen von der Entwicklung *fester* Sorptionsmittel. Diese basieren beispielsweise auf Kunstharzen, die mit Carbonationen (CO₃²⁻) beladen werden und dadurch in der Lage

^
» III. TECHNISCHE VERFAHREN ZUR REDUKTION DES ATMOSPHERISCHEN CO₂-GHALTS
v

sind, CO₂-Moleküle aus der Luft zu binden²⁹ (Abb. III.4 rechts). Bei Exposition des Kunstharzes mit Wasserdampf gibt dieses das CO₂ wieder frei. Der Energiebedarf dieses Konzepts soll mit rd. 300 kWh/t CO₂ niedriger liegen als bei bisherigen Anlagenkonzepten auf Basis flüssiger Sorptionsmittel (Lackner 2009, S.98 ff.). Ein anderes Konzept sieht vor, einen porösen Kunststoff mit Aminen zu imprägnieren, die ähnlich zu den Sorptionsmitteln sind, die für den CO₂-Abscheideprozess von CCS-Anlagen entwickelt wurden (Goepfert et al. 2011). Die Entwicklung fester Sorptionsmittel befindet sich gegenwärtig in einer sehr frühen Phase.

KOSTEN

Bisher erstellte Kostenabschätzungen, basierend auf hypothetischen Anlagen und unterschiedlichen Berechnungsannahmen, zeigen eine hohe Spannweite. Niedrige Schätzungen befinden sich im Bereich von 100 bis 200 US-Dollar/t CO₂ (z.B. Keith et al. 2006; Stolaroff et al. 2008), höhere Schätzungen belaufen sich auf 600 bis 1.000 US-Dollar/t CO₂ und mehr (z.B. House et al. 2011; Ranjan/Herzog 2010; Socolow et al. 2011). Diese Kostenschätzungen beinhalten keine Aufwendungen für Transport und Lagerung des CO₂ bzw. für die notwendige Infrastruktur. Damit sind die Kosten für die CO₂-Abscheidung mit derzeit diskutierter Technologie als sehr hoch einzuschätzen. Ohne substantielle technologische Fortschritte ist das Verfahren im Vergleich mit anderen CO₂-Reduktionsmaßnahmen nicht wettbewerbsfähig. Zum Vergleich: Die Abscheidungskosten für CO₂ aus Rauchgasen mithilfe der Post-Combustion-Technologie werden mit 80 US-Dollar/t CO₂ angegeben (Socolow et al. 2011, S. ii), der Preis für CO₂-Zertifikate liegt gegenwärtig bei 7,87 Euro/t CO₂ (Stand 22.6.2012).

FORSCHUNGSBEDARF UND AUSBLICK

4.4

Für eine Anwendung der Technologie der CO₂-Abscheidung zur Reduktion der atmosphärischen CO₂-Konzentration ist noch eine ganze Reihe technologischer Herausforderungen zu lösen. Substantielle Weiterentwicklungen der aktuellen Technologie sind v.a. notwendig hinsichtlich der

- » Reduktion des Energie- und Materialaufwandes des Verfahrens;
- » Reduktion der Kosten;
- » Entwicklung von zuverlässigen Anlagen, welche autonom und mit minimalem Wartungsaufwand auch bei unterschiedlichen Witterungsbedingungen einsetztauglich sind. Unter anderem müssen die Sorptionsmittel eine hohe Zahl von Regenerationszyklen erlauben;

²⁹ Carbonat bildet in Anwesenheit von CO₂ und Wasser Hydrogencarbonat gemäß der Reaktionsgleichung: $\text{CO}_3^{2-} + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{HCO}_3^-$ (Kasten »Chemische Prozesse der Verwitterung durch CO₂«, Kap. III.5.1).



- › Skalierung der Technik auf eine Größenordnung, welche die Abscheidung einer klimawirksamen Menge an CO₂ ermöglicht.

Ein Schwerpunkt für die Forschung bildet die Entwicklung neuer Sorptionsmittel, die in der Lage sind, CO₂ effizient zu binden, die aber gleichzeitig imstande sind, das CO₂ im Regenerationsprozess unter geringem Energieaufwand wieder abzugeben.

Die prinzipielle Eignung dieser Technologie im Rahmen eines CO₂-Managements muss bezüglich technologischer und ökonomischer Kriterien erst noch nachgewiesen werden. Insbesondere fehlen derzeit belastbare Daten und Betriebserfahrungen aus Pilot- und Demonstrationsanlagen unter realen Bedingungen, welche die Vor- und Nachteile verschiedener Anlagenkonzepte aufzeigen und die Energie- und THG-Bilanzierung entlang der gesamten Prozesskette erlauben. Aufgrund der mangelnden Datenbasis sind Abschätzungen zur künftigen Entwicklung der Kosten noch nicht möglich. Einerseits könnten die Kosten durch technologische Fortschritte und ggf. durch völlig neue Entwicklungen gesenkt werden, andererseits zeigt die Erfahrung, dass es nach einer Pilotphase infolge notwendiger Kompromisse bei Material, Prozessbedingungen, Effizienz und Lebensdauer einzelner Systemkomponenten zu Kostensteigerungen kommen kann (Socolow et al. 2011, S. ii). Zudem vernachlässigen bisherige CO₂-Bilanzen und Kostenabschätzungen häufig die Beiträge, die im Zusammenhang mit der nötigen Versorgungsinfrastruktur und dem Transports und der Lagerung des CO₂ stehen.

Für eine seriöse Einordnung dieser Technologie als Verfahren zur Senkung der atmosphärischen CO₂-Konzentration ist es angesichts der großen Wissenslücken noch zu früh. Der nächste Schritt in der Technologieentwicklung sind Machbarkeitsnachweise (»proof of concept«) anhand größerer Demonstrationsanlagen. Solche Anlagen sind detailliert skizziert (Lackner 2009, S.101) bzw. für die nächsten Jahre konkret angekündigt worden. Beispielsweise arbeitet das Unternehmen Carbon Engineering daran, eine große Pilotanlage auf Basis von flüssigen Sorptionsmitteln zu errichten, die jährlich mehrere Tausend t CO₂ abscheiden können soll (Abb. III.4 oben). Nach Unternehmensangaben soll die Technologie nach 2016 für den kommerziellen Einsatz zur Verfügung stehen (CarbonEngineering 2011).

Eine hohe Nettoeffektivität der CO₂-Abscheidung kann nur erreicht werden, wenn der Energiebedarf der Anlagen aus CO₂-armen Quellen gedeckt werden kann. Da diese Energiequellen auch an anderer Stelle zur *Emissionsvermeidung* beitragen könnten (z.B. Substitution von Kohlestrom durch Strom aus regenerativen Quellen), ist es prinzipiell fraglich, ob es eine sinnvolle Strategie ist, zuerst CO₂ in die Atmosphäre zu emittieren, um es ihr anschließend mit beträchtlichem Aufwand wieder zu entziehen. Vor diesem Hintergrund müssen Konzepte entwickelt werden, wie sich die Technologie ggf. in ein bestehendes Energiesystem optimal einbinden ließe.

KÜNSTLICHE BESCHLEUNIGUNG NATÜRLICHER VERWITTERUNGSPROZESSE

5.

Im natürlichen Kohlenstoffkreislauf reagiert ein Teil des in der Atmosphäre vorhandenen CO₂ mit Silikat- oder Carbonatmineralen, im Zuge dessen diese Minerale aufgelöst bzw. in andere Minerale umgewandelt werden und das CO₂ in den Verwitterungsprodukten gebunden wird. Allerdings laufen diese natürlichen Verwitterungsprozesse nur sehr langsam ab, sodass sie einen vergleichsweise kleinen Beitrag zur Reduktion der atmosphärischen CO₂-Konzentration leisten.

Ein Ansatz, wie der natürliche Kohlenstoffkreislauf an dieser Stelle möglicherweise beeinflusst werden könnte, stellt das künstliche Beschleunigen der natürlichen chemischen Verwitterungsprozesse durch verschiedene Maßnahmen dar.

PRINZIP UND MÖGLICHES POTENZIAL

5.1

Carbonat- und Silikatminerale sind unter der Wirkung von CO₂ verschiedenen natürlichen chemischen Verwitterungsreaktionen ausgesetzt (Kasten »Chemische Prozesse der Verwitterung durch CO₂«). Dabei werden

- › zum einen Silikatminerale (z.B. Olivin, Wollastonit) in feste Carbonatminerale (z.B. Calciumcarbonat [Kalkstein], Magnesiumcarbonat) und Siliziumdioxid (Quarz) umgewandelt und
- › zum anderen Silikat- und Carbonatminerale in Anwesenheit von Wasser unter Bildung von Kohlensäure in eine Lösung aus Metall- und Hydrogencarbonationen (und ggf. weiteren Produkten) aufgelöst.

Das an der Reaktion beteiligte CO₂ wird in den festen bzw. flüssigen Verwitterungsprodukten gebunden und damit der Atmosphäre entzogen.

Verwitterungsfähige Silikat- und Carbonatminerale sind auf der Erde in sehr großen Mengen vorhanden, sodass prinzipiell die gesamten anthropogenen CO₂-Emissionen durch Verwitterungsreaktionen wieder aus der Atmosphäre entzogen werden könnten. Allerdings laufen die natürlichen Verwitterungsprozesse sehr langsam ab, sodass jährlich lediglich rd. 0,2 Gt C aus der Atmosphäre sowie 0,2 Gt C aus dem Boden³⁰ durch diese Prozesse in andere Kohlenstoffreservoir transportiert werden (Abb. VI.1, Kap. VI.3). Gründe hierfür sind u.a. die geringe CO₂-Konzentration in der Atmosphäre sowie – da Verwitterungsprozesse nur an der Gesteinsoberfläche stattfinden – die geringe Angriffsfläche für das CO₂ bzw. die Kohlensäure.

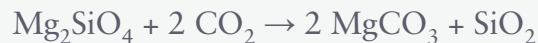
30 Aufgrund der Zellatmung der Bodenorganismen und Pflanzenwurzeln kann der CO₂-Gehalt in der gasförmigen Komponente des Bodens gegenüber jenem in der Atmosphäre höher ausfallen.



CHEMISCHE PROZESSE DER VERWITTERUNG DURCH CO₂

Verwitterungsprozesse durch CO₂ treten in der Natur in verschiedenen Formen auf.

Silikatminerale können in einer Gas-Festkörper-Reaktion direkt mit CO₂ reagieren. Dabei werden die Silikatminerale in die entsprechenden Carbonatminerale umgewandelt, gleichzeitig entsteht Siliziumdioxid (SiO₂, Quarz). Schematisch kann die dabei ablaufende chemische Reaktion am Beispiel des Silikats Olivin (Mg₂SiO₄) folgendermaßen dargestellt werden:



Für die Fixierung von zwei CO₂-Molekülen in Magnesiumcarbonat (MgCO₃) ist jeweils ein Olivinmolekül notwendig. Die festen Reaktionsprodukte können problemlos in großen Mengen gelagert werden, da es sich um natürlich vorkommende Minerale handelt. Gas-Festkörper-Reaktionen wie diese verlaufen vergleichsweise langsam.

Alternativ kann eine Verwitterungsreaktion in Anwesenheit von Wasser stattfinden. In einem ersten Schritt bilden Wasser und CO₂ die Kohlensäure (H₂CO₃), die wiederum das Mineral auflöst. Die Gesamtreaktion für Olivin stellt sich schematisch wie folgt dar:



Das Reaktionsprodukt ist eine Lösung aus Metallionen, Hydrogencarbonat (HCO₃⁻) sowie Kieselsäure (H₄SiO₄). Die Reaktionsgleichung zeigt, dass für jedes umgesetzte Olivinmolekül 4 CO₂-Moleküle fixiert werden.

Carbonatminerale verwittern nur über die Kohlensäurereaktion. Beispielsweise löst sich Calciumcarbonat (CaCO₃, Kalkstein) bei Kontakt mit CO₂ und Wasser auf:



Als eine Variante der natürlichen Verwitterungsprozesse kann CO₂ in den Ozeanen gebunden werden, indem starke Basen, z.B. Calciumhydroxid (Ca(OH)₂, Löschkalk), hergestellt und in die Ozeane eingeleitet werden. Die Basen binden CO₂ gemäß folgender schematischer Reaktion:



Quellen: IPCC 2005, S.323 ff.; Köhler et al. 2010; The Royal Society 2009, S. 12 f.

Vor diesem Hintergrund wird diskutiert, die natürlichen Verwitterungsprozesse durch eine Vergrößerung der verwitterungsfähigen Gesteinsoberfläche künstlich zu beschleunigen (z.B. The Royal Society 2009, S. 13 f.). Dies kann dadurch er-

^
› III. TECHNISCHE VERFAHREN ZUR REDUKTION DES ATMOSPHERISCHEN CO₂-GEHALTS
v

folgen, dass das Gestein in großen Mengen bergbaulich gewonnen, zu einem feinen Pulver zermahlen und großflächig verteilt wird. Dabei gilt: Je geringer die Korngröße des Pulvers, desto grösser die Oberfläche und damit schneller der chemische Verwitterungsprozess. Im Rahmen dieser Konzepte wird beispielsweise vorgeschlagen, große Mengen an Olivinpulver (Mg₂SiO₄) in den feuchtwarmen Tropen zu verstreuen oder es an der Küste ins Meer einzuleiten (Hangx/Spiers 2009; Köhler et al. 2010).

Ein anderer Vorschlag sieht die Verteilung von Kalksteinpulver (Calciumcarbonat) auf den Ozeanen vor (Harvey 2008). Allerdings würde dieses Verfahren erst mit einer zeitlichen Verzögerung von mehreren Jahren seine Wirkung zeigen können, da das Kalksteinpulver sich erst im Wasser auflösen müsste.³¹ Um diesen Prozess ebenfalls zu beschleunigen, wird vorgeschlagen, durch Kalkbrennen aus dem Kalkstein in einem ersten Prozessschritt Calciumhydroxid (Ca[OH]₂, Löschkalk) herzustellen, um dieses dann als Pulver ins Meer einzubringen (sogenannte »Ozeankalkung«). Allerdings verursacht bereits das Kalkbrennen hohe CO₂-Emissionen, einerseits weil im Verlaufe des Verfahrens CO₂ aus dem Kalkstein ausgetrieben wird, andererseits weil dafür ein hoher thermischer Energieeinsatz notwendig ist (Kasten »Der Calciumhydroxidkreislauf«, Kap. III.4.1). Um mit diesem Verfahren 1 t CO₂ im Meerwasser zu binden, müssten nach Kruger (2010) 1,5 t Kalkstein verarbeitet werden, wodurch gleichzeitig rd. 0,8 t CO₂ entstünden, die abgeschieden und eingelagert werden müssten. Es erscheint daher sehr fraglich, ob dies eine sinnvolle Strategie darstellt.

MÖGLICHKEITEN IM RAHMEN DES CO₂-MANAGEMENTS

Je nach Gesteinsart ist jedes Gesteinsmolekül in der Lage, ein oder ein paar wenige CO₂-Moleküle in den Verwitterungsprodukten zu binden (Kasten »Chemische Prozesse der Verwitterung durch CO₂«). Die benötigte Menge an verwitterungsfähigem Gestein liegt damit in der Größenordnung der aus der Atmosphäre zu entfernenden Menge an CO₂. Da es an abbaubarem verwitterungsfähigem Gestein nicht mangelt, findet das Potenzial dieses Verfahrens seine Begrenzung u.a. in der Gesteinsmenge, die unter ökonomischen und ökologischen Gesichtspunkten bergbaulich gewonnen, gemahlen und ggf. gereinigt, transportiert und großflächig ausgebracht werden könnte.

Wissenschaftliche Arbeiten, in denen das Potenzial dieser Verfahren abgeschätzt wurde, sind bislang nur in geringer Anzahl vorhanden und basieren auf einfachen Modellannahmen. Die Arbeiten betrachten unterschiedliche Szenarien, so-

31 Um mit CO₂ reagieren zu können, muss sich das Calciumcarbonat in Ca²⁺ und CO₃²⁻ auflösen. Infolge einer Übersättigung im Oberflächenwasser ist dies erst in tieferen Wasserschichten möglich. Um den gewünschten Effekt zu erzielen, muss das Calciumcarbonat daher zuerst absinken, um anschließend in gelöster Form durch aufwärts gerichtete Strömungen wieder ins Oberflächenwasser zu gelangen (Harvey 2008).



dass die Ergebnisse nicht direkt miteinander vergleichbar sind. Die Ergebnisse bisheriger Potenzialabschätzungen bewegen sich allerdings in einer Größenordnung von wenigen Gt CO₂ pro Jahr (Tab. III.5).

So schätzten beispielsweise Hangx/Spiers (2009), dass die Ausbringung von jährlich rd. 5 Mrd. t Olivin in Küstengewässer notwendig wäre, um 6,3 Gt CO₂ (20 % der CO₂-Emissionen aus fossilen Quellen von 2011) wieder aus der Atmosphäre zu entfernen. Die Autoren berechneten, dass für den Transport dieser Gesteinsmenge vom Bergbauggebiet bis zu den Küsten rd. 100 Mio. LKW-Ladungen oder 200.000 Schiffsladungen notwendig wären, sodass infolge einer Begrenzung in der Transportkapazität lediglich 5 bis 10 % dieses Potenzials ausgeschöpft werden könnte. Je nach Korngröße des Olivinpulvers vergingen 700 Jahre (bei Korngrößen von 300 µm und einer Temperatur von 25 °C) bzw. 23 Jahre (bei Korngrößen von 10 µm und 25 °C), bis das CO₂ durch den Verwitterungsprozess vollständig fixiert wäre. Bei Wassertemperaturen von 15 °C würden sich die angegebenen Zeiträume verdreifachen. Infolge des Energiebedarfs der Gesteinsmühlen verringert sich die CO₂-Gesamtbilanz des Verfahrens bei Korngrößen über 40 µm um weniger als 2 %, bei Korngrößen von 10 µm bereits um 11 % (mit Strom aus Kohle). Weitere CO₂-Emissionen verursacht der Transport des Gesteinpulvers an den Ausbringungsort. Befindet sich dieser in weiter Entfernung der Gesteinsmine, reduziert sich die CO₂-Gesamtbilanz des Verfahrens insgesamt um bis zu 10 bis 20 % (Hangx/Spiers 2009, S. 762 f.).

Köhler et al. (2010) betrachteten dagegen ein Szenario, in dem Olivinpulver in den feuchtwarmen Einzugsgebieten des Kongos in Afrika und des Amazonas in Südamerika ausgebracht wird (entspricht in etwa der Fläche der USA). Verstreute man jährlich rd. 2 Mrd. t Olivinpulver über diese Gebiete, könnten nach Ansicht der Autoren rd. 2,2 Gt CO₂/Jahr gebunden werden.

Das Potenzial einer direkten Einbringung von Calciumcarbonatpulver ins Meerwasser untersuchten Harvey et al. (2008): Um CO₂ in der Größenordnung von 1 Mrd. t pro Jahr mit diesem Verfahren im Ozean zu binden, wäre die Einbringung von jährlich 4 Mrd. t des Minerals ins Meerwasser notwendig. Allerdings könnte das volle Potenzial der Methode erst mit einer zeitlichen Verzögerung von mehreren Jahrzehnten ausgeschöpft werden.

Die mit diesen Methoden verbundenen Kosten wurden als vergleichsweise gering eingeschätzt (im Bereich von 20 bis 45 Euro/t CO₂, Tab. III.5), da das Verfahren insgesamt einfach und die dafür notwendige Technologie bereits vorhanden ist.

Allerdings sind diese Potenzialabschätzungen noch mit großen Unsicherheiten verbunden. Beispielsweise werden keine Wechselwirkungen mit biologischen (z.B. durch Bodenmikroben) oder physikalischen Prozessen (z.B. Kollisionen der Gesteinskörner im Meerwasser) berücksichtigt, die die Geschwindigkeit des Verwitterungsprozesses beeinflussen könnten (z.B. Schuiling/de Boer 2010).

TAB. III.5 ABSCHÄTZUNGEN ZU POTENZIAL UND KOSTEN DES VERFAHRENS
 AUS VERSCHIEDENEN VERÖFFENTLICHUNGEN

Veröffentlichung	Modellannahmen	jährliches Potenzial	Kosten pro t CO ₂
Köhler et al. 2010	Ausbringung von Olivin-pulver in den Tropen	2,2 Gt CO ₂	20 bis 40 Euro
Hangx/Spiers 2009	Ausbringung von Olivin-pulver in Küstengewässer	0,3–0,6 Gt CO ₂	–
Harvey 2008	Ausbringung von Calcium-carbonatpulver direkt ins Meerwasser	1 Gt CO ₂ (nach rd. 100 Jahren)	40 bis 45 US-Dollar

Eigene Zusammenstellung

UMWELTAUSWIRKUNGEN

5.2

Bei Verwitterungsprozessen auf Basis von Kohlensäure entstehen u.a. Calcium- oder Magnesiumionen sowie die basisch wirkenden Hydrogencarbonationen (Kasten »Chemische Prozesse der Verwitterung durch CO₂«). Auch wenn diese Verwitterungsprodukte allesamt in der Natur vorkommen – die Verwitterung ist ein natürlich stattfindender Prozess –, führen erhöhte Konzentrationen dieser Stoffe ggf. zu Umweltbeeinträchtigungen (The Royal Society 2009, S. 14).

Im *Meerwasser* sind die Verwitterungsprodukte bereits in hohen Mengen vorhanden und stellen prinzipiell keine Gefahr für Meereslebewesen dar. Vielmehr wirkt ein Eintrag der basisch wirkenden Verwitterungsprodukte der zunehmenden Versauerung der Meere entgegen bzw. erlaubt es den Ozeanen, ohne den negativen Effekt der Ozeanversauerung zusätzliches CO₂ aus der Atmosphäre aufzunehmen (IPCC 2005, S.283). Bei Einbringung einer großen Menge an Gesteinspulver in einem lokal begrenzten Meeresgebiet, z.B. falls das Gesteinspulver über eine Flussmündung eingebracht wird, könnte jedoch eine lokale Alkalisierung des Meerwassers mit unbekanntem Folgen für die Meeresökosysteme auftreten. Möglicherweise hätte dies Auswirkungen auf die Artenzusammensetzung im Meer (Harvey 2008, S.19; Köhler et al. 2010, S.20230): Einerseits können höhere Silicateinträge das Algenwachstum stimulieren. Andererseits kann es aufgrund der Eintrübung durch das Gesteinspulver zu einer Verminderung der Photosyntheseleistung in Meeresökosystemen kommen. Dies hätte ggf. auch Auswirkungen auf die biologische Pumpe und damit auf das Klima (Kap. III.1).

Bei einer Ausbringung an *Land* hingegen gelangen die flüssigen Verwitterungsprodukte über das Sickerwasser ins Grundwasser, in Seen oder Flüsse, bevor sie ggf. in die Ozeane transportiert werden. In der Folge wird einerseits der pH-Wert

im Boden erhöht, was Auswirkungen z.B. auf die biologische Aktivität und Artenzusammensetzung der Bodenorganismen sowie die Pflanzenverfügbarkeit von Nährstoffen hat. Andererseits kann es infolge des geringeren Wasservolumens zu einer signifikanten Erhöhung des pH-Werts in den betroffenen Gewässern kommen. So berechneten z.B. Köhler et al. (2010) in ihrem Szenario, welches die Ausbringung von jährlich 2 Mrd. t Olivinpulver in den Einzugsgebieten des Kongos in Afrika und des Amazonas in Südamerika vorsieht, eine Erhöhung der pH-Werte der beiden Flüsse um rd. 1,5 Punkte auf 8,2. Die Folgen für die mit den Flüssen verbundenen Ökosysteme wären wahrscheinlich katastrophal.

Gesundheitliche Risiken im Umgang mit dem Gesteinspulver könnten bei sehr kleiner Korngröße des Pulvers auftreten. Unsachgemäß ausgebrachtes bzw. vom Wind transportiertes Pulver könnte Staublungenkrankheiten hervorrufen, insbesondere wenn die Minerale Asbestfasern enthalten (Hangx/Spiers 2009, S. 765).

Da für einen klimasignifikanten Beitrag enorme Mengen an Gestein umgesetzt werden müssten (mehrere Mrd. t), sind weitere ggf. beträchtliche Umweltauswirkungen in der Umgebung der Steinbrüche und Transportwege zum Ausbringungsort zu erwarten, darunter Lärm- und Staubemissionen oder Erschütterungen durch Sprengarbeiten. Carbonat- und Silikatgesteine können durch den Prozess der Verkarstung weitverzweigte Höhlensysteme, unterirdische Flussläufe und Karstseen ausbilden, die einen Lebensraum für angepasste, in diesen Systemen teilweise einzigartige Tier- und Pflanzenarten bieten. Durch den Bergbau können diese Karstökosysteme durch direkte Zerstörung, Lärm, Erschütterungen, Änderungen in der Hydrologie oder Wasserverunreinigungen gefährdet oder zerstört werden. Falls der Grundwasserspiegel abgesenkt wird, kann es zu Instabilitäten in den Höhlensystemen und zum Einsturz von Hohlräumen kommen, sodass es in der Nähe von Steinbrüchen zu lokalen Absenkungen des Erdbodens (Erdfall) kommen kann (Langer 2001). Während sich Staub- und Lärmemissionen durch geeignete Maßnahmen (z.B. Schallisolation, staubmindernde Abdeckungen für Förderbänder etc.) eindämmen ließen, sind Auswirkungen auf die Karstökosysteme und die Stabilität der Höhlensysteme schwieriger zu kontrollieren.

STAND DER ENTWICKLUNG/FORSCHUNGSBEDARF

5.3

Bisher sind verschiedene konzeptionelle Ideen, die zu einer Beschleunigung natürlicher Verwitterungsprozesse beitragen könnten, sowie Abschätzungen zu deren Potenzial auf Basis einfacher Modellrechnungen erarbeitet worden.

Aus technischer Sicht handelt es sich dabei um sehr einfache Verfahren. Die notwendige Technologie für die bergbauliche Gewinnung, Verarbeitung und Transport der Minerale ist bereits vorhanden. Auch sind die chemischen Prozesse der Verwitterung durch CO₂ sowie deren typische Reaktionsgeschwindigkei-

^
› III. TECHNISCHE VERFAHREN ZUR REDUKTION DES ATMOSPHERISCHEN CO₂-GEHALTS
v

ten aus der Beobachtung von natürlichen Verwitterungsprozessen und aus Laborexperimenten weitgehend bekannt.

Größere Feldexperimente zu diesen Verfahren fanden allerdings bisher nicht statt, sodass noch erhebliche Wissenslücken hinsichtlich tatsächlicher Umsatzraten unter Praxisbedingungen, des Prozessverlaufs bei lokal hohen Konzentrationen an Gesteinspulver sowie möglicher Wechselwirkungen mit anderen Systemen (z.B. Bodenorganismen) bestehen. In der Folge wurden Modellannahmen aktueller Arbeiten teilweise auch wieder infrage gestellt (z.B. Schuiling/de Boer 2010).

Weitgehend ungeklärt sind die Auswirkungen dieser Verfahren auf bestehende Öko- und auf klimarelevante Systeme. Insbesondere müsste geklärt werden, wie schnell sich die Verwitterungsprodukte verteilen, damit sich lokal hohe Konzentrationen vermeiden ließen (The Royal Society 2009, S. 14).

STOFFLICHE NUTZUNG VON CO₂

6.

Als Abfallprodukt der Energieerzeugung aus fossilen Quellen entsteht CO₂, das bislang beinahe vollständig in der Atmosphäre deponiert wird. Auch CO₂, das zukünftig durch eine Abscheidung aus Rauchgasen (CCS) bzw. aus der Luft (Kap. III.4.) gewonnen werden könnte, wird derzeit noch als weitgehend wertlos betrachtet und soll aktuellen Konzepten zufolge z.B. unterirdisch in geologischen Formationen entsorgt werden. Es kann jedoch auch ein gänzlich anderer Ausgangspunkt gewählt werden, indem CO₂ nicht als problematischer Abfallstoff, sondern als wertvolle Ressource aufgefasst wird. Tatsächlich interessiert sich die Forschung und Industrie seit Längerem und in zunehmendem Maße für das Molekül CO₂, um auf Basis dieses »Rohstoffs« höherwertige Produkte herzustellen. Dieser Ansatz wird in Anlehnung an die Technik des »carbon capture and storage« (CCS) auch als »carbon capture and reuse« (CCR) oder als »carbon capture and utilization« (CCU) bezeichnet.

Im folgenden Kapitel wird diskutiert, welche Bedeutung diese Strategie des CO₂-Managements im Rahmen des Klimaschutzes erlangen könnte.

PRINZIP UND MÖGLICHES POTENZIAL

6.1

Eine stoffliche Verwertung von CO₂ ist entlang folgender Nutzungspfade möglich:

- › chemische Nutzung als Kohlenstoffquelle zur Synthese organischer und anorganischer Verbindungen oder
- › physikalische Nutzung als Industriegas für verschiedene Anwendungen.



CHEMISCHE NUTZUNG VON CO₂

Vor dem Hintergrund der Reduzierung der Abhängigkeit von Öl und Gas, der Nutzung eines ungiftigen, preiswerten und in großer Menge vorhandenen Rohstoffs sowie der Erschließung neuer Synthesestrategien stößt CO₂ als Ausgangsstoff für chemische Produkte seit einigen Jahren auf zunehmendes Interesse.

Die Synthese einer Reihe wichtiger organischer Grund- und Feinchemikalien beruht bereits auf dem Ausgangsstoff CO₂ (z.B. Harnstoff) bzw. lässt sich alternativ zur herkömmlichen Synthese (meist unter Einsatz von Kohlenwasserstoffen aus fossilen Quellen) auch auf Basis von CO₂ herstellen. Auch als ein Baustein für die Polymerherstellung ist CO₂ prinzipiell geeignet. Eine weitere Möglichkeit der chemischen Nutzung ist die Herstellung von Kraftstoffen bzw. Energieträgern (z.B. Methanol) unter Verwendung von CO₂. Derzeit werden weltweit insgesamt rd. 110 Mio. t CO₂ pro Jahr als Grundstoff für chemische Produkte eingesetzt (Bazzanella et al. 2010).

Eine Studie des Forschungszentrums Jülich und der RWTH Aachen bietet eine Übersicht über mögliche chemische Reaktionen, mittels derer organische Moleküle aus CO₂ aufgebaut werden können (dazu und im Folgendem Kuckshinrichs et al. 2010, S. 64 ff.). Tabelle III.6 zeigt eine Auswahl der identifizierten Syntheseprodukte sowie möglicher Folgeprodukte und Anwendungen.

Harnstoff (aus der Umsetzung von CO₂ mit Ammoniak) ist mit einer jährlichen Produktion von 146 Mio. t das mengenmäßig bedeutendste chemische Produkt, das aus CO₂ erzeugt wird. Für seine Herstellung werden 107 Mio. t CO₂/Jahr benötigt. Harnstoff wird aufgrund des hohen Stickstoffgehalts (rd. 46 %) zu über 90 % als Düngemittel eingesetzt. Die verbleibende Menge wird überwiegend zur Herstellung von Aminoplastharzen (in Verbindung mit Formaldehyd) verwendet. Für andere Arten der Anwendung, z.B. zur Synthese von Feinchemikalien, Pharmazeutika, Bleichmitteln, Sprengstoffen, Farbpigmenten, werden vergleichsweise geringe Mengen an Harnstoff genutzt (Meessen 2010, S. 690).

Die industrielle Produktion von *Methanol* basiert derzeit zum größten Teil auf Erdgas, aus dem ein Synthesegas (ein Gemisch aus Kohlenmonoxid und Wasserstoff) erzeugt wird, das zu Methanol weiterreagiert (Fiedler et al. 2011, S. 32). Alternativ ist die Synthese auch über die Reaktion von CO₂ mit Wasserstoff möglich. In diesem Fall können rd. 1,4 t CO₂ bei der Herstellung von 1 t Methanol fixiert werden. Heute werden weltweit jährlich rd. 42 Mio. t Methanol produziert. Wenn dessen Produktion vollständig auf CO₂ und Wasserstoff umgestellt würde, könnten somit theoretisch rd. 60 Mio. t CO₂ stofflich genutzt werden.

Von der Jahresproduktion an Methanol werden rd. 70 % für chemische Synthesen verwendet, insbesondere von Formaldehyd, MTBE (Methyl-tert-butylether, das als Antiklopffadditiv für Ottokraftstoffe Verwendung findet) und Essigsäure. Aus

^
 > III. TECHNISCHE VERFAHREN ZUR REDUKTION DES ATMOSPHERISCHEN CO₂-GEGHALTS
 v

TAB. III.6 CHEMISCHE PRODUKTE AUF BASIS VON CO₂

Produkt und mögliche Anwendungen bzw. Folgeprodukte	C-Fixierungs-dauer	jährlich produzierte Menge
<i>Harnstoff</i>		146 Mio. t
> Dünger	kurzfristig	> 90%
> duroplastische Polymere (in Verbindung mit Formaldehyd)	längerfristig	< 10%
> Feinchemikalien (z.B. Bleichmittel, Sprengstoff, Farbpigmente)	meist kurzfristig	
> Cellulosecarbamate (kann zu Fasern, Folien, Schäumen oder Isolationen verarbeitet werden)	längerfristig	
<i>Methanol</i>		42 Mio. t
> Formaldehyd (Ausgangsstoff zur Herstellung von duroplastischen Polymeren)	längerfristig	rd. 33%
> Methyl-tert-butylether (Antiklopfadditiv in Kraftstoff)	kurzfristig	rd. 16%
> Essigsäure (z.B. Polymeranwendungen)	längerfristig	rd. 10%
> Kraftstoffe (z.B. Biodiesel, »methanol to gasoline«, Wasserstofflieferant in Brennstoffzelle)	kurzfristig	rd. 21%
<i>Ameisensäure</i>		0,6 Mio. t
> u.a. Konservierungsmittel, Enteisungsmittel, Beizmittel	kurzfristig	
<i>cyclische Carbonate</i>		0,08 Mio. t
> Lösungsmittel	kurzfristig	
> Ausgangsstoffe zur Polymerherstellung	längerfristig	
<i>Salizylsäure</i>		0,07 Mio. t
> Acetylsalicylsäure (Markenname Aspirin)	kurzfristig	
> Co-Bausteine in verschiedenen Polymeren (z.B. PET)	längerfristig	
<i>Dimethylcarbonat</i>		rd. 0,1 Mio. t
> Ausgangsstoff zur Polymerherstellung	längerfristig	
<i>Copolymere auf Basis von CO₂</i>		in der Entwicklung
> Polyurethananwendungen (z.B. Bauschäume, Dämmmaterial)	längerfristig	

kurzfristig: Der Kohlenstoff wird bei Produktverwendung wieder freigesetzt.
 längerfristig: Der Kohlenstoff wird bei Produktverwendung nicht freigesetzt. Die Kohlenstofffixierung über Jahre bis Jahrzehnte ist möglich.

Eigene Zusammenstellung von Daten aus Fiedler et al. 2011; Kuckshinrichs et al. 2010, S.61 ff.; Meessen 2010; The Methanol Institute 2010; Zevenhoven et al. 2006

Formaldehyd und Harnstoff (bzw. Melamin als Folgeprodukt von Harnstoff) lassen sich Aminoplastharze herstellen, die z.B. als Lacke, Bindemittel für Holzwerkstoffe (z.B. Spanplatten) oder Schäume verwendet werden. Ein kleinerer, allerdings



kontinuierlich ansteigender Anteil des erzeugten Methanols (rd. 21 %) wird als Kraftstoff bzw. zur Herstellung von Kraftstoffen eingesetzt (Fiedler et al. 2011, S.39 ff.; The Methanol Institute 2010). Methanol kann direkt in Ottomotoren genutzt werden. Eine Beimischung von bis zu 3 % zum herkömmlichen Kraftstoff ist problemlos möglich und nach europäischer Norm zulässig, für höhere Konzentrationen bzw. reines Methanol müssen die Motoren allerdings zunächst angepasst werden (Fiedler et al. 2011, S.41 f.). Ebenso können Methanolderivate konventionelle Kraftstoffe substituieren, z.B. Dimethylether (DME) oder Methylester in Dieselmotoren bzw. Kohlenwasserstoffgemische aus der katalytischen Umsetzung von Methanol im sogenannten MTG-Prozess (»methanol to gasoline«) in Ottomotoren (Kuckshinrichs et al. 2010, S.75 f.).

Verglichen mit Harnstoff und Methanol sind die Herstellungsmengen weiterer chemischer Produkte auf Basis von CO₂ von untergeordneter Bedeutung (weniger als 1 Mio. t pro Jahr). Beispielsweise entsteht durch die Umsetzung von CO₂ mit Natriumphenolat die *Salicylsäure*, die als Ausgangsstoff für Acetylsalicylsäure (Handelsname Aspirin) dient. Die Salicylsäure kann auch in Polymeren als Co-Baustein Verwendung finden, z.B. in PET (Polyethylenterephthalat). Die Umsetzung von CO₂ mit Epoxiden erlaubt die Synthese von *cyclischen Carbonaten*, z.B. Ethylencarbonat. Dieses wiederum ist durch Umesterung mit Methanol zu *Dimethylcarbonat* umsetzbar, das über weitere Zwischenstufen das hochgradig toxische Phosgen in der Herstellung von Polycarbonaten ersetzen kann. Dimethylcarbonat kann prinzipiell auch direkt durch Umsetzung von CO₂ mit Methanol gewonnen werden, allerdings ist bisher keine effiziente industrielle Synthese bekannt (Ausfelder/Bazzanella 2008). In Entwicklung befinden sich zudem Synthesestrategien auf Basis geeigneter Katalysatoren, durch die zusammen mit dem Ausgangsstoff CO₂ komplexere Polymere (Copolymere, die aus alternierenden Monomereinheiten zusammengesetzt sind) aufgebaut werden können. Diese finden beispielsweise Anwendung als Baustoffe, Bauschäume und Dämmmaterial.

Neben diesen organischen lassen sich auch *anorganische* chemische Produkte aus CO₂ herstellen, dazu gehören z.B. Natriumcarbonat (Soda, wird beispielsweise als Backtriebmittel verwendet), Calciumcarbonat (Kalkstein) oder Kaliumcarbonat (findet beispielsweise in pharmazeutischen Produkten Verwendung). Carbonate kommen in großer Menge in natürlichen Minerallagerstätten vor, sodass sie bislang zumeist bergbaulich gewonnen werden (z.B. Calciumcarbonat, Natriumcarbonat). In kleineren Mengen werden sie bereits schon jetzt synthetisch durch Umsetzung mit CO₂ hergestellt, insbesondere dann, wenn hohe Anforderungen an die Reinheit gestellt werden (Zevenhoven et al. 2006, S.75 ff.). Beim herkömmlichen Produktionsverfahren wird allerdings bei der Herstellung eines der Ausgangsstoffe (Calciumhydroxid) genau dieselbe Menge CO₂ freigesetzt, wie sie zur Carbonatherstellung gebraucht wird. Daher trägt dieser Prozess nicht zur Fixierung von CO₂ bei. Alternative Herstellungspfade wurden vorgeschlagen, sind aber noch nicht umgesetzt worden (Zevenhoven et al. 2006, S.76).

^
 > III. TECHNISCHE VERFAHREN ZUR REDUKTION DES ATMOSPHERISCHEN CO₂-GEHALTS
 v

PHYSIKALISCHE NUTZUNG VON CO₂

CO₂ ist nicht toxisch,³² nicht brennbar, geruchlos, sehr reaktionsträge und weltweit kostengünstig und in großer Menge verfügbar. Diese Eigenschaften führen dazu, dass CO₂ in verschiedenen Branchen Verwendung als Industriegas findet. Tabelle III.7 stellt eine Reihe möglicher Verwendungsmöglichkeiten für CO₂ dar. Gegenwärtig werden so weltweit insgesamt rd. 20 Mio. t CO₂ pro Jahr eingesetzt (Kuckshinrichs et al. 2010, S. 61).

TAB. III.7 VERWENDUNGSMÖGLICHKEITEN FÜR CO₂ ALS INDUSTRIEGAS

Anwendung	Bemerkungen
Kohlensäure in der Getränkeindustrie, Schutzgas in der Lebensmittelindustrie	Als Schutzgas erhöht CO ₂ die Haltbarkeit z.B. von Obst- und Gemüse, indem in einer CO ₂ -angereicherten Atmosphäre die Alterungsprozesse verlangsamt werden. Anwendungen von CO ₂ in der Getränke- und Lebensmittelindustrie setzen allerdings einen hohen Reinheitsgrad des CO ₂ voraus. Für diese Anwendung wird CO ₂ aus Gärprozessen demjenigen aus Verbrennungsprozessen vorgezogen (Kuckshinrichs et al. 2010, S. 94 f.).
Reinigungs- oder Extraktionsmittel	Vor allem mit CO ₂ im sogenannten »überkritischen Zustand« (spezieller Aggregatzustand, bei dem sich die flüssige und gasförmige Phase nicht unterscheiden lassen) lassen sich gezielt bestimmte Stoffe aus anderen Stoffen extrahieren (z.B. Entkoffeinierung von Kaffee).
Kühl- und Kältemittel	In Kühl- oder Gefrierschränken; vor allem in Klimaanlage für Fahrzeuge könnte CO ₂ das bis heute fast ausschließlich verwendete Tetrafluorethan* ersetzen, das eine um den Faktor 1430 höhere THG-Wirkung als CO ₂ aufweist (UBA 2010b).
Druckgas in Spraydosen Feuerlöschmittel	
Medium zum Einpressen in Erdöl- bzw. Erdgasfelder	Damit kann die Ausbeute der Erdöl- bzw. Gasfelder erhöht werden (»enhanced oil recovery« [EOR] bzw. »enhanced gas recovery« [EGR]). Allerdings gelangt ein Teil des CO ₂ mit dem Erdöl bzw. -gas wieder an die Oberfläche (Kuckshinrichs et al. 2010, S. 91 f.).

* Tetrafluorethan ist ein teilfluorierter Kohlenwasserstoff und wird als Kältemittel mit dem Kürzel R134a bezeichnet. Laut EU-Richtlinie 2006/40/EG dürfen ab 2011 Klimaanlage neu zugelassener Fahrzeugtypen, ab 2017 Klimaanlage neu gebauter PKW und PKW-ähnlicher Nutzfahrzeuge nur noch mit einem Kältemittel mit einer THG-Wirkung kleiner als 150 befüllt werden (UBA 2010b).

Eigene Zusammenstellung nach Bazzanella et al. 2010; Kuckshinrichs et al. 2010, S. 91 ff.

32 CO₂ kann aber ab einer Konzentration von 7 bis 10 Vol.-% zum Erstickungstod führen (IPCC 2005, S. 391).

MÖGLICHKEITEN IM RAHMEN DES CO₂-MANAGEMENTS

Die beschriebenen Synthesepfade mit CO₂ als Ausgangsstoff bieten insgesamt attraktive Möglichkeiten für die chemische Industrie, CO₂ als einen Rohstoff aufzufassen und diesen für die Herstellung höherwertiger chemischer Produkte zu nutzen. Insbesondere neue Polymerentwicklungen mit aus CO₂ gewonnenen Basischemikalien als Baustein bieten ein hohes Mengen- und Marktpotenzial über den Zugang zu bestehenden Kunststoffmärkten.

Unter dem Gesichtspunkt des CO₂-Managements im Rahmen von Klimaschutzmaßnahmen allerdings sprechen mehrere Gründe dagegen, dass die stoffliche Nutzung von CO₂ einen signifikanten positiven Beitrag leisten könnte. Auf diese Gründe wird im Folgenden eingegangen.

Hoher Energieeinsatz: Als Endprodukt der Verbrennung ist das Molekül CO₂ sehr stabil und reaktionsträge. Daher erfordern chemische Reaktionen zur Umsetzung von CO₂ in neue Produkte einen hohen Energieeinsatz, der meist mittels energiereicher Reaktionspartner (z.B. Wasserstoff, Epoxide etc.) zur Verfügung gestellt wird. Nur wenn diese unter Verwendung CO₂-armer Energieträger hergestellt werden, besteht eine Chance auf eine positive CO₂-Gesamtbilanz. Wird beispielsweise 1 t Methanol aus CO₂ und Wasserstoff hergestellt, der durch Elektrolyse mit Strom aus dem deutschen Strommix (625 g CO₂/kWh) erzeugt wurde, werden beim Prozess insgesamt 5,67 t CO₂ freigesetzt und lediglich 1,38 t CO₂ im Methanol gebunden (Kuckshinrichs et al. 2010, S. 75).

Kurze Kohlenstofffixierungsdauer: Bei vielen chemischen Produkten ist die Kohlenstofffixierung nur von kurzer Dauer, da der Kohlenstoff bei Verwendung des Produkts sofort bzw. kurzfristig wieder freigesetzt wird (siehe auch Tab. III.6). Dies trifft u.a. auf Dünger, Lösungsmittel, Kraftstoffe bzw. Kraftstoffadditive oder auf die meisten Feinchemikalien zu. Hingegen ermöglichen Polymere auf Basis von CO₂ die Kohlenstofffixierung über Jahre bis Jahrzehnte. Eine kurze Kohlenstofffixierungsdauer ist auch für die meisten der physikalischen Nutzungsmöglichkeiten für CO₂ zu konstatieren, z.B. im Rahmen der Nutzung in der Getränke-, Lebensmittel- oder Reinigungsindustrie oder in Feuerlöschern. Bei einer Anwendung als Inertgas zur Erhöhung der Förderleitung von Erdöl- bzw. Erdgasfeldern wurde bisher nicht hinreichend geklärt, ob das CO₂ in der Lagerstätte langfristig sicher verwahrt bleibt (Kuckshinrichs et al. 2010, S. 92).

Mengenproblem: Aus heutiger Sicht findet diese Strategie eine entscheidende Begrenzung allerdings darin, dass im Vergleich zu den anthropogenen CO₂-Emissionen in Höhe von über 33 Mrd. t CO₂ das Mengenpotenzial der stofflichen CO₂-Nutzung sehr beschränkt ist. Gegenwärtig werden jährlich insgesamt rd. 110 Mio. t CO₂ für die Herstellung organischer chemischer Produkte sowie rd. 20 Mio. t CO₂ als Industriegas verwendet (insgesamt entspricht dies rd. 0,4 % der anthropogenen CO₂-Emissionen). Davon entfallen alleine rd. 75 % auf die Pro-

^
› III. TECHNISCHE VERFAHREN ZUR REDUKTION DES ATMOSPHERISCHEN CO₂-GEHALTS
v

duktion von Düngemitteln, die eine sehr kurze Lebensdauer aufweisen. Polymere auf Basis von CO₂ sind aus heutiger Sicht die für eine längerfristige Kohlenstofffixierung am besten geeigneten Produkte, allerdings ist hier die potenzielle Fixierungsmenge äußerst begrenzt: Selbst wenn es gelingen sollte, die gesamte Produktion von Polymeren auf Basis von Materialien aus technisch fixiertem CO₂ herzustellen (globale Jahresproduktion an Polymeren rd. 200 Mio. t), könnten lediglich rd. 40 Mio. t CO₂ (rd. 0,1 % der anthropogenen Emissionen) fixiert werden (Kuckshinrichs et al. 2010, S. 119).

Insgesamt ist es somit fraglich, ob die stoffliche Nutzung von CO₂ im Sinne einer Klimaschutzmaßnahme in absehbarer Zeit einen spürbaren Beitrag leisten kann. Dennoch ist die Entwicklung neuer Synthesepfade und Wertschöpfungsketten für CO₂ ein attraktives Forschungsfeld, um die Abhängigkeit der chemischen Industrie von fossilen Rohstoffen zu mildern.

Im Sinne einer Maßnahme zur Emissions*vermeidung* könnten perspektivisch Kraftstoffanwendungen z.B. von Methanol auf Basis von CO₂ einen Beitrag leisten. In Bezug auf die Produktionsmenge ist hierbei von einem bedeutenden Potenzial auszugehen. Allerdings stellt sich in diesem Falle die Frage, ob es nicht effizienter wäre, den hierfür erforderlichen Energieinput ohne den »Umweg« über CO₂ direkt zu nutzen. Regenerativ erzeugter Strom könnte beispielsweise entweder über den CO₂-Methanol-Pfad als Kraftstoff genutzt oder alternativ direkt in Elektrofahrzeugen verwendet werden. Dies wäre für die verschiedenen Prozesswege und Nutzungspfade mittels vergleichender Analysen zu klären. Darüber hinaus sollte sichergestellt werden, dass der für Synthesezwecke genutzte CO₂-arm erzeugte Strom nicht an anderer Stelle mit Strom aus CO₂-intensiven Quellen ersetzt wird.

Einen weiteren Beitrag im Sinne der Emissionsvermeidung könnte sich aus der Erschließung neuer Prozessalternativen ergeben, die im Vergleich zu bestehenden Prozessen eine bessere Energie- und CO₂-Gesamtbilanz aufweisen. Voraussetzung für eine Bewertung des Beitrags neuer Synthesestrategien im Rahmen der Emissionsvermeidung sind Energiebilanzen des gesamten Herstellungsprozesses, einschließlich der Bereitstellung energiereicher Reaktionspartner (Ausfelder/Bazzanella 2008, S. 16; Kuckshinrichs et al. 2010, S. 126).

UMWELTAUSWIRKUNGEN UND RISIKEN

6.2

Im Rahmen der chemischen Nutzung von CO₂ sind gegenwärtig keine negativen Umweltauswirkungen absehbar. Positive Umweltauswirkungen können sich ergeben, wenn

- › aus CO₂ hergestellte Basischemikalien bisher genutzte toxische oder anderweitig problematische Chemikalien ersetzen können (z.B. Ersatz von Phosgen durch Dimethylcarbonat bei der Polymerherstellung),

- › im Verlauf der Produktsynthese auf Basis von CO₂ anstelle von Erdöl-derivaten weniger umweltbelastende Nebenprodukte anfallen und
- › klassische Synthesestrategien durch neue ersetzt werden, die eine günstigere Energie- und CO₂-Bilanz aufweisen.

Im Rahmen der physikalischen CO₂-Nutzung könnten Risiken im Zusammenhang mit der Anwendung als Medium zum Einpressen in Erdöl- bzw. Erdgasfelder auftreten. Eine detaillierte Darstellung findet sich im Bericht des IPCC (2005).

STAND DER ENTWICKLUNG/FORSCHUNGSBEDARF

6.3

Das Interesse an CO₂ als Rohstoff für chemische Produkte besteht schon seit Jahrzehnten. Verschiedene Synthesepfade für Basischemikalien oder Polymere sind technisch realisiert. Das für chemische Synthesen eingesetzte CO₂ stammt allerdings in der Regel aus anderen chemischen Prozessen und nicht aus der Abscheidung aus Rauchgasen oder aus der Luft. Beispielsweise wird bei der Herstellung von Harnstoff aus CO₂ und Ammoniak das CO₂ verwendet, das im Rahmen der Ammoniaksynthese in reiner Form anfällt (Kuckshinrichs et al. 2010, S. 65).

Da CO₂ ein reaktionsträges Molekül ist, besteht eine zentrale Herausforderung in der Entwicklung neuer effektiver, preiswerter und robuster Katalysatoren. Einerseits sind bisher entwickelte Elektro- und Photokatalysatoren ineffizient oder benötigen zusätzliche Moleküle als Elektronenspende (Ausfelder/Bazzanella 2008, S. 21). Andererseits reagieren viele Katalysatoren sehr empfindlich auf sogenannte »Katalysatorgifte«, die deren Wirksamkeit hemmen oder gar zerstören können. Als besondere Komplikation erweist sich hier die Tatsache, dass einige Reaktionspfade des CO₂ als Zwischenschritt bzw. Nebenprodukt CO erzeugen, das selbst ein starkes Katalysatorgift darstellt. Hierauf muss bei der Katalysatorentwicklung und beim Prozessdesign besonderes Augenmerk gelegt werden.

Darüber hinaus muss das verwendete CO₂ in möglichst reiner Form vorliegen. Ob sich aus Rauchgasen von Kraftwerken abgetrenntes CO₂ für die chemische Synthese eignet, hängt stark von den angewendeten Abscheidungsprozessen sowie den avisierten Synthesepfaden ab. Dies wird zurzeit intensiv untersucht (Bazzanella et al. 2010). Gegebenenfalls müsste das CO₂ vorher einer Reinigung unterzogen werden. Für die Festlegung von Grenzwerten und Reinheitskriterien fehlen allerdings noch eine ausreichende Datenbasis und publizierte Erfahrungswerte (Kuckshinrichs et al. 2010, S. 125).

Durch Fortschritte in der Katalysatorforschung stehen erste innovative Technologien zur Polymerherstellung auf Basis von CO₂ an der Schwelle zur Umsetzung (Kuckshinrichs et al. 2010, S. 127). Es existiert eine Reihe von sogenannten »dream reactions« (Wunschreaktionen), die auf elegante Weise hochwertige Chemikalien aus CO₂ erzeugen könnten. In vielen Fällen sind diese Reaktionen

^
› III. TECHNISCHE VERFAHREN ZUR REDUKTION DES ATMOSPHERISCHEN CO₂-GHALTS
v

thermodynamisch möglich, allerdings existieren noch keine Katalysatoren, die diese Reaktionswege gezielt mit hoher Effizienz ablaufen lassen. Dies ist derzeit ein attraktives Feld v.a. für die elektro- bzw. photochemische Grundlagenforschung (Ausfelder/Bazzanella 2008, S. 19 ff.).

Als Teil seines Rahmenprogramms »Forschung für nachhaltige Entwicklungen« unterstützt das BMBF im Rahmen des Förderprogramms »Technologien für Nachhaltigkeit und Klimaschutz – Chemische Prozesse und stoffliche Nutzung von CO₂« im Zeitraum von 2009 bis 2015 zahlreiche Forschungsprojekte mit bis zu 100 Mio. Euro. Ziele der Projekte sind u.a. (www.chemieundco2.de [16.2.2012])

- › die Errichtung und Inbetriebnahme einer Pilotanlagen zur Produktion von Polyurethanwerkstoffen im kg-Maßstab mit CO₂ aus dem Rauchgasstrom eines Braunkohlekraftwerks (Projektname: »Dream Production«),
- › die Entwicklung neuer Katalysatorgenerationen und Synthesestrategien zur Etablierung ökonomisch und ökologisch effizienter und konkurrenzfähiger Herstellungsprozesse für Polycarbonate unter Verwendung von CO₂ (Projektname: »Dream Reactions«),
- › die Entwicklung innovativer Technologien zur Nutzung stark schwankender elektrischer Energie aus regenerativen Quellen zur CO₂-Umsetzung in nützliche Basischemikalien (Projektname: »CO₂RRECT«).

Für neue Produktionsverfahren muss geprüft werden, ob sich diese bezüglich ökologischer und ökonomischer Kriterien gegenüber bereits bestehenden Herstellungsverfahren und Produkten behaupten können. Dazu sind u.a. Ökobilanzen entlang des gesamten Lebenszyklus der Produkte erforderlich, wobei der Energiebedarf zur Herstellung möglicher Reaktionspartner ebenfalls berücksichtigt werden muss. Neu entwickelte Polymermaterialien auf Basis von CO₂ müssen auf ihre Materialeigenschaften und Marktfähigkeit hin untersucht werden. Ob und in welchem Ausmaß sich diese neuen Materialien dazu eignen, bereits bestehende Produkte auf Basis petrochemischer Rohstoffquellen zu ersetzen bzw. neue Anwendungsbereiche zu erschließen, kann gegenwärtig noch nicht beantwortet werden.

Gelingt die Synthese eines Produkts im Labormaßstab, ist für eine großindustrielle Realisierung weitere Entwicklungsarbeit hinsichtlich Reaktionstechnik, Energie- und Prozessoptimierung notwendig. Voraussetzung dafür ist eine Zusammenarbeit zwischen der Grundlagenforschung und der Industrie (Kuckshinrichs et al. 2010, S. 127).

MÖGLICHKEITEN DES TREIBHAUSGASMANAGEMENTS IM BEREICH DER LANDNUTZUNG IV.

Die Sektoren der Land- und Forstwirtschaft tragen mit rd. 30 % zu den globalen anthropogenen Treibhausgasemissionen bei und stellen neben der Nutzung von fossilen Energieträgern den zweiten wichtigen Treiber für den Klimawandel dar (IPCC 2007a, S. 105). Ein bedeutender Teil der Emissionen wird durch die anthropogene Freisetzung von CO₂ aus terrestrischen Kohlenstoffsenken verursacht, welche sich über lange Zeiträume aufgebaut haben (z.B. tropische Primärwälder, Moorböden).

Da sich der Landnutzungsbereich durch eine starke Wechselwirkung zwischen den klimawirksamen Gasen CO₂, Methan und Lachgas auszeichnet, würde eine isolierte Betrachtung des Treibhausgases CO₂ für diesen Bereich zu kurz greifen. Daher werden in diesem Kapitel ebenfalls Methan und Lachgas in die Analyse einbezogen. Damit wird auch der Tatsache Rechnung getragen, dass die THG-Emissionen aus dem Bereich der Landwirtschaft hauptsächlich auf die Emission von Methan und Lachgas zurückzuführen sind. Die Methanemissionen sind insbesondere auf Verdauungsprozesse von Wiederkäuern zurückzuführen, die Lachgasemissionen werden zu großen Teilen durch die Stickstoffdüngung verursacht. Da die Treibhauswirkung dieser Gase gegenüber CO₂ um den Faktor 21 bzw. 310 höher liegt (Kap. II), zeigen bereits vergleichsweise kleine Emissionsmengen eine große Klimawirkung.

Der Bereich der Landnutzung zeichnet sich durch hohe Umsätze von Treibhausgasen zwischen der terrestrischen Biosphäre und der Atmosphäre aus. Damit bietet dieser Bereich ein sehr hohes Potenzial sowohl für die *Emissionsvermeidung* als auch für die *CO₂-Fixierung* (Kap. II). Als Hemmnis für die Umsetzung der im Folgenden beschriebenen Maßnahmen erweisen sich oft hohe Opportunitäts- und Transaktionskosten, ein hoher Landnutzungsdruck sowie der Umstand, dass die Land- und Forstwirtschaft aufgrund der hohen Komplexität der mit diesen Maßnahmen im Zusammenhang stehenden biologischen, ökologischen und ökonomischen Mechanismen in den politischen Bemühungen zur Reduzierung der Treibhausgase bisher eine untergeordnete Rolle gespielt haben.

In diesem Kapitel nicht explizit behandelt wird ein möglicher emissionsreduzierender Beitrag der Land- und Forstwirtschaft aus der Bereitstellung von Bioenergieträgern, mit welchen sich fossile Energieträger substituieren lassen. Dieses Themenfeld wird in einer Reihe anderer TAB-Berichte ausführlich behandelt (TAB 1997; 2007a; 2010; 2012).

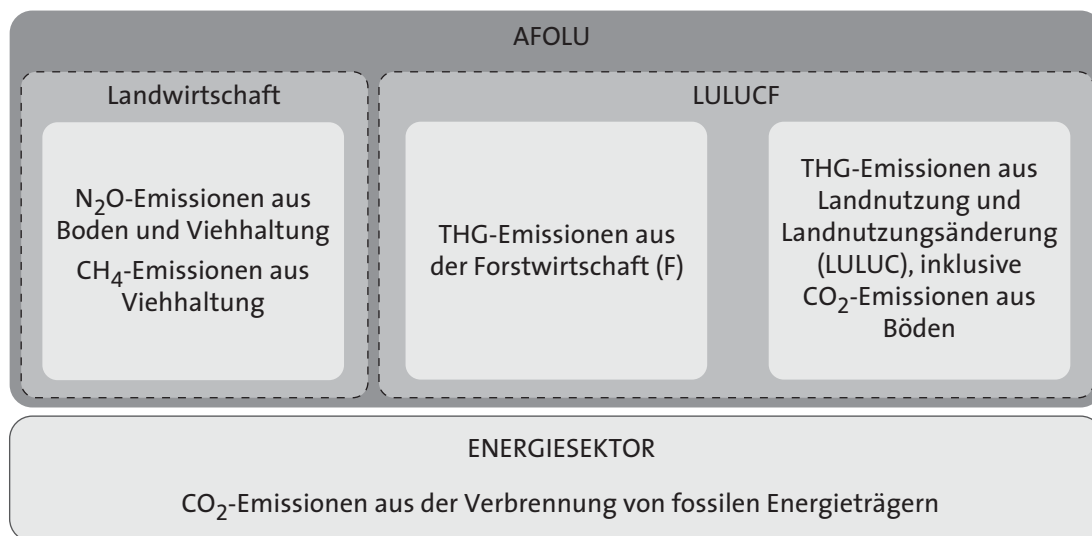
Die folgenden Ausführungen orientieren sich in Teilen an einem im Rahmen dieses Berichts in Auftrag gegebenen Gutachten (SiNERGi, 2010).

BESCHREIBUNG MÖGLICHER HANDLUNGSANSÄTZE 1.

Im Folgenden werden mögliche Handlungsansätze vorgestellt, welche auf den Erhalt bzw. die Erhöhung des Kohlenstoffvorrates im jeweiligen Ökosystem zielen, sowie Praktiken, welche zur Minimierung von THG-Emissionen in der Tierhaltung und im Pflanzenanbau beitragen sollen.

Ob eine Maßnahme (z.B. die Umwandlung von Ackerland in Wald) dem Bereich der Landnutzung oder der Land- oder Forstwirtschaft angerechnet werden sollte, ist nicht immer eindeutig. Das Kyoto-Protokoll unterscheidet zwischen dem Bereich »land use, land-use change and forestry« (LULUCF) und dem Bereich der Landwirtschaft. Ersterer umfasst CO₂-, Lachgas- und Methanemissionen der Böden (auch der landwirtschaftlich genutzten), der Forstwirtschaft sowie diverser Landnutzungsänderungen (z.B. Konversion von Grün- zu Ackerland), während der Bereich der Landwirtschaft nur Methan- und Lachgasemissionen umfasst, die in der Viehhaltung und aufgrund der Bodenbearbeitung (z.B. Reisanbau) und Düngung (inkl. Wirtschaftsdüngemanagement) anfallen (Abb. IV.1).

ABB. IV.1 INVENTARISIERUNG VON TREIBHAUSGASEN IN DER LANDNUTZUNG



LULUCF: »land use, land-use change and forestry«

AFOLU: »agriculture, forestry and other land use«

Quelle: UBA 2009, S. 60; nach SiNERGi 2010, S. 10

THG-Emissionen aus der Nutzung von fossilen Energieträgern (z.B. für die hochmaschinelle Landwirtschaft) werden dem Energiesektor zugeschrieben, solche aus der energieintensiven Düngemittelherstellung der industriellen Produktion. Diese Systemgrenzen sind umstritten. Die neueste Richtlinie des IPCC zur Inventarisierung von THG-Emissionen sieht die Kategorisierung nach den Einzel-

sektoren Landwirtschaft (umfasst neu auch die CO₂-Emissionen aus den Böden), Forstwirtschaft und andere Bereiche der Landnutzung vor. Auf internationaler Ebene sollen die alten Kategorien des LULUCF allmählich durch diese neuen Kategorien, die unter dem Namen AFOLU (»agriculture, forestry and other land use«) bekannt sind, ersetzt werden (IPCC 2006).

Für den vorliegenden Bericht erscheint es sinnvoll, die Maßnahmen nach prinzipiellen Landnutzungsänderungen (Kap. IV.1.1) sowie möglichen technischen und organisatorischen Anpassungen der Produktionsabläufe und neuen Handlungsansätzen aus den Bereichen der Landwirtschaft (Kap. IV.1.2) und Forstwirtschaft (Kap. IV.1.3) zu gliedern. Eine scharfe Trennung ist allerdings nicht möglich, da Veränderungen in Produktionsabläufen und Managementansätzen in der Regel auch zu Veränderungen in der Produktivität der Land- und Forstwirtschaft führen, die in der Folge Landnutzungsänderungen bewirken können.

Eine von lokalen Bedingungen losgelöste Beurteilung der Handlungsansätze kann allerdings nur Anhaltspunkte geben, da Potenzial und Wirkung der Maßnahmen sehr stark von den jeweiligen standortspezifischen Ausgangsbedingungen abhängen. Erschwerend kommt hinzu, dass einige Maßnahmen sowohl zur Reduzierung eines Treibhausgases als auch zum erhöhten Ausstoß eines anderen Treibhausgases beitragen können, wie dies beispielsweise bei der Renaturierung von Feuchtgebieten zu beobachten ist (Kap. IV.1.1.2). Zudem ändert sich die Effektivität vieler Maßnahmen im Zeitverlauf. So ist beispielsweise die Kohlenstoffaufnahmekapazität eines Bodens je nach Standortbedingungen nach einigen Jahrzehnten gesättigt (ein neues Gleichgewicht stellt sich ein), sodass neue Kohlenstoffsenken gefunden werden müssen.

LANDNUTZUNGSÄNDERUNGEN

1.1

Der Kohlenstoffkreislauf in terrestrischen Systemen ist sehr komplex und wird von einer Reihe von dynamischen Auf- und Abbauprozessen organischer Substanz bestimmt. Der Kohlenstoffaufbauprozess wird durch die Umwandlung von CO₂ aus der Atmosphäre in pflanzliche Biomasse mittels der Photosynthese eingeleitet und endet mit der Anreicherung von totem pflanzlichem bzw. tierischem Gewebe sowie Ausscheidungen von Organismen im oder auf dem Boden, wo dieses der Humus³³- bzw. Torfbildung dient sowie zur Anreicherung von organischem Bodenkohlenstoff im Mineralboden führt (WBGU 1998, S. 14). Kohlenstoffabbauprozesse, welche den in der organischen Substanz fixierten Kohlenstoff wieder in Form von CO₂ oder Methan in die Atmosphäre abgeben, sind

33 Der Begriff Humus bezeichnet im engeren Sinn nur die amorphe, organische, neu synthetisierte Substanz, im weiteren Sinn die im Boden vorliegende, tote, Gewebereste enthaltene Substanz (WBGU 1998, S. 45).

^
▷ IV. MÖGLICHKEITEN DES THG-MANAGEMENTS IM BEREICH DER LANDNUTZUNG
v

hauptsächlich Zellatmungsprozesse von heterotrophen Bakterien sowie von tierischen und menschlichen Körperzellen und das Verbrennen von organischem Material. Gleichzeitig sorgen diese Abbauprozesse dafür, dass wichtige in der organischen Substanz vorhandene Nährstoffe wieder für das Pflanzenwachstum verfügbar werden.

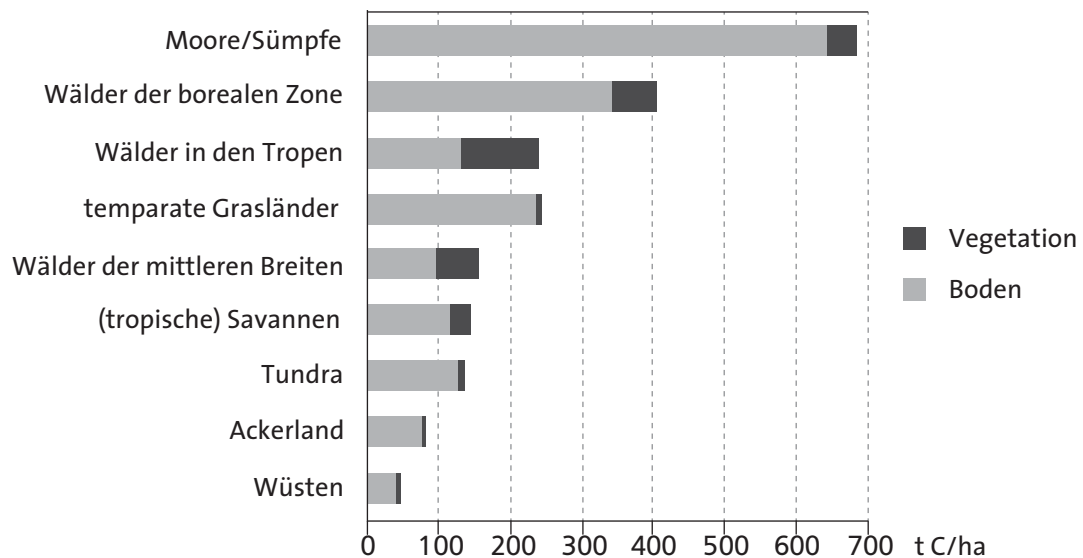
In der Regel nähern sich die meisten ungestörten Ökosysteme sowie Ökosysteme mit konstantem Nutzungsprofil (z.B. Weideland) über lange Zeiträume einem Gleichgewichtszustand zwischen Auf- und Abbauprozessen von Kohlenstoff an, in welchem das Ökosystem über die Zeit gemittelt eine ausgeglichene Kohlenstoffbilanz aufweist. Der Kohlenstoffvorrat eines Ökosystems im Gleichgewichtszustand ist von äußeren Faktoren (lokale Parameter wie z.B. Bodentyp und -beschaffenheit, Vegetationsform, klimatische Bedingungen, natürliche Störungen, historische Nutzung etc.) geprägt. In Abhängigkeit von den genannten Parametern können diese Ökosysteme temporär beträchtliche Mengen an Kohlenstoff speichern.

Ungestörte Ökosysteme können z. T. über sehr lange Zeiträume Kohlenstoff festlegen (d.h., die Kohlenstoffabbauprozesse gehen langsamer vonstatten als die Kohlenstoffaufbauprozesse), bevor ein Gleichgewichtszustand erreicht wird. Beispielsweise wachsen Moore der gemäßigten Zone seit der letzten Eiszeit (vor rd. 15.000 Jahren), in den Tropen können die Torflagerstätten zum Teil Millionen von Jahren alt sein (Succow/Joosten 2001, nach NABU 2012, S.4). Über Jahrhunderte können Primärwälder der gemäßigten und borealen Zone Kohlenstoff in ihrer Biomasse akkumulieren, wobei neuere globale Daten darauf schließen lassen, dass die Kohlenstoffaufnahmekapazität mit zunehmendem Alter der Wälder sogar ansteigt. Begrenzt wird der maximale Kohlenstoffvorrat dieser Ökosysteme durch periodische (natürliche) Störungen, beispielsweise Stürme, Brände oder Schädlinge (Schulze et al. 2009, S. 351 f.).

Abbildung IV.2 gibt einen Überblick über die mittleren flächenspezifischen Kohlenstoffvorräte verschiedener Ökosysteme. Herausragend ist der Kohlenstoffvorrat von Mooren, die aufgrund ihres hohen Alters und des Umstands, dass die mikrobiellen Abbauprozesse in diesen Ökosystemen infolge des Sauerstoffmangels stark gehemmt sind (Kap. IV.1.1.2), hohe Mengen an organischem Material akkumuliert haben. Auch die Bodenkohlenstoffvorräte in borealen Wäldern sind sehr hoch, da hier kühle Temperaturen die mikrobiellen Abbauprozesse hemmen. Waldsysteme der borealen und tropischen Zone weisen gegenüber den entsprechenden Grasländern einen höheren Kohlenstoffvorrat auf, die Wälder in den mittleren Breiten jedoch einen vergleichsweise geringen. Hier ist ein Einfluss der intensiven Bewirtschaftung in Teilen dieser Wälder auf den Bodenkohlenstoffgehalt nicht auszuschließen, einschließlich der über Jahrhunderte hinweg praktizierten Streunutzung (WBGU 1998, S.22). Einen geringen Kohlenstoffvorrat besitzen schließlich Ackerflächen und Wüsten. Die Abbildung zeigt deutlich, dass der Kohlenstoffvorrat in den jeweiligen Ökosystemen überwiegend im Bo-

den festgelegt ist. Wichtige Ausnahme von dieser Regel sind tropische Wälder, bei welchen der Kohlenstoffvorrat in etwa gleichen Anteilen auf Biomasse und Boden verteilt ist. Der Grund hierfür liegt in den hohen Zersetzungsraten des Bodenkohlenstoffs durch Bodenlebewesen infolge des warmen und feuchten Klimas. Tropische Böden zeichnen sich in der Folge durch einen niedrigen Humusgehalt aus und sind nur mäßig fruchtbar (Kasten »Terra preta«, Kap. III.3.1).

ABB. IV.2 FLÄCHENSPEZIFISCHER KOHLENSTOFFVORRAT IN VERSCHIEDENEN ÖKOSYSTEMEN (IN t C/ha)



Quelle: WBGU 1998, S.48

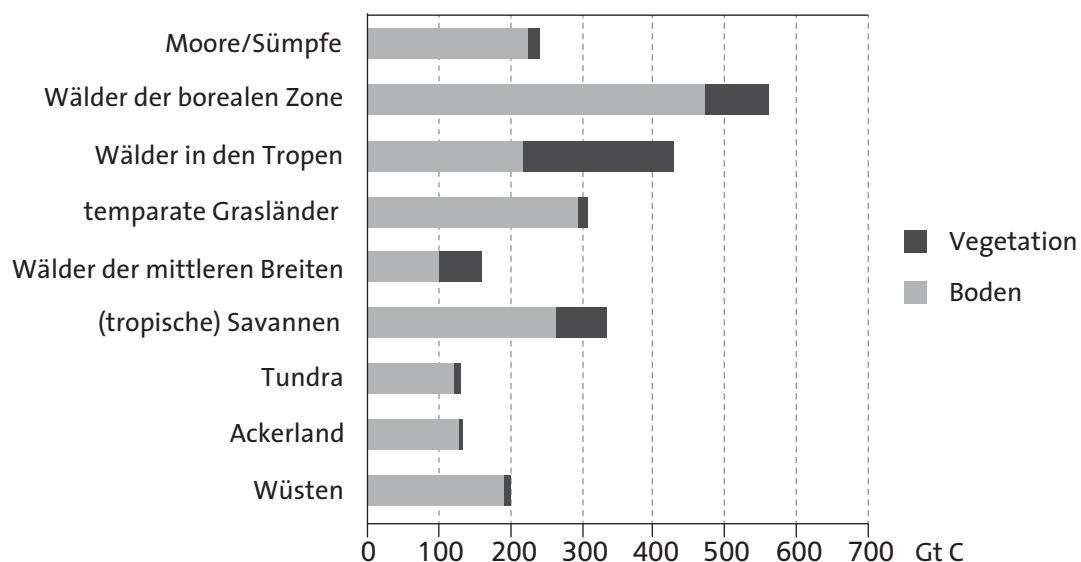
Abbildung IV.3 zeigt die Verteilung der gesamten terrestrischen Kohlenstoffvorräte zwischen den verschiedenen Ökosystemen. Rund 46 % der gesamten Vorräte sind in den Waldsystemen festgelegt, davon zwei Drittel im Boden. Weitere 10 % sind in den Feuchtgebieten eingebunden, die lediglich zwischen 2 bis 3 % der Landfläche bedecken (WBGU 1998, S.48). Insgesamt sind über drei Viertel der Kohlenstoffvorräte der terrestrischen Biosphäre im Boden festgesetzt. In Bezug auf Maßnahmen des CO₂-Managements im Bereich der Landnutzung kommt dem Bodenkohlenstoff damit eine hohe Bedeutung zu.

Durch Änderungen der äußeren Bedingungen (z.B. Temperatur oder Feuchtigkeit) bzw. (anthropogene) Eingriffe (z.B. Holzschlag, Umbruch von Grünland, aber auch Waldbrände) kommt es zu einer Störung des Gleichgewichtszustandes des Ökosystems, die zu einem Nettokohlenstofffluss zwischen der Biosphäre und der Atmosphäre führen kann, bis ein neuer Gleichgewichtszustand erreicht wird. Bewirkt die Störung die Umwandlung eines Ökosystems mit hohem Kohlenstoffvorrat in eines mit niedrigerem Kohlenstoffvorrat, so verringert sich der Kohlen-

^
 > IV. MÖGLICHKEITEN DES THG-MANAGEMENTS IM BEREICH DER LANDNUTZUNG
 v

stoffvorrat der Biosphäre um die entsprechende Differenz (Kohlenstoffquelle). Ein Teil des Kohlenstoffs gelangt über Zersetzungsprozesse über Jahre bis Jahrzehnte (bzw. unmittelbar durch Verbrennungsprozesse) in die Atmosphäre, ein Teil davon wird über die Ernte entnommen. Der Kohlenstoff in Ernteprodukten kann je nach deren Lebensdauer auch längerfristig der Atmosphäre entzogen bleiben (z.B. bei langlebigen Holzprodukten, Kap. IV.1.3.3). Umgekehrt kann die Umwandlung hin zu einem Ökosystem mit höherem Kohlenstoffgehalt den Kohlenstoffvorrat der terrestrischen Biosphäre erhöhen (Kohlenstoffsenke). Dieser Kohlenstoff wird aus der Atmosphäre entfernt.

ABB. IV.3 GESAMTER KOHLENSTOFFVORRAT IN VERSCHIEDENEN ÖKOSYSTEMEN (IN Gt C)



Quelle: WBGU 1998, S. 48

Im Rahmen des CO₂-Managements ergeben sich vor diesem Hintergrund folgende prinzipielle Handlungsmöglichkeiten im Bezug auf Landnutzungsänderungen:

- > *Emissionsvermeidung*: Erhalt bzw. in Bezug auf Kohlenstoffverluste schonende Nutzung von Ökosystemen mit hohen Kohlenstoffvorräten in der Biomasse und/oder im Boden.
- > *CO₂-Fixierung*: Umwandlung von Ökosystemen mit geringeren Kohlenstoffvorräten in Ökosysteme mit höheren Kohlenstoffvorräten in der Biomasse und/oder im Boden.

Die Bilanzierung der bei Landnutzungsänderungen auftretenden Kohlenstoffflüsse zwischen der Bio- und der Atmosphäre sowie deren zeitliches Profil ist schwierig. Die Kohlenstoffflüsse hängen von einer Reihe von zeitlich und räumlich variablen Faktoren ab, z.B. Boden- und Vegetationstyp, klimatische Bedingungen

(insbesondere Temperatur und Feuchtigkeit), Nutzungsprofil etc. und können sich dadurch von Region zu Region und von Jahr zu Jahr stark unterscheiden (WBGU 1998, S.21). Während Änderungen der Kohlenstoffvorräte in der oberirdischen Biomasse vergleichsweise einfach und großflächig (z.B. durch Satellitenfernerkundung) ermittelt werden können, sind Änderungen im Kohlenstoffvorrat der Böden nur sehr aufwendig durch Untersuchungen vor Ort zu bestimmen. Die Datengrundlage, insbesondere zu Änderungen im Kohlenstoffvorrat in tieferen Bodenschichten, ist in der Folge derzeit noch vergleichsweise beschränkt, sodass statistische Ergebnisse hinsichtlich der Kohlenstoffbilanz der verschiedenen möglichen Landnutzungsänderung teilweise noch mit hohen Unsicherheiten verbunden sind (z.B. Poeplau et al. 2011, S.2423).

LANDNUTZUNGSÄNDERUNGEN ZWISCHEN WALD, GRÜN- UND ACKERLAND

1.1.1

Landnutzungsänderungen zeigen einerseits eine unmittelbare Wirkung auf den Kohlenstoffvorrat in der (oberirdischen) Biomasse, andererseits eine verzögerte Wirkung auf den Kohlenstoffvorrat im Boden.

ÄNDERUNGEN DES KOHLENSTOFFVORRATS IN DER BIOMASSE

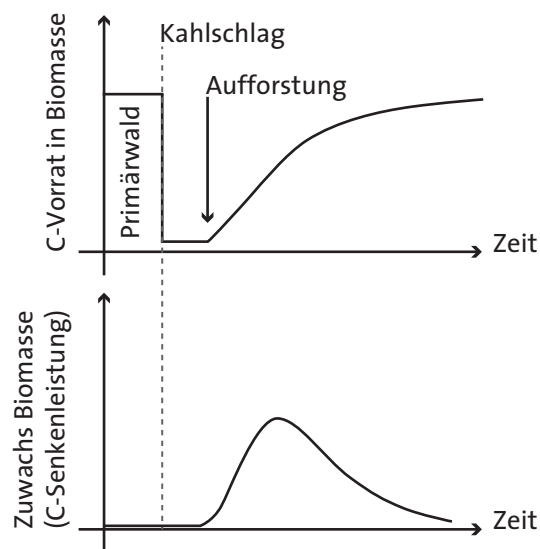
Die *Umwandlung von Wald in Grün- bzw. Ackerland* durch Abholzung oder Brandrodung führt dazu, dass der überwiegende Teil des Kohlenstoffvorrats in der oberirdischen Biomasse entweder unmittelbar (bei der Brandrodung), kurzfristig (bei Verwendung des geschlagenen Holzes als Brennholz) oder mittel- bis langfristig (bei Verarbeitung des geschlagenen Holzes zu langlebigen Produkten oder Verwendung als Baumaterial) in die Atmosphäre gelangt,³⁴ da der Kohlenstoffvorrat in der Biomasse auf Grün- bzw. Ackerland im Vergleich zu Waldökosystemen gering ist (Abb. IV.2). Durch mikrobielle Abbauprozesse der pflanzlichen Rückstände der Entwaldung und die abgestorbene Wurzelbiomasse entstehen zusätzliche, verzögerte Emissionen. Insbesondere die (Brand-)Rodung tropischer Wälder zur Gewinnung von Weideland führt zur unmittelbaren Freisetzung großer Mengen an Kohlenstoff, da rd. 50 % des Kohlenstoffvorrats dieser Ökosysteme in der Biomasse vorhanden sind (Abb. IV.2): Bei einer angenommenen Freisetzung des gesamten Kohlenstoffvorrats in der Vegetation entstehen Emissionen in der Größenordnung von 450 t CO₂/ha. Boreale Wälder hingegen weisen einen vergleichsweise geringen Kohlenstoffvorrat in der Biomasse auf, jedoch – infolge des kalten Klimas, das die Zersetzungsprozesse durch Bodenorganismen hemmt – einen sehr hohen Vorrat im Boden (Abb. IV.2). Damit sollte bei der Nutzung bzw. Umwandlung dieser Wälder insbesondere auf einen schonenden Umgang mit den Kohlenstoffvorräten im Boden geachtet werden.

34 Nomenklatur: sehr kurzfristig = Tage, kurzfristig = Tage bis Jahre, mittelfristig = Jahrzehnte, langfristig = Jahrhunderte (z.B. WBGU 1998, S. 18).

^
 > IV. MÖGLICHKEITEN DES THG-MANAGEMENTS IM BEREICH DER LANDNUTZUNG
 v

Die *Umwandlung von Acker- bzw. Grünland in Wald* führt zur Erhöhung des Kohlenstoffvorrats in der lebenden Biomasse von Bäumen und sonstigen Pflanzen sowie im Totholz. Allerdings dauert es sehr lange, bis ein ungestörter Sekundärwald wieder den Kohlenstoffvorrat des ursprünglichen Primärwaldes erreichen kann: in den gemäßigten Breiten rd. 150 bis 250 Jahre, in den Tropen rd. 150 Jahre (WBGU 1998, S.22). Die zeitliche Dynamik der Kohlenstoffvorratsanreicherung in Biomasse wird bestimmt von der Biomassezuwachsrate. Die Wachstumsrate und damit die Kohlenstoffsinkenleistung steigt in jungen Wäldern schnell an und erreicht je nach Klimabedingungen nach einem Zeitraum von 20 bis 50 Jahren ein Maximum (Abb. IV.4, unten). Als Folge davon baut sich bis zu diesem Zeitpunkt der Kohlenstoffvorrat des Waldes mit zunehmender Geschwindigkeit auf (Abb. IV.4, oben).

ABB. IV.4 ÄNDERUNG DES KOHLENSTOFFVORRATS IN DER BIOMASSE NACH KAHLSCHLAG



Eigene Darstellung nach WBGU 1998, S. 35

Mit zunehmendem Alter des Waldes verringert sich seine Kohlenstoffsinkenleistung, da alte Bestände geringere Wachstumsraten erreichen, sodass auch der Kohlenstoffvorrat langsamer ansteigt. Nähert sich der Wald seinem natürlichen Gleichgewichtszustand zwischen Auf- und Abbauprozessen, büßt er seine Kohlenstoffsinkenleistung zunehmend ein, und der Kohlenstoffvorrat erreicht ein Maximum³⁵ (Krug et al. 2010, S. 10 ff.; WBGU 1998, S. 33).

35 Gegenwärtig besteht allerdings noch eine wissenschaftliche Auseinandersetzung darüber, über welche Zeiträume naturbelassene Wälder Kohlenstoff in ihrer Biomasse akkumulieren können, bevor sich ein natürliches Gleichgewicht einstellt (Kap. IV.1.3.3).

Die *Umwandlung von Grün- in Ackerland bzw. Acker- in Grünland* ist hinsichtlich der Änderungen im Kohlenstoffvorrat in der Biomasse von geringerer Bedeutung, da beide Landnutzungsformen vergleichbar geringe Kohlenstoffvorräte in der Biomasse aufweisen³⁶ (Abb. IV.2). Hingegen wirken sich Landnutzungsänderungen im beträchtlichen Umfang auf die Kohlenstoffvorräte im Boden aus.

ÄNDERUNG DES KOHLENSTOFFVORRATS IM BODEN

Über den Einfluss von Landnutzungsänderungen auf den Kohlenstoffvorrat in mineralischen Böden bestand und besteht teilweise noch Unklarheit.³⁷ Beispielsweise wird erwartet, dass die Umwandlung von Acker- in Grünland zu einer Erhöhung der Bodenkohlenstoffvorräte führt, da diese im Grünland weniger als im Ackerland durch Störungen, höhere mikrobielle Aktivität und Entnahme von pflanzlichen Produkten dezimiert werden. Dennoch existiert eine Debatte darüber, ob diese Maßnahme tatsächlich zu einer Nettozunahme des Bodenkohlenstoffvorrats führt, da Befunde von Experimenten auf vereinzelt Standorten darauf hinweisen, dass die Umwandlung lediglich zu einer vertikalen Verlagerung des Kohlenstoffs von tieferen in höhere Schichten des Bodens führt (Don et al. 2009). Mit dem Ziel, den aktuellen Stand des Wissens in dieser Debatte abzubilden, sind kürzlich zwei Metastudien erschienen, die die bisher vorhandenen Untersuchungen aus den von der Landnutzung besonders betroffenen gemäßigten und tropischen Klimazonen statistisch auswerten.

Für die *gemäßigten Breiten* wurden 95 verschiedene Studien mit insgesamt 322 lokalen Beobachtungspunkten ausgewertet (Tab. IV.1, Poeplau et al. 2011). Danach stellt die Umwandlung von *Acker- in Grünland* eine nachhaltige Kohlenstoffsенке dar, die längerfristig Bodenkohlenstoff hauptsächlich in der Wurzelzone des Grünlands festlegt. Die Aufnahme ist in den ersten Jahren am höchsten und nimmt dann langsam ab, nach 100 Jahren hat sich der Kohlenstoffgehalt des Bodens mehr als verdoppelt. Die Umwandlung von *Ackerland in Wald* zeigt ein ähnliches Verhalten, wobei rd. ein Drittel des Kohlenstoffvorrats in der Streuauflage festgelegt wird. Ein neuer Gleichgewichtszustand wird bei beiden Landnutzungsänderungen auch nach 120 Jahren noch nicht erreicht. Demgegenüber zeigt die Umwandlung von *Grünland bzw. Wald in Ackerland* eine rasche Abnahme des Bodenkohlenstoffs. Nach rd. 20 Jahren stellt sich ein neues Gleichgewicht ein, bei welchem rd. ein Drittel des ursprünglich vorhandenen Bodenkohlenstoffs abgebaut wurde. Die Umwandlung von *Grünland in Wald* zeigt jedoch keine bzw. eine leicht abnehmende Wirkung auf den Bodenkohlen-

36 Grünland weist gelegentlich ein hohes Biomassevorkommen in Form von Gehölzen oder vereinzelt Bäumen auf (z. B. in Savannengebieten). Dieses Grünland gilt zwar nicht als Wald, in Bezug auf den Biomasseverlust bei der Umwandlung in Ackerland gilt jedoch dasselbe wie bei Waldökosystemen.

37 Dieses Teilkapitel beschränkt sich auf die Kohlenstoffvorräte in mineralischen Böden. Die Kohlenstoffvorräte in organischen Böden werden im Kapitel IV.1.1.2 behandelt.

^
 > IV. MÖGLICHKEITEN DES THG-MANAGEMENTS IM BEREICH DER LANDNUTZUNG
 v

stoff im Mineralboden. Nur durch den Aufwuchs der Streuauflage vermag die Aufforstung auf Grünland Bodenkohlenstoff festzulegen – allerdings erst nach einem Zeitraum von 50 Jahren. Nach 100 Jahren erhöht sich der Bodenkohlenstoff um rd. 30 %. Ein neuer Gleichgewichtszustand wird erst nach über 200 Jahren erwartet.

TAB. IV.1 ÄNDERUNG DER BODENKOHLENSTOFFVORRÄTE IN DEN GEMÄSSIGTEN BREITEN NACH LANDNUTZUNGSÄNDERUNGEN (IN %)

Landnutzungs- änderung	Änderung des Bodenkohlenstoffs nach 20 Jahren	Änderung des Bodenkohlenstoffs nach 100 Jahren	Zeitraum bis zum neuen Gleichgewicht
Acker- in Grünland	39,8 ± 11	128,4 ± 23,2	> 120 Jahre
Grün- in Ackerland	-36,1 ± 4,6	-36,1 ± 4,6	17 Jahre
Wald in Ackerland	-31,4 ± 20,4	-32,2 ± 19,9	23 Jahre
Ackerland in Wald	22,4 ± 10,4	116,6 ± 53,9	> 120 Jahre
Grünland in Wald	-4,4 ± 5,7	27,9 ± 11,0	> 200 Jahre

Waldboden beinhaltet auch die Streuauflage. Angegeben ist das ±95%-Konfidenzintervall: ein hoher Wert zeigt eine hohe Spannweite der einzelnen Ergebnisse an.

Quelle: Poeplau et al. 2011, S. 2421

Für die *tropische Klimazone* wurden die Ergebnisse von 385 lokalen Beobachtungspunkten aus 153 Studien zusammengetragen (Don et al. 2011). Die Daten erlauben den Einbezug zusätzlicher Formen der Landnutzung (Primärwald, Sekundärwald, Grünland, Plantagen [z.B. Rohrzucker, Kaffeebohnen], Ackerland, Brachland). Die Veränderung im Bodenkohlenstoffvorrat wurde durchschnittlich rd. 30 Jahre nach der Landnutzungsänderung ermittelt. Da die biochemischen Prozesse in den warmen und feuchten Tropen schneller ablaufen als in den gemäßigten Breiten, wird angenommen, dass der neue Gleichgewichtszustand bereits nach diesem Zeitraum erreicht wurde. Die Ergebnisse sind in Tabelle IV.2 dargestellt.

Die Umwandlung von *Primärwald in andere Landnutzungsformen* ist gemäß den Ergebnissen der statistischen Auswertung immer mit einer Verringerung der Bodenkohlenstoffvorräte verbunden (der neue Gleichgewichtszustand tritt in der Regel bereits nach 3 bis 7 Jahren ein). Bei der Umwandlung des Primärwaldes in Sekundärwald ist der Kohlenstoffverlust mit rd. 9 % vergleichsweise gering, aber dennoch signifikant. Die Umwandlung in Ackerland ist mit dem Verlust eines Viertels des Bodenkohlenstoffs verbunden. Bemerkenswerterweise ist auch die Umwandlung von Primärwald in Grünland (12 %) und insbesondere in Plantagen (30 %) mit hohen Verlusten an Bodenkohlenstoff verbunden. Aufgrund ei-

ner geschlossenen Vegetationsdecke bei Grünland und Plantagen mit hohem Wurzelvorkommen wurde bisher davon ausgegangen, dass diese Landnutzungsänderungen mit einer moderaten Anreicherung von Bodenkohlenstoff verbunden sein können. Die Umwandlung von Sekundärwald in Plantagen zeigt nur geringe, in Ackerland jedoch beträchtliche Verluste im Bodenkohlenstoff. Hingegen kann die *Aufforstung von Grün- bzw. Ackerland* zu einem Sekundärwald die Bodenkohlenstoffvorräte wieder signifikant erhöhen, sodass der Bodenkohlenstoffvorrat des Primärwaldes sogar übertroffen werden könnte.³⁸ Die Änderungen der Kohlenstoffvorräte bei der Umwandlung von Grün- in Ackerland bzw. Acker- in Grünland sind nicht so stark ausgeprägt im Vergleich zur Situation in den gemäßigten Breiten.

TAB. IV.2 ÄNDERUNGSMATRIX DER BODENKOHLENSTOFFVORRÄTE IN DER TROPISCHEN ZONE NACH LANDNUTZUNGSÄNDERUNGEN (IN %)

vorher/nachher	Sekundärwald	Grünland	Plantagen	Ackerland	Brachland
Primärwald	-8,6 ± 2,0	-12,1 ± 2,3	-30,3 ± 2,7	-25,2 ± 3,3	
Sekundärwald		-6,4 ± 2,5	-2,4 ± 4,2	-21,3 ± 4,1	
Grünland	17,5 ± 8,0			-10,4 ± 6,1	
Ackerland	50,3 ± 11,9	25,7 ± 11,1			32,2 ± 16,1

Quelle: Don et al. 2011, S.1660

FAZIT

In Bezug auf mögliche Optionen des THG-Managements lassen sich hieraus folgende Empfehlungen im Zusammenhang mit Landnutzungsänderungen in den gemäßigten und tropischen Klimazonen ableiten:

- > Die Umwandlung von Wald in eine andere Landnutzungsform ist mit einer unmittelbaren Freisetzung des Kohlenstoffvorrats in der oberirdischen Biomasse und einem signifikanten Verlust der Bodenkohlenstoffvorräte (bis 30 %) über einen Zeitraum von bis zu 20 Jahren verbunden. Die Vermeidung der Entwaldung ist eine effektive Maßnahme für die Emissionsvermeidung.
- > Aufforstungsmaßnahmen tragen zur CO₂-Fixierung bei, sie wirken im Vergleich zur vermiedenen Entwaldung jedoch langsamer und können – je nach Nutzungsart des neuen Waldes – nur einen Teil der Kohlenstoffverluste aus der Entwaldung kompensieren (insbesondere die Umwandlung von tropischem Primärwald in Plantagen ist mit hohen Verlusten in der Biomasse und im Boden verbunden und sollte im Sinne der Emissionsvermeidung unterbleiben).

³⁸ Die beobachteten hohen Zuwachsraten könnten allerdings darauf zurückzuführen sein, dass die Aufforstungsmaßnahmen primär auf ertragsarmen Böden stattgefunden haben, die eine rasche Erholung des Bodenkohlenstoffs zeigten.

^
> IV. MÖGLICHKEITEN DES THG-MANAGEMENTS IM BEREICH DER LANDNUTZUNG
v

- > In den gemäßigten Breiten ist Umwandlung von Grün- in Ackerland eine bedeutende Kohlenstoffquelle, die Umwandlung von Acker- in Grünland dagegen eine bedeutende, aber langsam wirkende Kohlenstoffsенке. Der Grünlandschutz bzw. die Rückführung von Acker- in Grünland bietet damit ein hohes Potenzial zur CO₂-Reduktion. In den Tropen sind die Kohlenstoffumsätze bei einer Umwandlung Grün-/Ackerland nicht so stark ausgeprägt, zeigen aber die selbe Tendenz wie in den gemäßigten Breiten.

Wie diese Empfehlungen im Bereich der Land- und Forstwirtschaft konkret umgesetzt werden können, wird in den Kapiteln IV.1.2 und IV.1.3 diskutiert.

KONVERSION VON MOORGEBIETEN

1.1.2

Feuchtgebiete (Moore, Sümpfe, Feuchtwiesen, Bruchwald etc.) speichern die größten Mengen an Kohlenstoff pro Flächeneinheit im terrestrischen System (Abb. IV.2). Durch die Unterversorgung mit Sauerstoff infolge einer (permanenten) Wassersättigung unterhalb der Wachstumsschicht wird der *aerobe* Abbau von Kohlenstoffverbindungen gehemmt, sodass die Abbauprozesse langsamer verlaufen als neues organisches Material produziert wird. Insbesondere in torfbildenden Hoch- und Niedermooren³⁹ hat dies über Jahrtausende zu einer hohen Einlagerung an organischer Substanz im Boden geführt (diese werden auch als *organische Böden* bezeichnet). So nehmen Moore weltweit lediglich 3 bis 4 % der Landfläche ein, speichern aber rd. 25 bis 30 % des weltweit in Pflanzen und Böden gebundenen Kohlenstoffs (WBGU 2009b, S. 57). Dadurch nehmen Moore eine besondere Stellung im vom Menschen beeinflussbaren Kohlenstoffkreislauf ein.

Ein ungestörtes Moor nimmt jährlich rund 0,4 bis 1,1 t CO₂/ha (0,1 bis 0,3 t C/ha) auf und speichert dieses als Torf. In Bezug auf CO₂ handelt es sich bei einem Moor folglich um eine Senke. Allerdings wird unter den *anaeroben* Bedingungen ein Teil der organischen Substanz in das klimawirksamere Methan umgewandelt, sodass sich ein Moor hinsichtlich der gesamten THG-Bilanz (CO₂-, Methan- und Lachgasemissionen) zu einer moderaten Quelle entwickeln kann, mit THG-Emissionen im Bereich von 0,5 und 5,5 t CO₂e/ha (Freibauer et al. 2004, S. 5).

Seit Mitte des 17. Jahrhunderts allerdings wurden und werden Moore trockengelegt, um sie für eine land- bzw. forstwirtschaftliche Nutzung verfügbar zu machen oder Torf als Brennmaterial, Torfstreu oder für die Substratherstellung zu gewinnen (Joosten 2012). Als Folge der damit einhergehenden Sauerstoffversorgung des Torfkörpers finden eine vergleichsweise rasche und anhaltende aerobe Zersetzung der über Jahrtausende festgelegten Kohlenstoffvorräte sowie eine

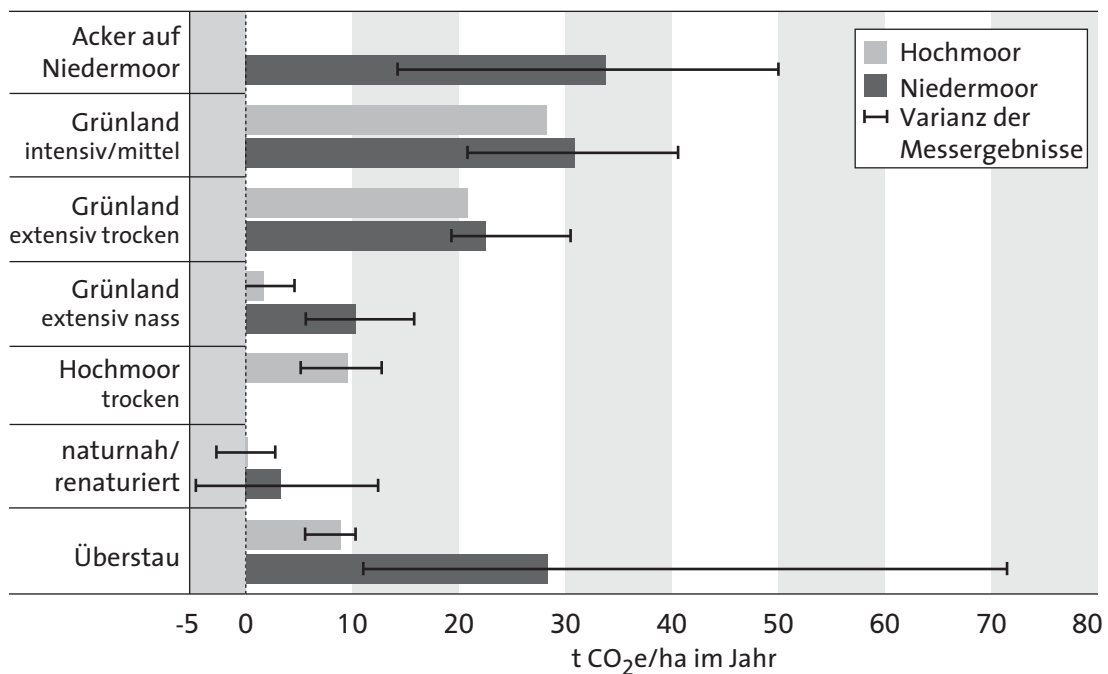
³⁹ Je nach Standortbedingungen kann auch in Sümpfen, Bruchwäldern und Feuchtwiesen Torf gebildet werden (WBGU 1998, S. 45).



Stickstoffmineralisation statt. Damit verbunden sind beträchtliche flächenspezifische Kohlendioxid- und Lachgasemissionen, während gleichzeitig die Methanemissionen stark abnehmen. Je nach Moortyp, Entwässerungstiefe, Klimabedingungen und Nutzungsart bzw. -intensität variieren die Emissionen stark.

Im Rahmen des BMBF-Verbundprojekts »Klimaschutz – Moornutzungsstrategien« (Laufzeit 2006 bis 2010) wurden die THG-Bilanzen deutscher Moore unter Zugrundelegung verschiedener Nutzungsarten untersucht (Drösler et al. 2011). Die Ergebnisse sind in Abbildung IV.5 dargestellt.

ABB. IV.5 MITTLERE JÄHRLICHE THG-BILANZ NACH NUTZUNGSKATEGORIE



Eigene Darstellung nach Drösler et al. 2011, S.8

Demnach zeigt die Ackernutzung auf entwässerten Niedermooren die höchsten THG-Emissionen pro Jahr (im Mittel rd. 34 t CO₂e pro ha und Jahr). Bemerkenswert sind die hohen gemessenen jährlichen THG-Emissionen für die Intensivgrünlandnutzung (rd. 30 t CO₂e pro ha und Jahr), die deutlich über den bisher für die nationale Klimaberichterstattung angenommenen Wert von 22 t CO₂e pro ha und Jahr liegen. Die extensive Grünlandnutzung kann eine geringere THG-Bilanz aufweisen, signifikant zeigt sich dies jedoch erst bei einer Nutzung mit geringer Drainage und schwankendem, im Mittel aber relativ hohem Wasserstand (Grünland extensiv nass in Abb. IV.5). Diese Flächen eignen sich nur beschränkt für eine Nutzung, z.B. als Streuwiese mit maximal einem Schnitt im Jahr oder für die Beweidung mit angepassten Tierarten. Moorflächen mit naturnahem Wasser-

^
› IV. MÖGLICHKEITEN DES THG-MANAGEMENTS IM BEREICH DER LANDNUTZUNG
v

stand zeigen je nach Standort eine ausgeglichene bzw. leicht positive THG-Bilanz. Hohe Methanemissionen entstehen insbesondere in Niedermooren, wenn in renaturierten Standorten das Wasser in der Vegetationsperiode über der Geländeoberkante steht (Überstau). Die höchsten flächenspezifischen THG-Emissionen entstehen naturgemäß durch die Abtorfung von Hochmooren: Nach Höper (2007, S.95) betragen diese jährlich rd. 70 t CO₂e/ha jährlich (davon rd. 80 % durch die Torfnutzung).

Die Trockenlegung von Moor- und torfbildenden Feuchtgebieten zeigt folglich ein gegenüber dem natürlichen Zustand teilweise stark erhöhtes Emissionsprofil. Die Trockenlegung begünstigt zudem Torfbrände (z.B. durch Blitzeinschläge, insbesondere in den Tropen), die schwer zu kontrollieren sind und den Oxidationsprozess stark beschleunigen.

Hinsichtlich des CO₂- bzw. THG-Managements ergeben sich damit folgende Handlungsmöglichkeiten:

- › Die *Vermeidung der Trockenlegung* von Moor- und Feuchtgebieten zählt zu den effektivsten Maßnahmen, um die Treibhausgasemissionen im Bereich der Landnutzung zu mindern. Allerdings scheitert diese Maßnahme häufig an der Landnutzungs Konkurrenz. Lässt sich die Trockenlegung nicht vermeiden, kann durch einen sorgsamem Umgang mit dem Torfkörper versucht werden, die Emissionen möglichst gering zu halten (z.B. durch die Aufrechterhaltung eines hohen Wasserpegels, Anwendung einer extensiven Bodenbewirtschaftung).
- › Mit der *Renaturierung* von Moor- und Feuchtgebieten kann versucht werden, das infolge der aeroben Abbauprozesse hohe Emissionsprofil trockengelegter Moore wieder auf das geringere natürliche Niveau zu senken und – falls die Renaturierung erfolgreich ist – durch neue Torfbildung langfristig zu einer Erhöhung der Kohlenstoffvorräte in der Biosphäre beizutragen. Die Renaturierung wird vollzogen, indem der ursprüngliche Wasserpegel wieder hergestellt wird, wodurch die Oxidation von Kohlen- und Stickstoff erneut gehemmt und eine naturnahe Vegetationsschicht gefördert wird, die Torfwachstum ermöglicht (Freibauer et al. 2009). Entscheidend für den Erfolg der Maßnahme ist ein angepasstes Wassermanagement, damit die infolge der Wiedervernäsung steigenden Methanemissionen die Reduktion der CO₂-Emissionen nicht überkompensieren. Insbesondere ist ein großflächiger Überstau zu vermeiden, der zu hohen Methanfreisetzungen führen kann (Abb. IV.5, Drösler et al. 2011). Ob die Renaturierung eines entwässerten Moorstandortes erfolgreich bzw. überhaupt noch möglich ist, hängt von dessen Zustand ab. Durch die Entwässerung kann ein Moor Schaden nehmen (z.B. durch Schrumpfung, Torfzersetzung, Moorbrand), wodurch z.B. die Wasserleitfähigkeit im Torf abnehmen kann und das ursprüngliche Ökosystem auf kaum reversible Weise zerstört wird (Freibauer et al. 2009, S.21; Höper 2007, S.95). Bei schon lange trockengelegten Mooren, die ursprünglich eine geringe Torfmächtigkeit

aufwiesen, könnte die Torfschicht schon weitgehend abgebaut sein, sodass keine Renaturierung mehr möglich ist.

ZUSTAND DER MOORE

Weltweit nehmen Mooregebiete rd. 4 Mio. km² ein (rd. 3 % der eisfreien globalen Landfläche) und kommen auf allen Kontinenten vor (dazu und zum Folgenden Joosten 2012). Gegenwärtig sind rd. 80 % der globalen Moorflächen in einem weitgehend natürlichen Zustand, insbesondere große Flächen in Kanada, Alaska und Sibirien. Demgegenüber zeigen allerdings 20 % der ehemaligen Mooregebiete teilweise starke Zerstörungserscheinungen. Insbesondere in *Europa* sind infolge der langen Kulturgeschichte und des hohen Bevölkerungsdrucks die Moorverluste gravierend. Zwei Drittel der europäischen Moorflächen (ohne Russland) sind in einem Zustand der fortschreitenden Zerstörung, in einigen europäischen Ländern liegt dieser Anteil bei über 90 %. Mit besonders hoher Geschwindigkeit findet die Trockenlegung von Moorstandorten gegenwärtig in *Südostasien*, vor allem in Indonesien und Malaysia, statt: Von den ursprünglich rd. 155.000 km² an Moorwäldern in Malaysia, Sumatra und Kalimantan waren 1990 noch 49 % ungestört, 2010 waren es nur noch 10 %. Diese Entwicklung wird größtenteils mit der Ausbreitung von Palmöl- und Akazienplantagen in Verbindung gebracht. Kaum zu kontrollierende Moorbrände zerstören diese Mooregebiete oft unwiderruflich und verursachen erhebliche CO₂-Emissionen.⁴⁰ Insgesamt werden durch den Abbau der Kohlenstoffvorräte in Mooren mittlere jährliche globale Emissionen in Höhe von 1 bis 2 Gt CO₂ (3 bis 6 % der globalen anthropogenen CO₂-Emissionen) verursacht (Joosten 2012, S. 51; van der Werf et al. 2010).

In *Deutschland* wird die ursprünglich vorhandene Moorfläche mit 13.647 km² angegeben (4,2 % der Gesamtfläche Deutschlands) (Höper 2007, S. 97). Davon sind heute nur noch 655 km² naturnahe Moorflächen vorhanden (4,6 % der ursprünglichen Moorfläche), während 57 % der ursprünglichen Fläche als Grünland, 11 % als Ackerfläche und 13 % als Forstfläche genutzt werden. Die Angaben zu Moorflächen und deren Nutzung sind jedoch mit großen Unsicherheiten verbunden: So wies beispielsweise die Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 (BGR 1997) eine Moorfläche von 18.098 km² aus, wovon 40 % als Grünland und 32 % als Ackerland landwirtschaftlich genutzt wurden (Drösler et al. 2011, S. 2). Um unter anderem genauere Flächen- und Nutzungszahlen zu ermitteln, wurde ein vom Thünen-Institut (TI o.J.) finanziertes Verbundprojekt »Organische Böden« (Laufzeit 2009 bis 2012) durchgeführt.

Aus der globalen Perspektive besteht folglich ein hohes Potenzial für den Schutz der noch naturbelassenen bzw. der Renaturierung – sofern noch möglich – der

⁴⁰ Im besonders trockenen Jahr 1997 wurden nach Schätzungen durch Moorwaldbrände in Indonesien zwischen 2,9 bis 9,4 Gt CO₂ emittiert (Freibauer et al. 2009, S. 21).

^
› IV. MÖGLICHKEITEN DES THG-MANAGEMENTS IM BEREICH DER LANDNUTZUNG
v

bereits trockengelegten Mooregebiete. In Deutschland hingegen liegt das Potenzial insbesondere in der Renaturierung der Moore, da diese bereits überwiegend trockengelegt und landwirtschaftlich genutzt werden. Die wenigen noch verbliebenen naturbelassenen Moore sollten daher dringend streng geschützt werden.

REKULTIVIERUNG VON DEGRADIERTEM LAND

1.1.3

Landdegradierung lässt sich definieren als den infolge von Störungen (z.B. übermäßige Nutzung, Wasser- oder Winderosion, Versalzung, Versauerung, Kontamination mit Giftstoffen etc.) verursachten längerfristigen Rückgang oder Verlust von Ökosystemfunktionen und der Nettoproduktivität einer Landfläche, wovon sich diese ohne äußeren Einfluss nicht selbstständig erholen kann (Bai et al. 2008b, S.223). Durch die abnehmende Produktivität sowie verstärkt durch Wind- und Wassererosion vermindern sich der Kohlenstoffgehalt und die Kohlenstoffaufnahmekapazität dieser Böden, sodass degradierte Landflächen meist eine Quelle für Treibhausgase darstellen.

Aus der satellitengestützten Beobachtung der Veränderung in der Nettoproduktivität im Zeitraum 1981 bis 2003 schlossen Bai et al. (2008b), dass bereits rd. ein Viertel der terrestrischen Gesamtfläche von Degradierungserscheinungen betroffen ist. Aufgeschlüsselt nach Flächentyp sind im globalen Mittel rd. 30 % der Waldflächen, rd. 22 % der Ackerflächen und rd. 16 % der Grünlandflächen von Degradierungserscheinungen betroffen (Bai et al. 2008a, S.33). Durch die reduzierte Fruchtbarkeit der landwirtschaftlichen Nutzflächen wird die Nahrungsmittelversorgung und wirtschaftliche Existenz der lokalen Bevölkerung gefährdet, wodurch wiederum die Abholzung von angrenzenden Wäldern zur Gewinnung von neuem Ackerland begünstigt wird.

Maßnahmen zur Rekultivierung degradierter Böden konzentrieren sich auf die Wiederherstellung der Bodenfruchtbarkeit (IPCC 2007a, S. 509 f.):

- › Anpflanzung einer Vegetationsdecke für den Erosionsschutz,
- › die Erhöhung des Humus- und Nährstoffgehalts durch Einbringung von organischem Material wie Kompost, Ernterückstände, Wirtschaftsdünger und Düngemittel,
- › Anwenden einer schonenden Bodenbearbeitung (z.B. reduzierte oder pfluglose Bodenbearbeitung, Kap. IV.1.2.1),
- › ein angepasstes Wassermanagement.

Auch die Einbringung von Biokohle wird als Maßnahme zur Rekultivierung von degradierten Böden propagiert (Kap. III.3).

HANDLUNGSANSÄTZE IN DER LANDWIRTSCHAFT**1.2**

Auf *globaler Ebene* wurden für 2005 THG-Emissionen in der Höhe von 5,1 bis 6,1 Gt CO₂e (rd. 10 bis 12 % der globalen THG-Emissionen) dem Sektor der Landwirtschaft zugeordnet. Aufgeschlüsselt nach den verschiedenen Treibhausgasen war der Bereich für 60 % der globalen *Lachgasemissionen* (2,8 Gt CO₂e) sowie 50 % der globalen *Methanemissionen* (3,3 Gt CO₂e) verantwortlich. Wenn man von CO₂-Emissionen infolge von Landnutzungsänderungen zur Gewinnung neuer Anbau- und Weideflächen (z.B. Abholzung von Wäldern) absieht (diese werden nach Maßgabe des IPCC im Sektor Landnutzung, Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft [LULUCF] bilanziert, Abb. IV.1), werden die *Netto-CO₂-Emissionen* der Landwirtschaft ungeachtet des großen Volumens des CO₂-Gasaustauschs zwischen landwirtschaftlichen Flächen und der Atmosphäre mit rd. 0,04 Gt CO₂/Jahr als vergleichsweise vernachlässigbar eingeschätzt (IPCC 2007a, S. 499).⁴¹

Die globalen THG-Emissionen aus dem Bereich der Landwirtschaft zeigen einen sich sehr verstärkenden Trend: Zwischen 1990 und 2005 wurde ein Zuwachs von 17 % für die Methan- und Lachgasemissionen verzeichnet. Ursache dieser Entwicklung war ein starker Anstieg der Emissionen in den Entwicklungsländern um 32 %, während diese in den Industrieländern sowie den osteuropäischen und zentralasiatischen Transformationsländern einen Rückgang um 12 % aufwiesen (Abb. IV.6). Bemerkenswert ist insbesondere eine Abnahme der Lachgasemissionen in Ländern des ehemaligen Ostblocks, die auf einen (zumindest temporären) verringerten Verbrauch von Stickstoffdünger seit 1990 zurückzuführen ist. Allerdings wird davon ausgegangen, dass die Emissionen in diesen Ländern wieder steigen werden (IPCC 2007a, S. 503 ff.). Der rückläufige Trend seit 1990 in Westeuropa (EU-15, Schweiz und Norwegen) wird als Erfolg verschiedener umweltpolitischer Maßnahmen, u.a. im Rahmen der Gemeinsamen Europäischen Agrarpolitik der Europäischen Union (GAP), gewertet (IPCC 2007a, S. 526).

Die starke Zunahme der THG-Emissionen aus der Landwirtschaft geht auf die rasante Entwicklung in diesem Bereich insbesondere auch in den Entwicklungsländern zurück: Seit 1960 hat sich die Agrarfläche um rd. 4,3 Mio. km² auf rd. 49 Mio. km² (im Jahr 2009) erweitert, was einer Zunahme von rd. 9,7 % entspricht (der Anteil an Weidefläche betrug konstant rd. 69 %, an Anbauland [Ackerfläche und Dauerkulturen⁴²] rd. 31 %) (FAO 2012). Diese Entwicklung

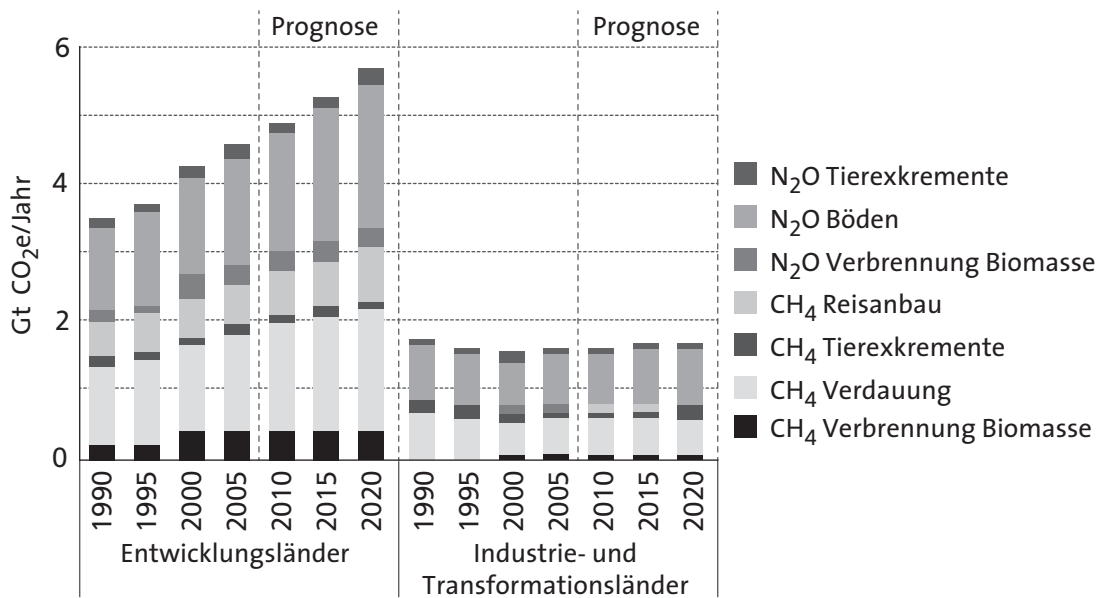
41 Allerdings verweist der IPCC (2007a, S. 499) bezüglich dieser Menge auf Unsicherheiten und mangelnde Nachweise. Zudem werden die vor- und nachgelagerten CO₂-Emissionen nicht der Landwirtschaft zugerechnet (Kap. IV.1).

42 Der weltweite Anteil an Ackerland dominiert (91,5 % in 2002) gegenüber Dauerkulturland (IPCC 2007a, S. 501).

^
 > IV. MÖGLICHKEITEN DES THG-MANAGEMENTS IM BEREICH DER LANDNUTZUNG
 v

vollzog sich hauptsächlich in Entwicklungsländern, während die Industrienationen einen leicht sinkenden Trend bei der Agrarfläche zeigten (IPCC 2007a, S.501 f.). Im selben Zeitraum wuchs die Erdbevölkerung um 103 % (von 3,1 Mrd. 1961 auf 6,3 Mrd. 2002), sodass insgesamt die landwirtschaftliche Nutzfläche pro Kopf von 1,4 ha (1961) auf 0,72 ha (2009) beinahe halbiert wurde (FAO 2012). Enorme Produktionssteigerungen durch den agrartechnischen Fortschritt in den landwirtschaftlichen Produktionssystemen und in der Pflanzen- und Tierzucht sowie der steigende Düngemiteleinsetz ermöglichten es dennoch, dass die Nahrungsmittelversorgung pro Person der Weltbevölkerung anstieg: Seit den 1960er Jahren bis 2002 in den Industrienationen um 8,5 % (von 3.050 auf 3.300 kcal/Person/Tag), in Entwicklungsländern um 30,7 % (von 2.030 auf 2.660 kcal/Person/Tag) (IPCC 2007a, S. 502).

ABB. IV.6 HISTORISCHE UND ERWARTETE METHAN- UND LACHGASEMISSIONEN AUS DER LANDWIRTSCHAFT (1990–2020)

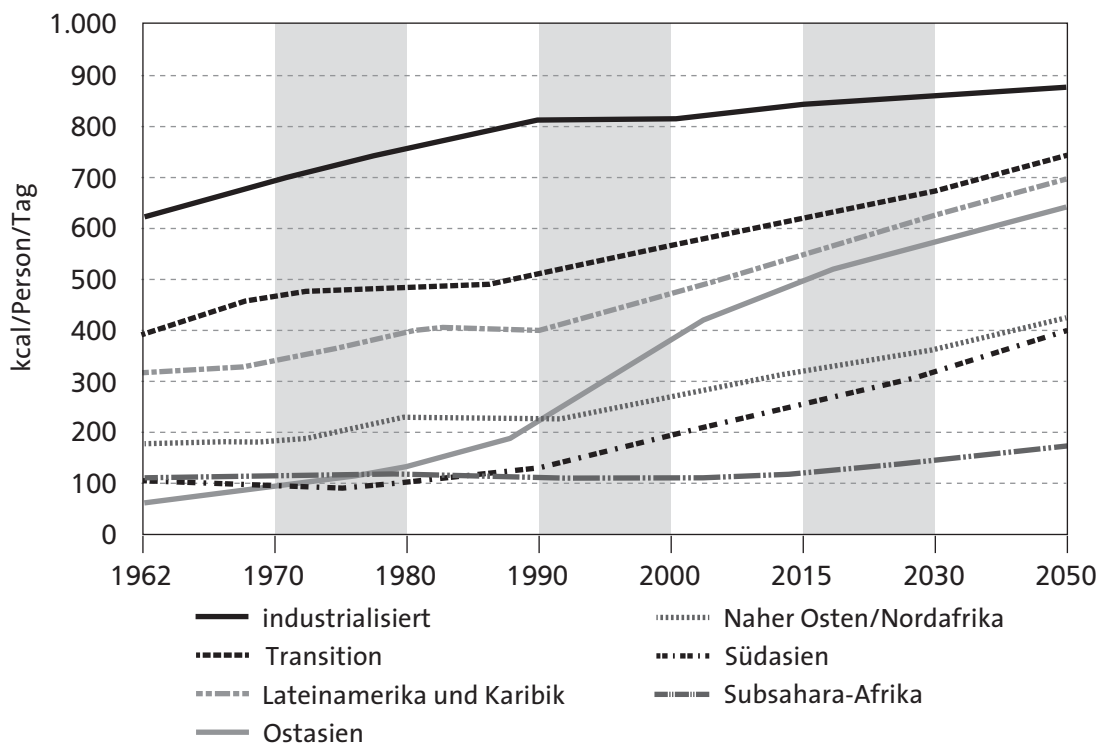


Quelle: IPCC 2007a, S.504

Zeitgleich ist eine Verschiebung in den Ernährungsgewohnheiten hin zu mehr Produkten tierischen Ursprungs zu konstatieren (Abb. IV.7). Dabei verzeichnen die Schwellen- und Entwicklungsländer große Wachstumsraten (eine Ausnahme bildet die Ländergruppe Subsahara-Afrika), während Industrieländer in den letzten Jahren ein zwar deutliches, aber im Vergleich schwächeres Wachstum (z. T. auch dessen Stagnation) aufweisen. Insgesamt ist ein Wandel in Richtung einer Angleichung der Ernährungsgewohnheiten der Schwellen- und Entwicklungsländer an die der Industrieländer (»dietary convergence«) zu beobachten (TAB 2011, S. 63 f.). Diese Entwicklung hat einen starken Anstieg der Nutztierzahlen

zur Folge (Abb. IV.8). Dies führt einerseits zu einer starken Erhöhung der Methanemissionen aus der tierischen Verdauung und der Methan- und Lachgasemissionen aus Tierexkrementen, und andererseits zu höheren Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden, da der Bedarf an Weideland und Grünfutter sowie, falls das Tierfutter aus Getreide, Soja usw. besteht, an Ackerprodukten steigt (Abb. IV.6).

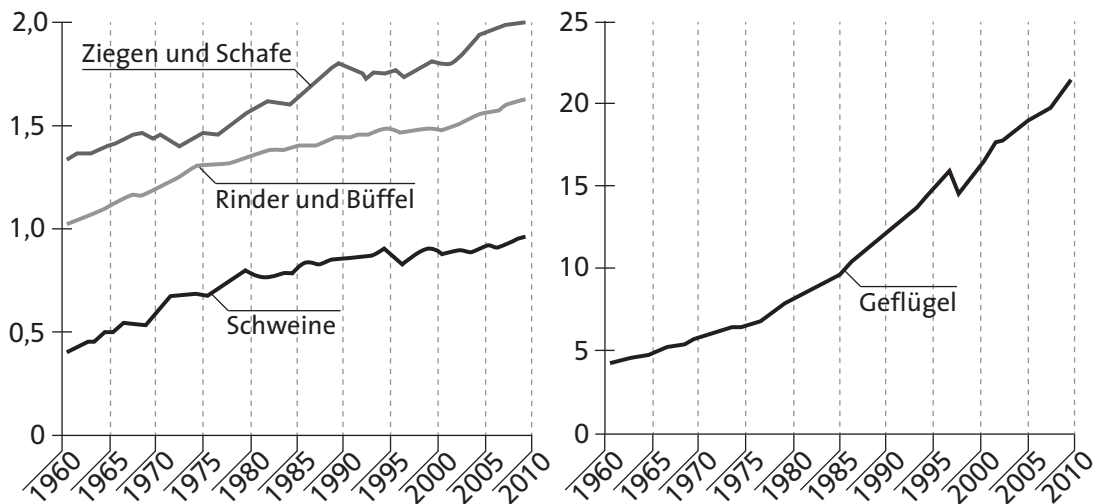
ABB. IV.7 ENTWICKLUNG DES VERBRAUCHS TIERISCHER NAHRUNGSMITTEL NACH LÄNDERGRUPPEN



Quelle: FAO 2006, S. 10

Der IPCC (2007a, S. 503 f.) rechnet damit, dass sich dieser Trend auch in Zukunft fortsetzen wird und die globalen Methan- und Lachgasemissionen aus dem Bereich der Landwirtschaft um 10 bis 15 % pro Jahrzehnt ansteigen (Abb. IV.6). Demnach würden die Methan- und Lachgasemissionen im Zeitraum 2005 bis 2030 von 5.100 bis 6.100 auf rd. 8.300 Mt CO₂e/Jahr anwachsen, hauptsächlich verursacht infolge einer steigenden Düngemittelanwendung und einer erhöhten Nachfrage nach tierischen Produkten mit den damit verbundenen Emissionen aus Verdauung und Exkrementen der Nutztiere. Die künftige Entwicklung der CO₂-Emissionen aus dem Bereich der Landwirtschaft gilt hingegen als unsicher. Aufgrund der sich verbreitenden konservierenden Bodenbearbeitung könnten diese sinken oder auf geringem Niveau verbleiben (IPCC 2007a, S. 503 f.).

ABB. IV.8 GLOBALE ENTWICKLUNG DER NUTZTIERZAHLEN (1960–2010):
 RINDER UND BÜFFEL, SCHWEINE, ZIEGEN UND SCHAFE, GEFLÜGEL (IN MRD.)



Quelle: FAO 2012

In *Deutschland* stellt die Landwirtschaft eine bedeutende Quelle für THG-Emissionen dar. Gemäß dem aktuellen Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar (2012, S. 381 ff.) ist dieser Sektor für Gesamtemissionen in Höhe von rd. 105 Mt CO₂e verantwortlich, dies entspricht rd. 11 % der deutschen Gesamtemissionen von 2010. Tabelle IV.3 schlüsselt diese Emissionen nach den einzelnen Quellen auf. Schlägt man außerdem die durch die Düngemittelherstellung verursachten THG-Emissionen dem Landwirtschaftssektor zu, die sich 1999 nach Schätzungen des BMELV (2008, S. 6) in der Größenordnung von rd. 16 Mt CO₂e/Jahr bewegten und ebenfalls im Rahmen eines geeigneten Düngemittelmanagements ein beträchtliches Vermeidungspotenzial aufwiesen, summiert sich der THG-Emissionsbeitrag der deutschen Landwirtschaft auf rd. 121 Mt CO₂e oder rd. 12,7 % der Gesamtemissionen.⁴³

Die Summe der CO₂-Emissionen aus dem Ackerland stagniert auf einem hohen Niveau: Im Zeitraum 1990 bis 2010 zeigen diese nur einen geringen Rückgang um 0,5 Mt CO₂e (1,74 %). Der überwiegende Teil der Emissionen aus der Ackernutzung entstammt ackerbaulich genutzten Mooren: Im Jahr betrug diese Emissionen 25,1 Mt CO₂, wobei seit 1990 eine Zunahme um 3,3 % zu verzeichnen ist (UBA 2012, S. 525).

⁴³ Zusätzlich entstehen weitere THG-Emissionen in Höhe von 6,2 Mt CO₂e aus dem Verbrauch von Treibstoffen im Bereich der Land- und Forstwirtschaft sowie der Fischerei hinzu (UBA 2012, S. 221). Da diese Emissionen jedoch nicht oder nur in geringem Maße von den zuvor genannten Reduktionsmaßnahmen betroffen sind, werden diese hier nicht weiter behandelt.

TAB. IV.3 THG-EMISSIONEN DER DEUTSCHEN LANDWIRTSCHAFT 2010

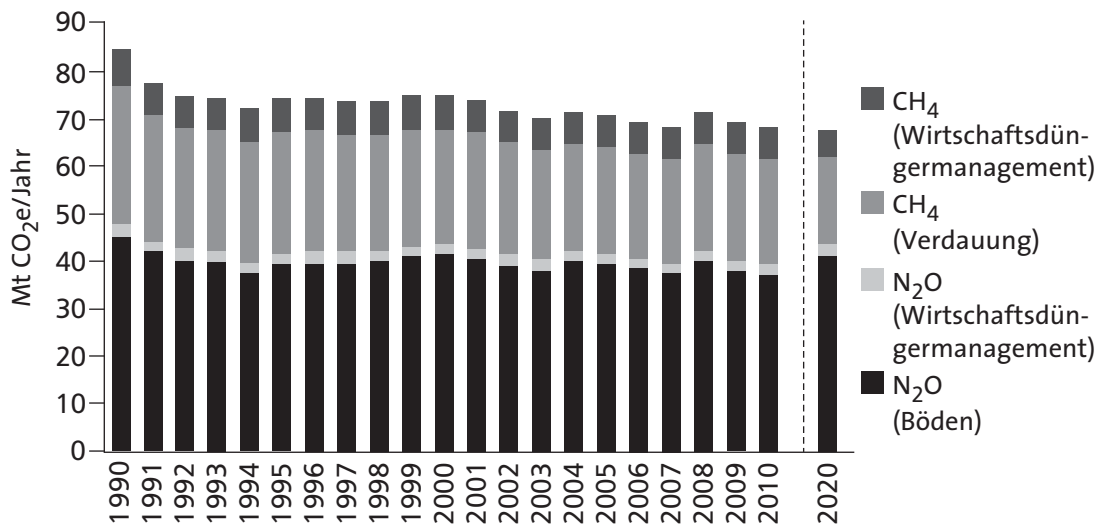
Emissionsquelle	Treibhausgas	Emissionen 2010 (Mt CO ₂ e)	Anteil an Gesamtemissionen 2010 (in %)
Ackerland (Nutzung und Nutzungsänderung)	CO ₂	28,3	3,0
Grünland (Nutzung und Nutzungsänderung)	CO ₂	9	0,9
Fermentation bei der Verdauung	CH ₄	20,3	2,1
Wirtschaftsdüngermanagement	CH ₄ /N ₂ O	5,6/2,3	0,8
Lachgasemissionen aus landwirtschaftlichen Böden	N ₂ O	39,4	4,1

Eigene Zusammenstellung nach UBA 2012, S.381 ff.

Die CO₂-Emissionen aus der Grünlandnutzung zeigen dagegen einen eindeutig abnehmenden Trend. Im Zeitraum 1990 bis 2010 sind die Emissionen um 22 % gesunken. Die Grünlandnutzung auf Moorstandorten stellt mit CO₂-Emissionen in Höhe von 11,2 Mt CO₂ die größte Quelle im Grünlandsektor dar, allerdings mit einem abnehmenden Trend (Rückgang um 3,9 %). Grünlandnutzung auf Mineralboden ist eine moderate CO₂-Senke (2010 wurde rd. 1 Mt CO₂ in den Mineralboden eingebunden), deren Senkenfunktion um rd. 5 % leicht angestiegen ist. Insbesondere durch die Aufgabe von Ackerflächen, die anschließend verbuschen, wurde 2010 zusätzlich rd. 1 Mt CO₂ in Biomasse eingebunden (UBA 2012, S.537).

Die Methan- und Lachgasemissionen aus der deutschen Landwirtschaft sind infolge des Tierbestandabbaus in den östlichen Bundesländern nach 1990 bis ca. 1994 deutlich, anschließend nur noch langsam zurückgegangen. 2010 lagen diese bei rd. 80 % des Wertes von 1990. Im Szenario des Thünen-Instituts, welches die erwartete Entwicklung bis 2021 bei einer Beibehaltung der derzeitigen Agrarpolitik bzw. der Umsetzung bereits beschlossener Politikänderungen beschreibt, wird davon ausgegangen, dass die Methangasemissionen aus der Fermentation bei der Verdauung sowie dem Wirtschaftsdüngermanagement in den nächsten Jahren einen abnehmenden Trend zeigen. Dies geht primär auf den erwarteten weiteren Abbau des Milchkuhbestands infolge der Milchleistungssteigerung um rd. 7 % und einen Abbau bei den sonstigen Rindern um rd. 15 % bis 2021 zurück. Gleichzeitig wird jedoch davon ausgegangen, dass die Lachgasemissionen aus der Stickstoffdüngung leicht ansteigen werden, sodass insgesamt die Methan- und Lachgasemissionen aus der Landwirtschaft auf dem Niveau von 2010 verbleiben könnten (Abb. IV.9, Offermann et al. 2012, S.25 u. 39).

ABB. IV.9 METHAN- UND LACHGASEMISSIONEN AUS DER DEUTSCHEN LANDWIRTSCHAFT 1990 BIS 2010 SOWIE PROGNOSE FÜR 2020



Quelle: Offermann et al. 2012, S.39

Im Folgenden werden mögliche Handlungsansätze beschrieben, die zur Emissionsvermeidung bzw. CO₂-Fixierung im Bereich der globalen und/oder deutschen Landwirtschaft beitragen können. Für den vorliegenden Bericht erscheint es sinnvoll, die Ansätze nach den Bereichen Ackerlandmanagement, Nährstoffmanagement sowie Viehhaltung und Grünlandmanagement zu gliedern, obwohl eine klare Abgrenzung in der Regel nicht möglich ist.

Die verschiedenen Handlungsansätze müssen allerdings vor dem Hintergrund diskutiert werden, dass die Landwirtschaft – zusätzlich zur Zielsetzung der THG-Reduktion – in der Zukunft einer ganzen Reihe weiterer Herausforderungen gerecht werden muss (Meyer et al. 2011a, S. 5 f.):

- > *Bevölkerungsentwicklung und Ernährungsgewohnheiten:* Bis 2050 dürften nach Berechnungen der Vereinten Nationen Nahrungsmittel für rd. 9 Mrd. Menschen benötigt werden. Unter Berücksichtigung der projizierten Verschiebungen bezüglich der konsumierten Nahrungsmittelmenge und -zusammensetzung müsste zur Deckung des Nahrungsmittelbedarfs die globale landwirtschaftliche Produktionsmenge bis 2050 um mindestens 70 % angehoben werden (FAO 2010b, S. iii).
- > *Steigende Gesamtnachfrage nach Biomasse:* Zusätzlich zum Nahrungs- und Futtermittelsektor dürfte die Biomassenachfrage auch in den Bereichen Bioenergie und stoffliche Biomassenutzung ansteigen.
- > *Klimawandel:* Höhere Temperaturen, veränderte Niederschläge und häufigere Extremwetterereignisse infolge des Klimawandels haben unmittelbare Auswirkungen auf die Landwirtschaft. Insbesondere in tropischen und subtropi-

schen Gebieten könnte der Klimawandel zu einer Verminderung der landwirtschaftlichen Produktionsleistung und -stabilität führen. Neben der Reduktion der THG-Emissionen sind Anpassungsstrategien an den Klimawandel eine zentrale Herausforderung an die künftige Landwirtschaft.

- › *Ressourcenschutz*: Natürlich Ressourcen wie Boden, Wasser und die Biodiversität sind von existenzieller Bedeutung für die Landwirtschaft. Allerdings wird diese Ressourcenbasis durch die gegenwärtige landwirtschaftliche Praxis immer stärker bedroht. Künftige Produktionssteigerungen müssen in Verbindung mit dem Schutz der natürlichen Ressourcen stattfinden.
- › *Bekämpfung der Armut*: Die große Mehrheit der Bauern in den Entwicklungsländern sind Kleinbauern, denen weniger als 2 ha Wirtschaftsfläche zur Verfügung stehen. Viele Kleinbauern in Entwicklungsländern sind nicht in der Lage, ihre Versorgung mit Nahrungsmitteln selbst zu bewerkstelligen, weil sie über zu wenig oder zu schlechte Landflächen und/oder ungenügenden (u.a. finanziellen) Zugang zu Saatgut, Dünger und anderen Betriebsmitteln verfügen (TAB 2011, S.42). Die Bekämpfung der Armut ist ein wichtiges Ziel einer nachhaltigen Entwicklung. Auch dürfen Maßnahmen zur Reduktion der THG-Emissionen nicht zulasten in Armut lebender Bauern gehen.

HANDLUNGSANSÄTZE IM ACKERLANDMANAGEMENT

1.2.1

Ackerland unterliegt einer intensiven Bearbeitung, sodass eine Reihe von Ansatzpunkten besteht, die potenziell eine Reduktion der THG-Emissionen aus diesem Bereich erlauben.

LANDNUTZUNG UND LANDNUTZUNGSÄNDERUNGEN

Die Nutzung von dränierten Mooregebieten als Ackerland sowie die Umwandlung von Wald oder Dauergrünland auf mineralischen Böden in Ackerland sind mit hohen CO₂- und Lachgasemissionen verbunden und sollten aus Sicht des Klimaschutzes vermieden werden. Dagegen ist die Umwandlung von Acker- in Grünland bzw. Wald mit einer Erhöhung der Bodenkohlenstoffvorräte verbunden (Kap. IV.1.1). Zusätzlich zur Reduktion der THG-Emissionen können diese Maßnahmen einen Beitrag zum Ressourcenschutz leisten, u.a. zum Bodenschutz und zur Erhaltung der Biodiversität.

Landnutzungsänderungen zugunsten von Ökosystemen mit höheren Kohlenstoffvorräten sind in der Regel mit Einbußen bei der landwirtschaftlichen Produktion verbunden, sodass ohne entsprechende Anpassungen beim Verbraucherverhalten Produktionsflächenverlagerungen bewirkt werden, welche die vermiedenen Emissionen möglicherweise sogar überkompensieren könnten (sogenannter Leakage- oder Verlagerungseffekt, Kap. IV.2.3). Produktionseinbußen ließen sich ggf. dadurch eindämmen, dass primär ertragsarme Ackerflächen bzw. nur Teilflächen (z.B. Feldrand, Windschutzstreifen) in Grünland bzw. Wald umgewandelt würden.

STEIGERUNG DER FLÄCHENPRODUKTION

Angesichts der künftig weiter steigenden Nachfrage an Biomasse als Nahrungs- und Futtermittel sowie zur stofflichen und energetischen Nutzung müssen Maßnahmen zur THG-Reduktion in der Landwirtschaft vor dem Hintergrund der notwendigen Erhöhung der Flächenproduktivität (Intensivierung) erfolgen. Dabei schließen sich diese beiden Zielsetzungen gegenseitig nicht aus: Durch höhere Biomasserträge pro Flächeneinheit steigt auch die Menge an Kohlenstoff, die durch die Photosynthese aus der Atmosphäre entfernt und in die Biomasse eingebunden wird. In Form von Ernterückständen lässt sich die zusätzliche Biomasse einerseits zur Erhöhung des Humusgehalts des Bodens in die Krume einarbeiten (CO₂-Bindung durch Humusanreicherung), andererseits zunächst in sogenannte Biokohle umwandeln und dann dem Boden zuführen (Kap. III.3). Als Bioenergieträger können Ernterückstände darüber hinaus fossile Energieträger substituieren und dadurch den CO₂-Ausstoß senken (Emissionssubstitution). Zudem könnten als Folge einer erhöhten Flächenproduktivität der vorhandenen Ackerfläche klimaschädliche Landnutzungsänderungen in Ackerland (Entwaldung, Grünlandumbruch, Moornutzung) vermieden und bestenfalls ein Teil der Ackerfläche wieder in Grün- bzw. Waldfläche umgewandelt werden.

Zur Steigerung der Flächenproduktivität bieten sich mehrere verschiedene landwirtschaftliche Produktionssysteme an, die sich hinsichtlich der Art und Weise des Betriebsmitteleinsatzes sowie grundlegender Prinzipien unterscheiden. Landwirtschaftliche Anbausysteme, die nach dem sogenannten *High-External-Input-Ansatz* wirtschaften (z.B. die konventionelle Landwirtschaft), beabsichtigen die Erhöhung der Flächenproduktivität durch eine Steigerung des Inputeinsatzes (beispielsweise Dünger, Pflanzenschutzmittel oder Energie für Maschinen und Bewässerungssysteme). Im Gegensatz dazu verwenden Produktionssysteme, die dem sogenannten *Low-External-Input-Ansatz* folgen, kaum betriebsexterne Inputs wie Dünger, Pflanzenschutzmittel u.a. und versuchen, die Steigerung der Produktion durch eine effizientere Nutzung natürlich vorhandener Inputfaktoren zu erreichen (TAB 2011, S. 61). Dazu zählen beispielsweise die Produktionssysteme im Rahmen des ökologischen Landbaus, der »conservation agriculture«, von Agroforstsystemen sowie des »system of rice intensification«. Welches dieser Produktionssysteme unter welchen Bedingungen beiden Zielen (Ertragssteigerung und THG-Reduktion) und ggf. zusätzlichen Ansprüchen an die Landwirtschaft besser gerecht werden kann, hängt wesentlich von lokalen Rahmenbedingungen ab, darunter Bodeneigenschaften und klimatische Faktoren.

In der *konventionellen Landwirtschaft* können u.a. folgende Maßnahmen zu einer Steigerung der Flächenproduktivität und – durch größere Mengen an Ernterückständen für die Humusanreicherung, zur Herstellung von Bioenergieträgern bzw. Biokohle oder durch vermiedene Landnutzungsänderungen – zu einer THG-Reduktion beitragen (IPCC 2007a, S. 506 ff.):

- > Nutzung verbesserter Hohertragsorten;
- > Einsatz von (synthetischen) Dünge- und Pflanzenschutzmitteln;
- > Verbesserung der Wasserversorgung durch umfassendere oder effizientere Bewässerungssysteme;
- > Ausweitung der Fruchtfolge (vorzugsweise mit gering humuszehrenden oder tiefwurzelnden Zwischenfrüchten oder mit mehrjährigen Kulturpflanzen, die durch ihr permanentes Wurzelwerk mehr Kohlenstoff im Boden binden);
- > Bepflanzung von Brachland, welches vorher der Erosion ausgesetzt war.

Ohne ein angepasstes Nährstoffmanagement dürfte jedoch ein Teil der bestenfalls erreichten THG-Reduktionen durch CO₂-Emissionen infolge der (energieintensiven) Herstellung von mineralischem Stickstoffdünger⁴⁴ und Pflanzenschutzmitteln sowie durch erhöhte Lachgasemissionen aus den Böden kompensiert werden (Kap. IV.1.2.2). Auch können Bewässerungssysteme je nach Funktionsweise mit einem hohen Energieeinsatz und entsprechenden THG-Emissionen verbunden sein (z.B. für Pumpsysteme, Entsalzungsanlagen). Zudem steht die konventionelle Landwirtschaft vor der Herausforderung, dass die Landbewirtschaftung in wesentlich stärkerem Maße als heute umwelt- und ressourcenverträglich gestaltet werden muss. So zählt die Intensivlandwirtschaft zu den größten Verbrauchern an Süßwasser und geht mit gravierender Bodendegradation, einem starken Verlust an Biodiversität sowie einem hohen Bedarf an fossilen Energieträgern einher (TAB 2011, S. 18).

Der Ansatz der *ökologischen Landwirtschaft* strebt eine nachhaltige Steigerung der Produktion an, indem nach den Gesetzmäßigkeiten von Ökosystemen gewirtschaftet wird. Unter anderem sollen Nährstoffe effizient und in möglichst geschlossenen Kreisläufen genutzt werden. Auf synthetische Dünge- und Pflanzenschutzmittel wird weitgehend verzichtet. Dies betrifft insbesondere mineralischen Stickstoffdünger, während nichtsynthetische Mineraldünger wie Kalium, Kalk und Phosphor auch in der ökologischen Landwirtschaft erlaubt sind (TAB 2011, S. 84).

Durch den Verzicht auf mineralischen Stickstoffdünger und synthetische Pflanzenschutzmittel können die THG-Emissionen aus ihrer Herstellung vermieden sowie die Lachgasemissionen von Böden eingedämmt werden. Der mineralische Stickstoffdünger wird durch organischen Dünger (z.B. Mist oder Gülle), der aufgrund der angestrebten geschlossenen Nährstoffkreisläufe im eigenen Betrieb gewonnen wird, oder durch Methoden der biologischen Stickstoffbindung über Leguminosen (Kap. IV.1.2.2) ersetzt. Dadurch kann gleichzeitig die CO₂-Bindung durch Humusanreicherung erhöht werden. Allerdings ist bei organischer Düngung die Stickstoffverfügbarkeit im Boden stärker von biologischen Prozessen

44 Mineralischer Stickstoffdünger bezeichnet in diesem Bericht synthetisch hergestellten Stickstoffdünger.

^
> IV. MÖGLICHKEITEN DES THG-MANAGEMENTS IM BEREICH DER LANDNUTZUNG
v

gesteuert. Die Freisetzung wird dadurch zwar kontinuierlicher, aber teilweise auch langsamer (TAB 2011, S. 85).

Auch in der ökologischen Landwirtschaft können die Ausweitung der Fruchtfolge und die Bepflanzung von Brachland einen Beitrag leisten. Weitere Gestaltungsprinzipien der ökologischen Landwirtschaft können zu einer Reduktion der flächenspezifischen THG-Emissionen und – unter geeigneten Bedingungen – zu einer Steigerung der Flächenproduktivität beitragen (Niggli et al. 2009), darunter:

- > Erhöhung der Agrarbiodiversität unter Berücksichtigung lokaler Standortfaktoren: Eine höhere genetische Vielfalt der verwendeten Sorten ermöglicht die Auswahl von standortangepassten Kulturpflanzen, die das vorhandene Nährstoff- und Wasserangebot effizienter nutzen und dadurch Lachgasemissionen aus Böden und CO₂-Emissionen aus der Wasserbereitstellung eindämmen können.
- > Anbau von Mischkulturen anstelle von Monokulturen (z.B. Rand- und Zwischenpflanzung, Untersaat): Einerseits lassen sich dadurch die Erträge steigern, andererseits fördert eine permanente und/oder vollständige Bodenbedeckung eine effizientere Nutzung der Nährstoffe, schützt den Kohlenstoffvorrat im Boden vor Wind- und Wassererosion und reduziert die Wasserverdunstung. Mischkulturen tragen zudem zur Erhöhung der Biodiversität bei, und können – im Gegensatz zur Situation in Monokulturen – gegen die Ausbreitung von Schädlingen vorbeugend wirken.
- > Bodenerhaltende Maßnahmen (z.B. die reduzierte oder pfluglose Bodenbearbeitung).

Welche der beiden gegensätzlichen Produktionsmethoden beiden Zielsetzungen (THG-Reduktion und Produktionssteigerung) gleichzeitig besser gerecht wird, hängt stark von lokalen Faktoren ab. Was die Flächenproduktivität betrifft, ist bekannt, dass in Industrieländern die flächenspezifischen Erträge in der ökologischen Landwirtschaft in der Regel unter den konventionell erzielbaren Erträgen rangieren. So liegt z.B. der durchschnittliche Hektarertrag für Weizen um rd. 56 %, für Kartoffeln um rd. 44 % niedriger als in der konventionellen Vergleichsgruppe (BMELV 2011a, S. 33). In Entwicklungsländern hingegen, in denen größtenteils eine kleinbäuerliche Landwirtschaft auf Standorten mit mittlerer bis niedriger Produktivität vorherrscht, kann die ökologische Landwirtschaft vielfach höhere Erträge erzielen als der konventionelle Anbau. In einer groß angelegten Auswertung von Studien, in der weltweit ökologische mit konventioneller Landwirtschaft verglichen wurde, kam man zu dem Ergebnis, dass in Entwicklungsländern in der ökologischen Landwirtschaft im Mittel aller Untersuchungen um 80 % höhere Erträge erzielt werden konnten als in der konventionellen Landwirtschaft (Badgley et al. 2007). Dies kann u.a. darauf zurückgeführt werden, dass die in der konventionellen Landwirtschaft eingesetzten Betriebsmittel von Landwirten in Entwicklungsländern häufig aus Kostengründen nicht eingesetzt

werden können, dass die Wirksamkeit von Mineraldünger auf Böden mit geringem Nährstoffrückhaltevermögen gering ist und dass sich Hohertragsorten für den Anbau auf suboptimalen Standorten nicht eignen (TAB 2011, S. 61 f.).

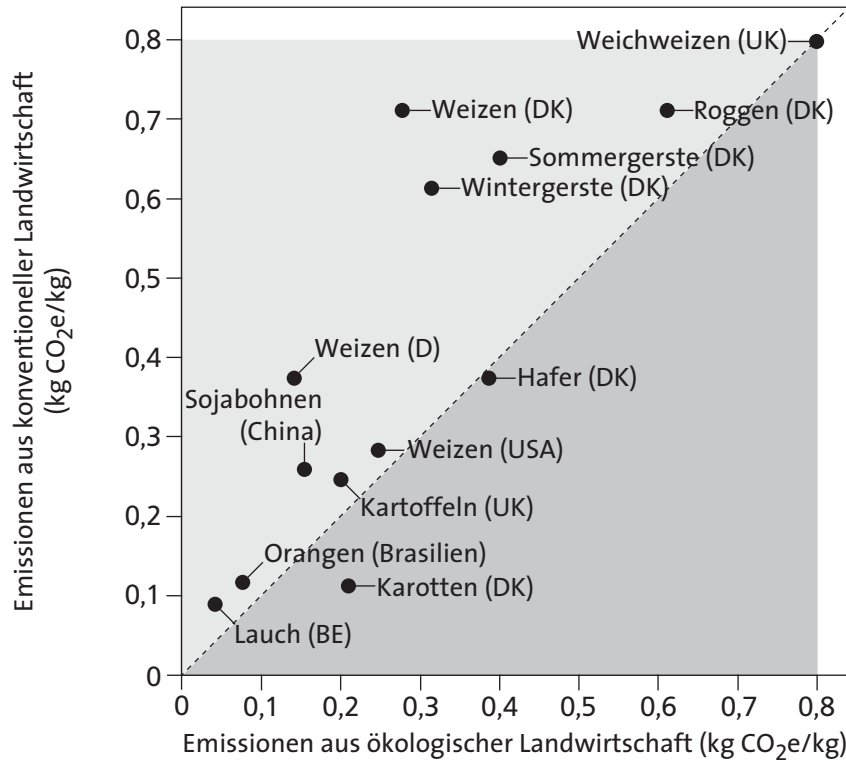
In Punkto THG-Emissionen weisen ökologisch bewirtschaftete Böden u.a. als Folge des Verzichts auf mineralischen Stickstoffdünger tendenziell geringere Emissionen je Flächeneinheit auf. Beispielsweise wurde in vergleichenden Studien auf deutschen und schweizerischen Standorten festgestellt, dass die flächenbezogenen THG-Emissionen durch ökologische Produktionsmethoden um rd. einen Drittel tiefer liegen als bei konventionell wirtschaftenden Betrieben (Flessa et al. 2002; Nemecek et al. 2005, nach Niggli et al. 2009, S. 5). Entscheidend für einen Vergleich landwirtschaftlicher Produktionssysteme sind jedoch die THG-Emissionen *pro Produkteinheit*, da diese zusätzlich mögliche Auswirkungen der unterschiedlichen Produktionsmethoden auf die Erträge berücksichtigen.

Was die Ackerfruchtproduktion in Industrieländern betrifft, schneiden die ökologischen gegenüber den konventionellen Produktionsmethoden auch hinsichtlich der produktbezogenen THG-Emissionen in der Regel besser ab.⁴⁵ Abbildung IV.10 stellt die Ergebnisse einer Reihe von Studien aus verschiedenen Ländern und mit unterschiedlichen Ackerfrüchten dar. Mit Ausnahme des dänischen Versuchs mit Karotten weisen alle anderen Versuche vergleichbare oder niedrigere THG-Emissionen pro kg Erntegut mit ökologischer Produktion auf. Allerdings sind auch deutliche Unterschiede bei den ermittelten THG-Emissionen bei gleichen Ackerfrüchten festzustellen, beispielsweise zwischen der Weizenproduktion in Deutschland, den USA oder Dänemark. Die Gründe sind in unterschiedlichen Standortbedingungen und Anbauverfahren sowie in verschiedenen Berechnungsmethoden und Systemgrenzen zu suchen. Vergleiche sind also nur innerhalb desselben Versuchsrahmens möglich, nicht zwischen zwei verschiedenen Versuchen.

Für Standorte in Entwicklungsländer stehen gegenwärtig nur sehr wenige Ergebnisse aus Vergleichsstudien zur Klimawirkung des ökologischen und konventionellen Pflanzenbaus zur Verfügung. Da auf mittel- bis mässig fruchtbaren Böden die ökologische der konventionellen Landwirtschaft in Bezug auf die Flächenerträge vielfach überlegen ist und die Gestaltungsprinzipien der ökologischen Ackerbewirtschaftung vermutlich auch in Entwicklungsländern zur Reduktion der flächenbezogenen THG-Emissionen beitragen dürften, kann davon ausgegangen werden, dass ökologische Produktionsmethoden insbesondere in Entwicklungsländer ein hohes Potenzial zu Erreichung der formulierten Zielsetzungen (THG-Reduktion und Ertragssteigerung) aufweisen. Vor dem Hintergrund, dass der prognostizierte starke Anstieg der THG-Emissionen im Bereich der Landwirtschaft insbesondere in den Entwicklungsländern stattfinden könnte, ist dies von besonderer Bedeutung.

45 Bei der Milch- und Fleischproduktion sind die Ergebnisse zugunsten der ökologischen Landwirtschaft allerdings nicht mehr so eindeutig (Kap. IV.1.2.3).

ABB. IV.10 VERGLEICH DER PRODUKTBEZOGENEN THG-EMISSIONEN AUS DER KONVENTIONELLEN UND ÖKOLOGISCHEN PRODUKTION VON ACKERFRÜCHTEN (kg CO₂e/kg ERNTEGUT)



Punkte im oberen linken Dreieck: THG-Emissionen höher mit konventioneller Produktion
 Punkte im unteren rechten Dreieck: THG-Emissionen höher mit ökologischer Produktion

Quelle: FAO 2011a, S.62 f.

REDUZIERTER ODER PFLUGLOSE BODENBEARBEITUNG

Das Wenden des Ackerbodens durch den Pflug dient dazu, das Feld für die Aufnahme des Saatgutes vorzubereiten. Durch das Aufbrechen der Bodenstruktur wird die Sauerstoff- und Wasserversorgung der Krume verbessert, das Bodenleben aktiviert sowie Unkräuter, Düngemittel und Ernterückstände (z.B. Mulch) in den Boden eingearbeitet. Die Störung im Bodengefüge begünstigt aber gleichzeitig den Abbau des Kohlenstoffvorrats im Boden durch Mikroorganismen sowie die Erosion durch Wind und Wasser, da die aufgelockerte Bodendecke schneller abgetragen werden kann. Erosion und aktivierte mikrobielle Aktivität führen so zu erhöhten CO₂-Emissionen durch das Pflügen.

Als wirksame Maßnahme gegen die Bodenerosion erlangt die konservierende Bodenbearbeitung (»conservation agriculture«), die prinzipiell sowohl im ökologischen als auch im konventionellen Bewirtschaftungssystem zur Anwendung



kommen kann, zunehmend an Bedeutung. Die Prinzipien der konservierenden Bodenbearbeitung lauten (Meyer 2010, S. 263):

- › keine oder minimale (mechanische) Bodenbearbeitung (z.B. pfluglose Bodenbearbeitung in Verbindung mit Direktsaat bzw. -pflanzung),
- › permanente organische Bodenbedeckung (z.B. Ernterückstände oder Zwischenfrüchte),
- › vielfältige Fruchtfolgen (oder Vielfalt von Pflanzenarten im Fall von Dauerkulturen).

Durch die Minderung der Störung im Bodengefüge kann der Abbau des Bodenkohlenstoffs eingedämmt werden. Zudem trägt die Bepflanzung mit Zwischenfrüchten oder das Belassen von Ernterückständen auf dem Feld zur Erhöhung des Kohlenstoffvorrats im Boden bei. Ebenso werden die Emissionen aus der häufig angewandten Praxis der Verbrennung von Ernterückständen durch deren Nutzung als Bodenbedeckung eingedämmt (IPCC 2007a, S. 507 f.). Eine permanente Bodenbedeckung führt auch zu einem besseren Bodenklima und Nahrungsangebot für Bodenorganismen (z.B. Regenwürmer), die die Wasseraufnahmekapazität und Nährstoffversorgung im Boden fördern (FAO 2010b, S. 5).

Die veränderte Praktik der Bearbeitung hat auch Auswirkungen auf die Lachgasemissionen der Böden. So vermuteten z.B. Rochette et al. (2008), dass ein Verzicht auf den Pflugeinsatz auf schweren und feuchten Tonböden zu hohen Lachgasemissionen führen könne, die mögliche CO₂-Emissionsminderungen mehr als kompensieren. Der reduzierte Pflugeinsatz bzw. die Direktsaat ohne vorhergehende Bodenbearbeitung kann zudem die Verbreitung von Unkräutern sowie von Krankheiten und Schädlingen fördern. In der konventionellen Landwirtschaft muss dies wiederum durch den vermehrten Einsatz von Herbiziden und Pestiziden zur Unkrautkontrolle sowie zur Krankheits- und Schädlingsbekämpfung kompensiert werden, während für ökologische Produktionsmethoden geeignete Maßnahmen zur Unkrautregulierung notwendig sind (z.B. Abflammen von Unkraut, Einsatz von Striegeln, Hacken oder Büsten). Erhöhte Lachgasemissionen, die Herstellung (energieintensiver) Pflanzenschutzmittel für den Einsatz in der konventionellen Landwirtschaft bzw. thermische und mechanische Verfahren zur Unkrautregulierung in der ökologischen Landwirtschaft können die THG-Bilanz der konservierenden Bodenbearbeitung verschlechtern.

AGROFORSTSYSTEME

Agroforstsysteme kombinieren in Anlehnung an den Ansatz der Fruchtartenvielfalt Elemente des Pflanzenbaus (und/oder der Viehhaltung) mit denen des Waldbaus auf derselben landwirtschaftlichen Nutzfläche, indem auf Acker-, Wiesen- oder Weideflächen schnellwachsende Baumarten oder Edellaubbäume gepflanzt werden. Agroforstsysteme weisen ein weites Spektrum verschiedener Ausprägungen auf: Variieren können die Art des Gehölzes, die Art der landwirtschaft-

^
> IV. MÖGLICHKEITEN DES THG-MANAGEMENTS IM BEREICH DER LANDNUTZUNG
v

lichen Nutzung sowie die zeitliche und/oder räumliche Verknüpfung der Komponenten (Reeg 2010, S.2).

Agroforstsysteme zielen darauf, auf natürliche Weise den Kohlenstoffvorrat des Ökosystems in Boden und Biomasse zu steigern sowie den Nährstoffgehalt im Boden und damit die Flächenproduktivität zu erhöhen. Unter anderem folgende positive Interaktionen tragen dazu bei:

- > Durch die Bäume weist das Feld im Vergleich zum konventionellen Pflanzenanbau einen höheren Kohlenstoffvorrat in der Biomasse auf. Zusätzlich tragen die Bäume durch Laubfall, abgestorbene Wurzelbiomasse etc. dazu bei, dass zusätzliches organisches Material dem Boden zugeführt wird.
- > Die Bäume erfüllen eine Erosionsschutzfunktion und reduzieren durch ihren Schattenwurf die Austrocknung des Bodens. Dies beugt Degradierungsprozessen vor.
- > Durch die Nutzung von Leguminosenbäumen wird Stickstoff biologisch fixiert. Dieser steht für die Kulturpflanze zur Verfügung, sodass der Bedarf an (mineralischem) Stickstoffdünger reduziert werden kann. Tiefwurzelnde Bäume transportieren zudem tiefer liegende Nährstoffe nach oben. Durch den Laubfall wird der Oberboden mit diesen Nährstoffen angereichert.

Agroforstsysteme liefern weitere Produkte (z.B. Früchte, Tierfutter), wodurch diese einen Beitrag zur Armutsbekämpfung bei Kleinbauern in Entwicklungsländern leisten. Zudem können Agroforstsysteme in Entwicklungsländern bestenfalls die illegale Abholzung reduzieren, da diese Bau- und Feuerholz liefern (Kap. IV.1.3.1). Ebenfalls wirken sich Agroforstsysteme positiv auf die Biodiversität aus.

In verschiedenen Studien wurde belegt, dass Agroforstsysteme als Kohlenstoffsenken dienen. Olbermann et al. (2004) beispielsweise berichten aus Messungen in einem 10 Jahre bestehenden Agroforstsystem in Costa Rica, dass jährlich Kohlenstoff in Höhe von 0,7 t/ha in der ober- und unterirdischen Baumbiomasse gebunden werden konnte. Gefallenes Laub und Äste der Bäume enthielten jährlich 1,4 t C/ha, was zu einem jährlichen Anstieg des Bodenkohlenstoffvorrats um 0,6 t C/ha beigetragen hat.

REISANBAU

Beim Nassreisanbau entstehen unter den anaeroben Bedingungen der gefluteten Reisfelder durch Stoffwechselprozesse von bakterienähnlichen Mikroorganismen (sogenannte Archaea) große Mengen an Methan. Strategien zur Vermeidung dieser Emissionen zielen deshalb darauf ab, den Stoffwechselprozess der Methanbilder einzuschränken (IPCC 2007a, S. 508).

Eine Maßnahme sieht die temporäre Trockenlegung des Reisfeldes während der Vegetationsperiode vor. Zwar fördert dies gleichzeitig die Freisetzung von Lach-

gas, weist aber aufgrund der erzielten Methanreduktion insgesamt eine günstigere THG-Bilanz gegenüber dauerhaft gefluteten Reisfeldern auf. Die temporäre Trockenlegung von Reisfeldern ist allerdings nur bei einer ausreichenden Wasserverfügbarkeit und nicht bei Reisfeldern im Regenfeldbau durchführbar. Eine effektive Methode zur Reduktion der Methanemissionen wäre die Vermeidung der Einbringung von Reisstroh in die Reisfelder, um den Methanbildern organisches Material zu entziehen. Allerdings müsste in diesem Fall der Nährstoffbedarf der Reisfelder durch andere organische Reststoffe oder Dünger gedeckt werden, die ggf. in ihren Produktions- oder Wirkungsprozessen andere Treibhausgase verursachen. Daher wird als weitere Maßnahme vorgeschlagen, Reisstroh nur außerhalb der Vegetationsperioden in trockene Reisfelder einzubringen, sodass dieses unter aeroben Bedingungen zersetzt wird. Die Anwendung dieser beider Maßnahmen könnte zu einer Reduktion der Methanemissionen im Reisanbau von rd. 30 % führen (Yan et al. 2009, S. 11).

Ein vergleichsweise junges Anbausystem, das sogenannte »system of rice intensification« (SRI), findet seit einigen Jahren zunehmend Verbreitung. Neben temporär trockengelegten Feldern sowie Maßnahmen zur Erhöhung des organischen Kohlenstoffgehalts im Boden gehören zusätzlich sorgfältiges Umpflanzen von jungen Setzlingen und die weite Anordnung der Pflanzen (nicht in Büscheln). Häufig werden mit den Methoden des SRI um 20 bis 40 % höhere Ernteerträge gegenüber den konventionellen Anbaumethoden beobachtet, während gleichzeitig weniger Ressourcen (Wasser, Saatgut und andere externe Inputfaktoren) benötigt werden (Meyer 2010, S. 264).

Ein weiterer Ansatzpunkt zur Reduktion der Methanemissionen sieht die Verwendung spezieller Reissorten mit einer reduzierten Abgabe von Substanzen vor, die den Stoffwechsel der Methanbilder fördern (Aulakh et al. 2001). Schließlich würde der Trockenanbau von Reis zwar zu erheblichen Methaneinsparungen führen, wird aber aufgrund geringerer Erträge und der aufwendigeren Bearbeitung kaum als Alternative zum Nassreisanbau diskutiert.

HANDLUNGSANSÄTZE IM NÄHRSTOFFMANAGEMENT

1.2.2

Eine wichtige Komponente zur Verringerung von THG-Emissionen in der Landwirtschaft ist die Eingrenzung der Lachgasemissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden aufgrund der Anwendung von stickstoffhaltigen Düngemitteln. Stickstoff ist einer der wichtigsten Nährstoffe für die Pflanze, sodass eine ausreichende Stickstoffversorgung gegeben sein muss. Eine Erhöhung der Stickstoffversorgung kann das Pflanzenwachstum fördern, weswegen die Stickstoffdüngung in der ertragsmaximierenden Landwirtschaft einen hohen Stellenwert besitzt.

Liegt die Stickstoffkonzentration im Boden allerdings über der von der Vegetation nutzbaren Menge (Stickstoffüberschuss), so wird der Überschuss durch Bo-

^
> IV. MÖGLICHKEITEN DES THG-MANAGEMENTS IM BEREICH DER LANDNUTZUNG
v

denorganismen teilweise in Lachgas umgewandelt, welches in die Atmosphäre entweicht. Zusätzlich kann der Stickstoffüberschuss zu einer Verringerung der Bodenqualität in tieferen Schichten infolge der Verlagerung von Stickstoff in Form von Nitraten sowie zu einer möglichen Gefährdung des Grundwassers durch den Eintritt von Nitrat und Nitriten führen.

Vermindern lässt sich ein Stickstoffüberschuss durch folgende Maßnahmen:

- > Steigerung der Stickstoffeffizienz, indem die Stickstoffdüngung in Abhängigkeit von der Kulturpflanze, von Bodenart und -chemie, Witterungsbedingungen sowie Stickstoffrestmengen im Boden quantitativ, zeitlich und räumlich optimal an die Aufnahmefähigkeit der Kulturpflanze angepasst wird (z.B. DLG 2006);
- > Reduktion des Bedarfs an mineralischen und organischen Stickstoffdüngern durch Bepflanzung mit Leguminosen (Hülsenfrüchtler), die aufgrund ihrer Symbiose mit Knöllchenbakterien als einzige Pflanzenarten in der Lage sind, atmosphärischen Stickstoff (N_2) direkt zu binden und in eine biologisch verfügbare Form umzuwandeln. Leguminosen können entweder direkt verwertet werden (z.B. Sojabohnen, Ackerbohne, Speiseerbse) oder als Zwischenfrucht (z.B. Klee, Lupinen) im Sinne der Gründüngung den Gehalt an biologisch verfügbarem Stickstoff für nachfolgende Kulturen erhöhen. Allerdings verursachen Leguminosen ihrerseits Lachgasemissionen, wodurch die emissionsvermindernde Wirkung dieser Maßnahme teilweise kompensiert wird (Kap. IV.3);
- > Verwendung von sogenannten Nitrifikationshemmern, die aufgrund ihrer chemischen Wirkung die Aktivitäten nitrifizierender Bakterien (welche die Stickstoffverbindungen im Düngemittel in pflanzenverfügbares Nitrat, NO_3^- , umwandeln) hemmen, dadurch eine gleichmäßige Stickstofffreisetzung aus den Düngemitteln fördern und den Verlust von Stickstoff an die Atmosphäre einschränken;
- > Auswahl der Kulturpflanzen und der Fruchtfolge: Eine angepasste Anbaufolge von Pflanzen mit unterschiedlichem Stickstoffbedarf kann zur Etablierung eines ausgeglichenen Stickstoffhaushalts im Boden führen. So nehmen Zwischenfrüchte ggf. überschüssigen pflanzenverfügbaren Stickstoff auf und geben diesen an die nachfolgende Kultur weiter.

HANDLUNGSANSÄTZE IN DER VIEHHALTUNG UND IM GRÜNLANDMANAGEMENT

1.2.3

VIEHHALTUNG

Der Verdauungsprozess von Wiederkäuern führt durch Stoffwechselprozesse der beteiligten Bakterien im Pansen der Tiere zu einer erheblichen Methanfreisetzung. Zusätzliche Freisetzungen von Methan und Lachgas entstehen durch die Zersetzung ihrer Exkreme. Nach Dämmgen/Hänel (2008) setzt eine Kuh (650 kg



Gewicht, Milchleistung 8.000 kg/Jahr, 1 Kalb/Jahr) jährlich rund 119 kg Methan (entspricht rund 2,5 t CO₂e) durch Fermentation im Pansen sowie weitere 19 kg Methan und 0,9 kg Lachgas (entspricht 678 kg CO₂e) durch Vergärung ihrer Exkreme freigegeben. Insgesamt wird geschätzt, dass rd. ein Drittel der globalen Methanemissionen durch die Haltung von Rindern und Schafen verursacht wird (IPCC 2007a, S. 510).

Eine weitere Intensivierung in der Viehhaltung trüge zu einer Emissionsvermeidung bei, wenn bei gleicher Produktionsleistung der weltweite Viehbestand verringert würde (Steigerung der Einzeltierleistung). Dies könnte z.B. durch die verstärkte Fütterung von Kraftfutter anstelle von Grünfutter oder die Zucht von besonders leistungsfähigen Tieren geschehen. Dadurch ließe sich z.B. die Leistung von Milchkühen erhöhen, oder Tiere für die Fleischproduktion könnten ihr Schlachalter früher erreichen. Inwieweit die Intensivierung der Viehhaltung hilfreich ist, um die THG-Bilanz der Viehhaltung durch eine Verringerung der weltweiten Viehbestände zu ermöglichen, wird derzeit kontrovers diskutiert. Die Wirkung dieses Ansatzes auf die THG-Emissionen hängt auch davon ab, wie dieser sich auf die Landnutzung und auf den Stickstoffgehalt der tierischen Exkreme auswirkt, sowie von THG-Emissionen, die durch die Bereitstellung des Kraftfutters (Produktion und Transport) entstehen. Zudem könnte z.B. bei Milchkühen die intensive Selektion nach der höchsten Milchleistung sich negativ auf die Fruchtbarkeit der Tiere auswirken, sodass mehr Tiere für die Nachzucht gehalten werden müssten (IPCC 2007a, S. 510).

Handlungsansätze, die nicht bei der Anzahl der Nutztiere ansetzen, sind im Bereich der Fütterung oder des Wirtschaftsdüngermanagements möglich. Die Fütterung von fettreicherem Futter (z.B. durch den Zusatz von Ölen) kann die Methanbildung im Pansen der Tiere erschweren. Dies könnte sich jedoch negativ auf die Verdauung auswirken. Mehr Kraftfutter anstelle von Grünfutter könnte den für die methanbildenden Bakterien wichtigen Zelluloseanteil verringern, allerdings würde dies gleichzeitig den Umbruch von Grün- in Ackerland fördern. Verschiedene Futtermitteladditive werden hinsichtlich ihrer Eigenschaft, die Methanemissionen zu mindern, untersucht. So wird beispielsweise die Verwendung von Antibiotika diskutiert, die eine Reduzierung der methanbildenden Bakterien erreichen sollen (z.B. Ionophore, die in der EU jedoch aufgrund ihrer toxischen Wirkung für einige Tierarten verboten sind). Diese Maßnahme könnte sich jedoch infolge sich bildender Resistenzen der Bakterien als nicht nachhaltig erweisen. Probiotische Futterzusatzstoffe, z.B. speziell dafür geeignete Hefebakterien, könnten ggf. die Methanproduktion eindämmen. Bis dato wurden jedoch noch keine Kulturen identifiziert, die dies leisten (IPCC 2007a, S. 510). Daneben wird an Methoden zur Immunisierung gegen bestimmte den Pansen besiedelnde methanbildende Mikroben gearbeitet (Osterburg et al. 2009, S. 49).

^
› IV. MÖGLICHKEITEN DES THG-MANAGEMENTS IM BEREICH DER LANDNUTZUNG
v

Die Reduktion der Lachgasemissionen aus den Tierexkrementen könnte zum Teil durch eine verbesserte Fütterung geschehen (Osterburg et al. 2009, S. 51): Reduzierte Proteingehalte im Futter, z.B. in Verbindung mit an den Bedarf angepasster Phasenfütterung, tragen zu einer Verminderung der von Tieren ausgeschiedenen Stickstoffmenge bei. Dadurch lassen sich die Lachgasemissionen bei der Lagerung der Ausscheidungen sowie aus landwirtschaftlich genutzten Böden nach Verwendung der Ausscheidungen zur Düngung vermindern. Eine angepasste Fütterung könnte die Stickstoffausscheidungen der Tiere um 16 bis 18 % (bei der Schweine- und Hähnchenmast) bzw. 4 bis 6 % (bei Sauen, Legehennen und Puten) reduzieren. Für die Rinderhaltung ist eine angepasste Fütterung allerdings infolge vielfältiger Fütterungspraktiken schwieriger umzusetzen (bei Weidehaltung gar nicht).

Im Rahmen eines *verbesserten Wirtschaftsdüngermanagements* können die durch Zersetzungsprozesse der tierischen Exkremente entstehenden Methan- und Lachgasemissionen durch verschiedene technische und bauliche Maßnahmen teilweise eingedämmt werden. Die Zwischenlagerungszeit der Exkremente im Stall bzw. auf befestigten Flächen außerhalb des Stalls sollte möglichst kurz gehalten werden, allerdings unter Berücksichtigung des optimalen Zeitpunkts für die Ausbringung des Wirtschaftsdüngers (Kap. IV.1.2.2). Bauliche Maßnahmen zur Erhöhung der Dichtigkeit von Gülle- oder Festmistlager sowie die Abdeckung der Lagerbehälter sind effektive Maßnahmen zur Verringerung der Emissionen. So lassen sich bei der Abdeckung von Güllelagern mit schwimmenden oder festen Abdeckungen Wirkungsgrade von 80 bis 100 % erreichen (Osterburg et al. 2009, S. 64). Da für die Entstehung der klimarelevanten Gase insbesondere Mikroorganismen von Bedeutung sind, die hohe Temperaturen bevorzugen (Osterburg et al. 2009, S. 67), könnte die Kühlung der Lagerstätten die Emissionen eindämmen. Maßnahmen im Bereich der Düngemittellagerung sollten allerdings von Maßnahmen zur Erhöhung der Düngemittelleffizienz begleitet werden, da ansonsten die Emissionsvermeidung bei der Lagerung durch höhere Emissionen nach der Ausbringung kompensiert werden (Osterburg et al. 2009, S. 52).

Eine wirksame Maßnahme zur Reduktion der Methanemissionen bei der Lagerung von Wirtschaftsdünger ergibt sich aus der energetischen Verwertung von Gülle oder Festmist in Biogasanlagen und der anschließenden Verwendung der Gärrückstände als Dünger. Durch das Biogas können zusätzlich CO₂-Emissionen aus der Nutzung fossiler Energieträger substituiert sowie THG-Emissionen infolge der energieintensiven Produktion von mineralischem Stickstoffdünger reduziert werden. Wenn der Wirtschaftsdünger zusammen mit nachwachsenden Rohstoffen vergoren wird, zieht die offene Lagerung der Gärrückstände allerdings zusätzliche Methanemissionen nach sich, da bei den in der Praxis üblichen Verweilzeiten die pflanzlichen Rohstoffe aufgrund des allgemein hohen Rohfasergehalts nicht vollständig im Fermenter abgebaut werden. Die Lagerung von

Gärrückständen von Biogasanlagen sollte daher grundsätzlich gasdicht erfolgen (Osterburg et al. 2009, S. 62).

GRÜNLANDMANAGEMENT

Grünland wird zur Bereitstellung von Futter entweder direkt als Wiese und Weide benutzt, oder der Grünschnitt wird durch Mahd als Winterfutter eingefahren. Im Jahr 2009 bedeckte landwirtschaftlich genutztes Grünland eine Fläche von rd. 3,4 Mrd. ha, was ungefähr 26 % der globalen Landfläche und 68 % der weltweiten Landwirtschaftsfläche entspricht (FAO 2012).

Dauergrünland reichert aufgrund seiner beständigen Vegetationsdecke, des umfangreichen Wurzelwerks der Gräser sowie der im Gegensatz zum Ackerland intakten Bodenstruktur Kohlenstoff im Boden an und stellt im Idealfall eine Kohlenstoffsенке dar. Die Menge an Kohlenstoff, die im Boden festgelegt wird, hängt allerdings von der Intensität der Bewirtschaftung ab. Auf übernutzten Weiden können die Flächenproduktivität und damit die Zuführung von Kohlenstoff in den Boden abnehmen, u.a. falls durch die intensive Beweidung die Regenerationsfähigkeit der Vegetation eingeschränkt, die Grasnarbe verletzt, die Dichte der Vegetation verringert oder die Zusammensetzung der Gräser nachteilig verändert wird (FAO 2010a, S. 7). Im ungünstigsten Fall führt dies zum Abbau der Bodenkohlenstoffvorräte und das Grünland entwickelt sich zur Kohlenstoffquelle. Abhilfe könnte eine geringere Besatzdichte (Anzahl Tiere pro Fläche) oder Ruhezeiten in der Beweidung während des maximalen Aufwuchses der Vegetation schaffen (FAO 2010a, S. 15).

Weitere mögliche Optionen zum CO₂- bzw. THG-Management korrespondieren stark mit jenen im Bereich der Ackernutzung (Kap. IV.1.2.1). Der Umbruch von Grün- in Ackerland führt zum Verlust eines beträchtlichen Teils des Kohlenstoffvorrats im Boden und sollte vermieden werden. Dagegen wird durch die Umwandlung von Acker- in Grünland der Kohlenstoffgehalt im Boden wieder erhöht (Kap. IV.1.1.1). Die Biomasseerträge lassen sich durch Pflanzung ertragsreicher Dauergrünpflanzen sowie verstärkte Düngung und Bewässerung steigern. Dadurch könnte der Landnutzungsdruck und folglich die Umwandlung von Wald in Weideland eingedämmt werden. Zudem trägt ein erhöhtes Biomasseaufkommen durch das Wurzelwerk der Gräser sowie Gräserückständen zur Erhöhung der Bodenkohlenstoffvorräte bei. Das Anpflanzen von Bäumen auf Weideflächen im Rahmen der Agroforstwirtschaft erhöht die Menge an Kohlenstoff in Biomasse und Boden und bietet zahlreiche weitere Vorteile (Kap. IV.1.2.1).

Wie beim Ackerbau hilft ein angepasstes Nährstoffmanagement (z.B. Einsäen von Leguminosen) unnötige Lachgasemissionen zu vermeiden. Bei der Grünlandnutzung richtet sich die optimale Menge an Stickstoffdünger danach, ob der Grünschnitt als Winterfutter eingefahren oder das Grünland als Weide genutzt wird, da hier das Vieh bis zu 95 % der Nährstoffe wieder über die Exkremamente

^
› IV. MÖGLICHKEITEN DES THG-MANAGEMENTS IM BEREICH DER LANDNUTZUNG
v

an den Boden zurückgibt und eine zusätzliche Stickstoffdüngung die Konzentration im Boden (und damit die Lachgasemissionen) übermäßig erhöht. Allerdings ist die Rückführrate durch Exkremete schwer mess- und einschätzbar, und zudem kann es durch die ungleiche Verteilung der Exkremete auf der Weide zu höheren Stickstoffverlusten kommen (Osterburg et al. 2009, S. 53). Im Rahmen der ökologischen Landwirtschaft wird versucht, die Biomasseerträge ohne die Nutzung von mineralischem Stickstoffdünger, sondern mithilfe von Leguminosen zu steigern.

Eine weitere Quelle für Emissionen im Grünlandsektor sind natürliche und menschengemachte Feuer. Nach Schätzungen werden durch Feuer auf Grasländern und Savannen jährlich rd. 900 Mt C, durch Verbrennung von landwirtschaftlichen Rückständen⁴⁶ mindestens 60 Mt C freigesetzt (van der Werf et al. 2010). Der durch die Verbrennung aus der Biosphäre entfernte Kohlenstoff steht prinzipiell nicht mehr für die Rückführung in den Boden zur Verfügung.⁴⁷ Die Vermeidung und frühzeitige Eindämmung natürlicher oder menschengemachter Brände sowie der Verzicht auf die Praxis, landwirtschaftliche Pflanzenrückstände zu verbrennen, tragen dazu bei, unnötige THG-Emissionen zu verhindern sowie den Bestand an Büschen und Bäumen (und damit den Kohlenstoffvorrat in der Biomasse) zu erhalten bzw. zu erhöhen.

VERGLEICH ZWISCHEN KONVENTIONELLEN UND ÖKOLOGISCHEN PRODUKTIONSMETHODEN

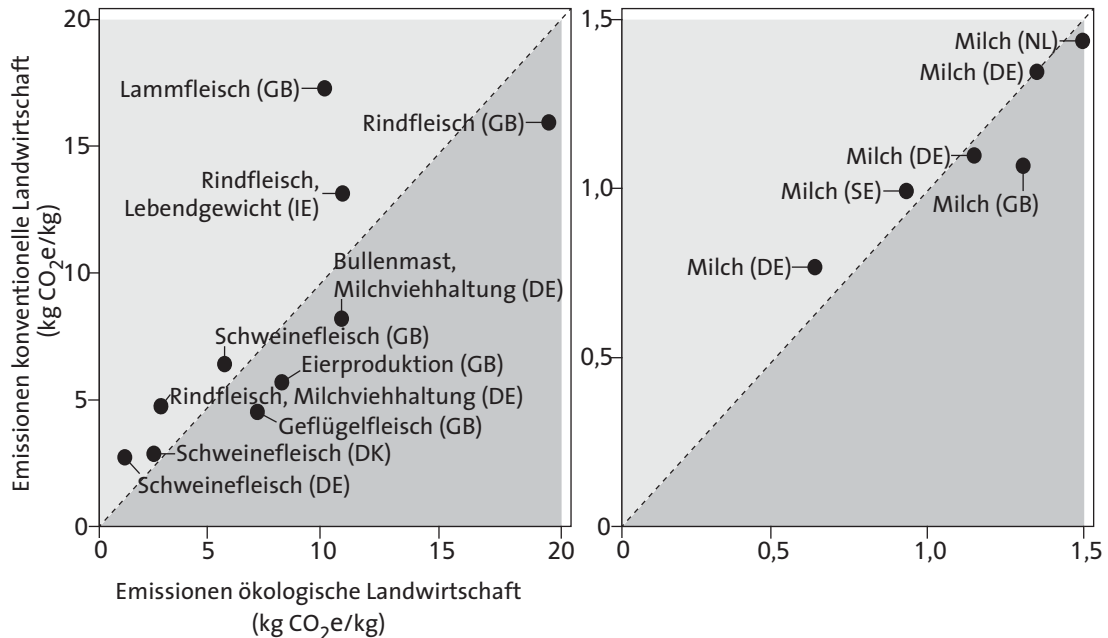
Während die ökologische gegenüber der konventionellen Produktion von Ackerfrüchten in der Regel mit niedrigeren Werten bei den produktbezogenen THG-Emissionen verbunden ist (Kap. IV.1.2.1), zeigt ein Vergleich der THG-Emissionen zwischen konventionell und ökologisch wirtschaftenden Viehbetrieben kein eindeutiges Ergebnis mehr (Abb. IV.11).

Zurückzuführen ist dies darauf, dass durch die Leitgedanken der ökologischen Landwirtschaft gewisse Emissionen zwar verringert, andere aber gleichzeitig erhöht werden, sodass sich die Effekte kompensieren. So reduzieren ökologische Produktionsmethoden in der Viehhaltung einerseits die THG-Emissionen u.a. durch den Verzicht auf mineralischen Stickstoffdünger, die lokale Verwertung des anfallenden Wirtschaftsdüngers, geringere Besatzdichten oder durch den limitierten Einsatz von zugekauftem energiereichem Futtermittel. Andererseits begünstigt mehr Grün- anstelle des Kraftfutters die Methanemissionen aus der Verdauung und verringert die Milchleistung (Niggli et al. 2009, S. 8).

46 Kleine Brände, wie sie bei der Verbrennung von Pflanzenrückständen auftreten, sind mit Methoden der Fernerkundung nur schwierig zu erfassen (van der Werf et al. 2010).

47 Ein kleiner Teil des Kohlenstoffs aus der Biomasse verbleibt in Form von Biokohle längerfristig in der Biosphäre (Kap. III.3).

ABB. IV.11 VERGLEICH DER PRODUKTBEZOGENEN THG-EMISSIONEN AUS KONVENTIONELLER UND ÖKOLOGISCHER PRODUKTION (kg CO₂e/kg PRODUKT)



Punkte im oberen linken Dreieck: THG-Emissionen höher mit konventioneller Produktion
 Punkte im unteren rechten Dreieck: THG-Emissionen höher mit ökologischer Produktion

Quellen: FAO 2011a, S.62 f., ergänzt mit Werten aus Hirschfeld et al. 2008, S.34

HANDLUNGSANSÄTZE IN DER FORSTWIRTSCHAFT

1.3

Waldökosysteme stellen aufgrund ihrer hohen flächenspezifischen Kohlenstoffvorräte in der Vegetation und im Boden (Abb. IV.2), ihrer großen weltweiten Ausdehnung sowie ihrer hohen Sensitivität gegenüber menschlichen und natürlichen Einflüssen eine Schlüsselkomponente des vom Menschen beeinflussbaren globalen Kohlenstoffkreislaufs dar. Insgesamt rd. 46 % des Kohlenstoffs der terrestrischen Biosphäre sind in den Wäldern festgesetzt, davon rd. ein Fünftel in der von Abholzung besonders betroffenen Biomasse der tropischen Wälder.

Im Jahr 2010 bedeckten die weltweiten Waldgebiete rd. 40,3 Mio. km² (rd. 31 % der Landfläche). Während sich im Zeitraum von 2000 bis 2010 die Waldfläche in den gemäßigten Breiten und im nördlichen Nadelwaldgürtel (boreale Zone) als Folge natürlicher Sukzession sowie teils intensiver Aufforstungsmaßnahmen (z.B. in China und Indien) vergrößert hat, gingen durch Abholzung und Brandrodung (überwiegend in den tropischen Wäldern Südamerikas, Afrikas und Südostasiens), aber auch durch Dürre und/oder Waldbrände (z.B. in Australien) bedeutend größere Waldflächen verloren: Für diesen Zeitraum belief sich

^
> IV. MÖGLICHKEITEN DES THG-MANAGEMENTS IM BEREICH DER LANDNUTZUNG
v

der Nettoverlust der weltweiten Waldfläche auf jährlich rd. 52.160 km² (entspricht in etwa der Fläche Nordrhein-Westfalens und Rheinland-Pfalz), was 0,13 % der Gesamtwaldfläche entspricht. Im Zeitraum von 1990 bis 2000 betrug die Nettoverlustrate noch 83.230 km²/Jahr (0,20 % der Gesamtwaldfläche), sodass der globale Trend zwar rückläufig ist, nicht aber in Afrika (Ausnahme Nordafrika) bzw. nur in geringem Maße in Südamerika. In diesen Gebieten sind große Mengen an Kohlenstoff in der Biomasse tropischer Regenwälder festgelegt (FAO 2011b, S. 1 ff.).

Die Abschätzung der damit verbundenen THG-Emissionen ist schwierig, mit großen Unsicherheiten verbunden und von den unterstellten Systemgrenzen abhängig. Der IPCC (2007a, S. 104 ff.) geht davon aus, dass 2004 rd. 17 % der globalen THG-Emissionen (rd. 8,5 Gt CO₂e, davon rd. 8 Gt in Form von CO₂) auf die Entwaldung und der nachfolgenden Zersetzung bzw. Verbrennung von Biomasserückständen und Bodenkohlenstoffvorräten der häufig torfreichen Waldböden zurückzuführen sind. In neueren Studien wurden für diesen Bereich mit rd. 5,5 Gt CO₂ (davon 80 % Entwaldung und Degradierung, 20 % Abbau von Torfböden) leicht geringere CO₂-Emissionen ermittelt (van der Werf et al. 2009).

Vor diesem Hintergrund und der großen Bedeutung der Wälder als Kohlenstoffspeicher der terrestrischen Biosphäre ergeben sich drei Maßnahmenkategorien zum CO₂- bzw. THG-Management:

- > Vermeidung von Entwaldung und Degradierung,
- > Aufforstung und Wiederaufforstung,
- > verbessertes Waldmanagement.

Welche der Maßnahmen in einer spezifischen Region ein hohes Potenzial aufweisen, hängt vom Zustand der Wälder sowie deren (historische) Nutzungsprofile ab. So sind beispielsweise für die bewirtschafteten Wälder Europas Maßnahmen des Waldmanagements von hoher Bedeutung, während für die tropischen Primärwälder insbesondere Maßnahmen zur Vermeidung der Entwaldung und Degradierung relevant sind.

VERMEIDUNG VON ENTWALDUNG UND DEGRADIERUNG

1.3.1

Die *Vermeidung von Abholzung und Brandrodung* des Waldes sowie der Waldbrandschutz werden als die kurzfristig effektivsten Maßnahmen für Emissionsminderungen im Bereich der Forstwirtschaft angesehen (IPCC 2007a, S. 550). Diese Maßnahmen richten sich insbesondere auf Regionen, die noch einen hohen Bestand an alten, natürlichen Wäldern aufweisen, die einen hohen Kohlenstoffvorrat in der Biomasse und im Boden enthalten, insbesondere die tropischen und borealen Primärwälder. Der Schutz der tropischen Wälder vermeidet primär die unmittelbaren Kohlenstoffemissionen durch den Verlust der hohen Kohlen-

stoffvorräte in der Vegetation, die Bewahrung der borealen Wälder hingegen ist essenziell für den Erhalt der hohen im Boden festgelegten Kohlenstoffvorräte dieser Ökosysteme (Kap. IV.1.1.1).

Von Entwaldung wird in der Regel dann gesprochen, wenn die Baumkronenbeschirmung unter einen Schwellenwert von 10 bis 30 % der betroffenen Fläche reduziert wird, über diesem Schwellenwert gilt die Fläche als Wald.⁴⁸ In einigen Regionen der Welt ist der Wald allerdings von einer teilweise starken *Degradierung* in Form einer erheblichen Ausdünnung des Baumbestandes gekennzeichnet, verursacht durch sauren Regen (z.B. in Industrienationen als Folge der Verunreinigung der Luft mit Stickstoff- oder Schwefeldioxid u.a. aus der Verbrennung schwefelhaltiger Kohle), durch die teilweise Entwaldung infolge eines mangelnden Waldmanagements (z.B. in Russland) oder die exzessive Entnahme von Feuerholz in vielen afrikanischen Ländern. Degradierungserscheinungen waren verglichen mit der großflächigen Entwaldung lange Zeit ein wenig beachtetes Thema, obwohl diese den Kohlenstoffvorrat der Wälder auch substanziell senken. Dies hängt damit zusammen, dass der Zustand des Waldes durch Fernerkundung nur schwer festzustellen ist. Zusätzlich ist die Walddegradierung – im Gegensatz zur Entwaldung – nicht nur in der Nähe von Straßen zu finden, was die Ermittlung der Waldzustandes durch Bodenbeobachtungen zusätzlich erschwert (Trines et al. 2006, S. 102).

Die Ursachen für Abholzung und Brandrodung liegen primär in der industriellen Holz- und Zellstoffproduktion sowie in der Nutzung des Bodens für die landwirtschaftliche Produktion, neue Siedlungsflächen und Infrastrukturprojekte (Geist/Lambin 2002). Höhere Preise für landwirtschaftliche Erzeugnisse und ein Mangel an außerlandwirtschaftlichen Beschäftigungsmöglichkeiten erhöhen den Landnutzungsdruck. Zusätzlich befördert der Ausbau von Straßen in schwer zugängliche Waldgebiete die Abholzung. Mit Blick auf mögliche Maßnahmen zur Vermeidung von Abholzung und Brandrodung muss zwischen einer *regulierten* (und ggf. nachhaltigen) Abholzung unter der Aufsicht der zuständigen Behörden und einer *nichtregulierten* bzw. illegalen Abholzung, die geltendes Recht der betroffenen Länder verletzt, unterschieden werden. Erstere umfasst beispielsweise die staatlich genehmigte Abholzung im Rahmen von Infrastrukturprojekten walddreicher Staaten (Ausbau der Verkehrs- und Versorgungsnetze, geplante Erweiterung der Siedlungs- oder landwirtschaftlichen Nutzfläche etc.) sowie den kontrollierten Holzhandel. Letztere bezeichnet u.a. illegale Brandrodungen durch lokale Bauern zwecks Erschließung neuen Ackerlands sowie den illegalen Holzeinschlag (dazu und zum Folgenden Trines et al. 2006, S. 101 f.).

48 Die genaue Definition der FAO (2010c, S.209) lautet: Land, das mindestens 0,5 ha umfasst, mit Bäumen höher als 5 m und einer Baumkronenbeschirmung von über 10 %, oder mit Bäumen, die diese Schwellenwerte in situ erreichen können.

^
> IV. MÖGLICHKEITEN DES THG-MANAGEMENTS IM BEREICH DER LANDNUTZUNG
v

Die staatlich genehmigte Abholzung in walddreichen Staaten lässt sich kaum eindämmen, da diese häufig der Entwicklung der Staaten dient (Infrastrukturausbau) und die Waldwirtschaft eine wichtige Wertschöpfungsquelle darstellt. Auf Ebene der internationalen Politik und Zusammenarbeit bzw. des Holzhandels kann darauf hingearbeitet werden, dass

- > die Waldbewirtschaftung strengen Nachhaltigkeitskriterien genügt (z.B. durch Marktanreizsysteme für Holz und Holzzeugnisse, die diesen Kriterien entsprechen, wie exemplarisch das Nachhaltigkeitssiegel des Forest-Stewardship-Councils [FSC]),
- > die abgeholzten Waldflächen auf ein Minimum reduziert werden (z.B. durch Unterstützung bei der Planung von Infrastrukturprojekten, Wissenstransfer),
- > oder dass auf den entwaldeten Flächen eine hinsichtlich des Erhalts der Kohlenstoffbodenvorräte möglichst optimale landwirtschaftliche Nutzung stattfindet.

Eine Strategie, die die bestehenden Waldflächen vor einer staatlich (genehmigten) nichtnachhaltigen Holzwirtschaft bzw. Abholzung schützen soll, muss mögliche Verluste durch den Verzicht auf die Entwaldung ausgleichen können. Dazu kann z.B. die Entwicklung neuer Waldwirtschaftsmodelle, die ohne Holzeinschlag auskommen (z.B. Tourismus) und der lokalen Bevölkerung alternative Verdienstmöglichkeiten bieten, beitragen. Auch die monetäre Kompensation möglicher Verluste durch den Verzicht auf Entwaldung bzw. nichtnachhaltige Waldnutzung wird diskutiert, beispielsweise mittels der Etablierung sogenannter Payment-for-Ecosystem-Services-Systemen (PES). Diese ermöglichen es einzelnen Personen, Unternehmen oder nichtstaatlichen Organisationen, die Landnutzer für die Bereitstellung von Ökosystemdienstleistungen finanziell zu entschädigen. PES-Systeme können sich ebenfalls aus Steuergeldern nach dem Grundsatz »Öffentliche Gelder für öffentliche Güter« (»public money for public goods«) finanzieren. Allerdings sind monetäre Kompensationen für die vermiedene Entwaldung auf internationaler, nationaler und lokaler Ebene aufgrund methodischer Schwierigkeiten hinsichtlich der genauen Bilanzierung, der Festlegung des Referenzszenarios und des Monitorings sowie aufgrund möglicher Verlagerungseffekte ein schwieriges Thema (Kap. IV.2.3).

Die illegale Abholzung und Brandrodung zur Gewinnung neuer landwirtschaftlicher Nutzfläche findet entgegen landläufiger Meinung namentlich in Entwicklungsländern nicht primär durch die ärmste Schicht der Landbevölkerung statt, sondern weitaus häufiger durch finanziell besser gestellte Bauern bzw. kleine landwirtschaftliche Unternehmen, die das dafür notwendige Kapital zur Verfügung haben und sich von der Umwandlung von Wald in Grün-, Acker- oder Plantagenfläche zusätzliche Erträge erhoffen. Ebenso wird der illegale Holzeinschlag von kleineren oder größeren Unternehmen betrieben, wobei Holzhändler, Transportunternehmer etc. ebenfalls profitieren. Infolge mangelnder Governance

findet dies mitunter unter Duldung der lokalen Behörden statt, deren Vertreter z.B. durch Korruption an der illegalen Abholzung verdienen. Eine unmittelbare Maßnahme zur Eindämmung der illegalen Abholzung oder Brandrodung ist der (umfassende) Schutz der Wälder (z.B. durch Naturschutzreservate). Allerdings ist auch der Erfolg dieser Maßnahme aufgrund von mangelnden oder korrupten Governancestrukturen nicht garantiert.

Grundsätzlich sollten Maßnahmen mit Blick auf die genannten Urheber der illegalen Abholzung sowie unter Beachtung der lokalen sozioökonomischen Gegebenheiten auf die Minderung der (Markt-)Anreize zur Abholzung abzielen. Vor dem Hintergrund, dass Korruption Marktmechanismen und ordnungspolitische Maßnahmen der staatlichen Behörden im Land des Holzeinschlages unterminieren kann, sollten internationale Bemühungen zur Eindämmung der illegalen Abholzung folglich durch die Unterstützung bei der Rechtsdurchsetzung und Maßnahmen gegen die Korruption begleitet werden.

Die EU hat mit bisher sechs wichtigen Holzlieferländern⁴⁹ freiwillige Partnerabkommen gegen den illegalen Holzeinschlag geschlossen (Forest Law Enforcement, Governance and Trade-Voluntary Partnership Agreements [FLEGT-VPA]). Im Rahmen dieser Abkommen richten die Partnerländer ein Genehmigungs- und Lizenzsystem ein, das gewährleisten soll, dass nur legal eingeschlagenes Holz in die EU exportiert wird. Im Gegenzug erhalten die Holzlieferländer Unterstützung u.a. bei der Rechtsdurchsetzung und bei der Planung alternativer Einkommensmöglichkeiten für die im illegalen Holzeinschlag beschäftigten Menschen. Das Holzhandels-Sicherungs-Gesetz (HolzSiG) vom 11. Juli 2011 regelt die Eingriffsbefugnisse der zuständigen deutschen Behörden zur Umsetzung und Kontrolle der Abkommen. Des Weiteren tritt als ergänzende Maßnahme 2013 die EU-Holzhandelsverordnung (Verordnung [EU] Nr. 995/2010) in Kraft. Diese verbietet die Vermarktung von illegal eingeschlagenem Holz und verpflichtet die Marktteilnehmer innerhalb der EU, bestimmte Sorgfaltspflichten einzuhalten (BMELV 2011b).

Im Gegensatz zur illegalen Abholzung sind Degradierungsprozesse in den Entwicklungsländern i. d. R. nicht auf Profitinteressen einzelner Bauern oder kleiner Unternehmen zurückzuführen, sondern erfolgen durch eine Übernutzung der Wälder durch die lokale Bevölkerung, die auf die Waldprodukte angewiesen ist (z.B. Waldfrüchte, Bau- und Brennholz, Holz für die Kohleproduktion). Häufig wird die Übernutzung des Waldes durch lokale Behörden nicht eingedämmt, da es sich um staatliche Wälder handelt, die nicht unter die Kontrolle der lokalen (Gemeinde-)Behörden stehen. Abhilfe könnte ggf. die Übertragung der Waldaufsicht an lokale Behörden schaffen (Trines et al. 2006, S.102 f.). Insgesamt je-

49 Ghana, Republik Kongo, Republik Kamerun, Zentralafrikanische Republik, Indonesien und Liberia.

^
 > IV. MÖGLICHKEITEN DES THG-MANAGEMENTS IM BEREICH DER LANDNUTZUNG
 v

doch ist der Handlungsspielraum zur Eindämmung der Waldschädigung durch die lokale Bevölkerung vergleichsweise beschränkt, sodass der Armutsbekämpfung eine besondere Bedeutung zukommt.

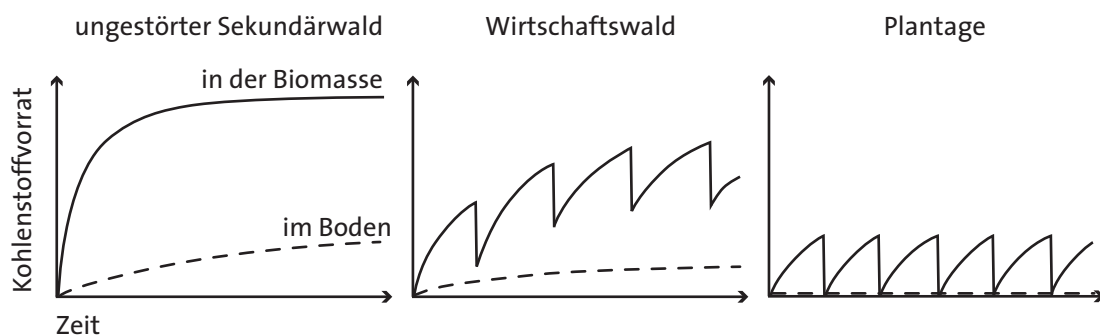
AUFFORSTUNG

1.3.2

Während bei der Entwaldung der Kohlenstoffvorrat in der Biomasse typischerweise innerhalb kürzester Zeit freigesetzt wird (z.B. bei der Brandrodung), sind Jahrhunderte notwendig, um durch die Aufforstung den ursprünglichen Kohlenstoffvorrat des Ökosystems wiederherzustellen. Ungestörte Wälder in den Tropen benötigen dazu rd. 150 Jahre, in den gemäßigten Breiten rd. 150 bis 250 Jahre (Kap. IV.1.1.1). Allerdings dienen Aufforstungsmaßnahmen nicht nur der Wiederherstellung der natürlichen Mischwälder, sondern häufig auch anderen Zielen. Das Spektrum reicht von der Erneuerung der ursprünglichen Vegetation in einem naturbelassenen Wald über verschiedene Formen von Wirtschaftswäldern (u.a. Altersklassenwald oder Plenterwald⁵⁰) bis zur Erstellung von Kurzumtriebsplantagen mit häufigen Ernten (WBGU 1998, S. 26).

Die Menge an Kohlenstoff, die durch die Aufforstung wieder in einem Wald gebunden werden kann, hängt von der Intensität seiner Bewirtschaftung ab, da durch die Holzernte ein Teil des Biomassezuwachses regelmäßig aus dem Wald entfernt wird. In der Regel sinken die Kohlenstoffvorräte mit zunehmender Bewirtschaftung und Verkürzung der Umtriebszeiten der Bestände (Abb. IV.12; WBGU 1998, S. 33 f.).

ABB. IV.12 KOHLENSTOFFVORRAT IN DER OBERIRDISCHEN BIOMASSE UND IM BODEN INFOLGE UNTERSCHIEDLICHER NUTZUNGEN



Eigene Darstellung nach WBGU 1998, S. 34

50 Im Altersklassenwald stehen Bäume verschiedener Altersstufen räumlich voneinander getrennt, im Plenterwald sind auf derselben Fläche Bäume aller Altersstufen vorhanden. Die Ernte findet im Plenterwald durch selektive Entnahme von Bäumen statt.

Beispielsweise wurde der Einfluss verschiedener Bewirtschaftungsarten (Altersklassenwald, Plenterwald und unbewirtschafteter Wald) auf Buchenbestände in Deutschland untersucht (Tab. IV.4, Mund 2004, S. 145): Der Kohlenstoffvorrat in der lebenden Biomasse (inkl. Wurzeln) und im oberirdischen Totholz liegt im unbewirtschafteten Wald bei 245 t C/ha, während dieser durch die selektive Nutzung in einem Plenterwald auf 177 t C/ha bzw. im Altersklassenwald auf 156 t C/ha reduziert wird. Auch die Bodenkohlenstoffvorräte (inklusive organische Auflage) verringern sich durch die Bewirtschaftung: Im Boden des unbewirtschafteten Waldes betragen diese 108 t C/ha, während sie mit rd. 90 t C/ha vergleichbare Werte im Altersklassen- und Plenterwald aufweisen. Für Buchenbestände in Deutschland zeigen die Ergebnisse, dass der gesamte Kohlenstoffvorrat im Wald vergleichbare Werte bei der Bewirtschaftung im Altersklassen- bzw. Plenterbetrieb aufweist, ein Verzicht auf die forstliche Nutzung allerdings zu deutlich höheren Kohlenstoffvorräten im Wald führt.

TAB. IV.4 KOHLENSTOFFVORRAT IN DEUTSCHEN BUCHENBESTÄNDEN IN ABHÄNGIGKEIT VERSCHIEDENER BEWIRTSCHAFTUNGSARTEN (t C/ha)

	Altersklassenwald	Plenterwald	unbewirtschafteter Wald
lebende Biomasse (inkl. Wurzeln)	154,5	175,8	238,1
oberirdisches Totholz	1,5	1,5	6,4
Bodenkohlenstoff (inklusive organische Auflage)	90,1	88,6	108
total	246,1	265,9	352,5

Quelle: Mund 2004, S. 145

Unter dem Gesichtspunkt des CO₂-Managements wirken Aufforstungsmaßnahmen damit bestenfalls langsam und fixieren nur bei Verzicht auf eine forstliche Nutzung die ursprünglichen Kohlenstoffvorräte wieder in der Biosphäre. Die Umwandlung von Primärwald in bewirtschaftete Wälder reduziert die Kohlenstoffmenge, die insgesamt in der Biosphäre gebunden ist. Allerdings folgt daraus nicht, dass die Differenz im Kohlenstoffvorrat zwischen Primär- und Wirtschaftswald vollständig in die Atmosphäre überführt wird. Ein Teil des Kohlenstoffs wird in Holzprodukten gebunden und bleibt bei geeigneter Verwendung der Produkte auch längerfristig der Atmosphäre entzogen. Darauf wird im folgenden Teilkapitel eingegangen.

WALDMANAGEMENT

1.3.3

Auch bestehende Wälder können durch ein angepasstes Waldmanagement dazu beitragen, dass die Biosphäre vermehrt Kohlenstoff fixiert und dadurch die Atmosphäre entlastet wird. Mögliche Handlungsansätze, die über die Vermeidung von Entwaldung und Degradierung sowie Aufforstungsmaßnahmen hinausgehen, bestehen hinsichtlich der Bewirtschaftungsstrategie, dem Schutz des Kohlenstoffvorrats im Waldboden, der Anpassung an den Klimawandel sowie der Prävention vor Waldbränden und anderen natürlichen Schadensereignissen.

BEWIRTSCHAFTUNGSSTRATEGIE

Analog zur Diskussion in der landwirtschaftlichen Nahrungs- und Futtermittelproduktion findet auch in der Forstwirtschaft eine Debatte darüber statt, ob eine nachhaltige Intensivierung der Waldbewirtschaftung (Erhöhung der Holzermengungen pro Flächeneinheit) bzw. eine ökologische Extensivierung oder sogar ein Nutzungsverzicht mehr zum Klimaschutz beitragen kann. Die eingeschränkte Nutzung des Waldes wird insbesondere auch aus naturschutzfachlichen Gründen gefordert, da für die Erhaltung der Biodiversität Totholz in unterschiedlicher Qualität und Quantität vorhanden sein muss. In intensiv bewirtschafteten Wäldern fehlen natürliche Alterungs- und Zerfallsprozesse, sodass eine dauerhafte Totholznachlieferung notwendig ist⁵¹ (Bolte 2011).

Ein bewirtschafteter Wald ist in der Lage, den Kohlenstoffvorrat in seiner Biomasse zu vergrößern und damit die Atmosphäre von CO₂ zu entlasten, solange die Zuwachsraten an neuer Biomasse größer sind als die Entnahme von Biomasse durch die Holzernte. Um die Kohlenstoffsenkenfunktion genutzter Wälder zu erhalten, kann folglich entweder die Zuwachsraten erhöht, oder aber die Entnahmerate verringert werden. Ersterer Handlungsansatz wird im Rahmen einer nachhaltig intensiven Waldbewirtschaftung verfolgt, während letzterer das Ziel der ökologischen Extensivierung bzw. des Nutzungsverzichts darstellt.

In einem *nachhaltig intensiv bewirtschafteten Wald* können permanent hohe Zuwachsraten an Biomasse erreicht werden, indem ältere Baumbestände, die ihre wuchsstarken Lebensjahre überschritten haben, fortwährend entnommen werden (Kap. IV.1.1.1). Damit erhöht sich die Kohlenstoffsenkenleistung des Waldes, allerdings sinkt gleichzeitig der Kohlenstoffvorrat in der Waldbiomasse durch regelmäßiges Ernten. Der Kohlenstoff, der dem Wald entnommen wird, gelangt jedoch nicht zurück in die Atmosphäre, sondern bleibt vorerst in den Holzprodukten gebunden. Für die Beurteilung der Klimaschutzwirkung intensiv bewirtschafteter Wälder muss die Betrachtung folglich über das System Wald

51 In einem durchschnittlichen Waldbestand in Deutschland beansprucht ein langfristig nachhaltiger Aufbau eines dauerhaften Totholzvorrats (30 m³/ha) schätzungsweise rd. 20 % der Rohholzproduktion (Bolte 2011).

hinaus durch die Berücksichtigung des Kohlenstoffvorrats in Holzprodukten ausgeweitet werden (Krug et al. 2010, S. 8).

Einerseits kann die energetische Verwertung des geernteten Holzes zur Substitution fossiler Energiequellen beitragen (z.B. Heizen mit Holzpellets anstelle von Heizöl). Andererseits kann durch die stoffliche Nutzung je nach Lebensdauer der Holzprodukte (z.B. Möbel, Papier oder Baumaterial) der darin gebundene Kohlenstoff über Jahrzehnte- bis Jahrhunderte gespeichert werden. Zusätzlich können stoffliche Holzprodukte emissions- und ressourcenintensive Produkte wie Zement, Stahl oder Polymere substituieren, die bei ihrer Herstellung ggf. hohe THG-Emissionen verursacht hätten (materieller Substitutionseffekt). Mit einer sogenannten Kaskadennutzung – nach einer (mehrfachen) stofflichen Nutzung folgt die energetische Verwertung des Abfallholzes – lässt sich das klimaschützende Potenzial von Holz weiter erhöhen (Bolte 2011). Notwendige Voraussetzung dafür, dass der Kohlenstoffvorrat in langlebigen Holzprodukten dauerhaft erhöht wird, ist allerdings ein steigender Bedarf an Holzprodukten und dass deren Lebensdauer länger als die Umtriebszeiten der Wirtschaftswälder ist. Schließlich müssen THG-Emissionen, die durch die Holzernte, den Holztransport und die Produktion der Holzprodukte verursacht werden, sowie mögliche Verluste im Kohlenstoffvorrat des Waldbodens durch die Ernte in der Bilanzierung berücksichtigt werden (WBGU 1998, S. 27 f.).

Dagegen besteht die Klimaschutzwirkung eines *extensiv bewirtschafteten bzw. naturbelassenen Waldes* darin, dass dieser gegenüber dem intensiv genutzten Wald einen höheren Kohlenstoffvorrat in seiner Biomasse, im Totholz und im Waldboden aufbaut. Mit zunehmendem Alter der Bestände nähert sich der Kohlenstoffvorrat des Waldes allerdings seinem natürlichen Gleichgewicht zwischen Auf- und Abbauprozessen an, sodass die Zuwachsrate und damit die Kohlenstoffsenkenleistung des Waldes reduziert werden (Kap. IV.1.1.1). Zwar akkumulieren naturbelassene Bestände gegenüber bewirtschafteten Wäldern höhere Mengen an Kohlenstoff im Boden, allerdings fallen diese im Ausmaß deutlich geringer aus als die Kohlenstoffeinbindung in Biomasse bei optimal bewirtschafteten Wäldern: So liegen selbst hohe beobachtete Werte für die CO₂-Einbindung im Waldboden (zwischen 1 und 1,5 t CO₂/Jahr) deutlich unterhalb der Menge an CO₂, die in Biomasse wachsender Baumbestände jährlich fixiert wird (je nach Standort zwischen 1 und 35 t CO₂/Jahr)⁵² (IPCC 2007a, S. 550). Durch den Verzicht auf Holzprodukte wird zudem deren Substitutionsleistung nicht in Anspruch genommen. Auch kommt es zu Verlagerungseffekten, wenn nicht gleichzeitig die Nachfrage nach Holzprodukten sinkt.

52 Das Ausmaß der Kohlenstoffanreicherung in deutsche Waldböden ist allerdings (noch) nicht bezifferbar (Krug et al. 2010, S. 8).

^
› IV. MÖGLICHKEITEN DES THG-MANAGEMENTS IM BEREICH DER LANDNUTZUNG
v

Welcher Handlungsansatz ein höheres Klimaschutzpotenzial aufweist, ist dementsprechend umstritten. Einerseits hängt die Klimawirkung eines intensiv bewirtschafteten Waldes wesentlich von möglichen Nutzungsstrategien für die Holzprodukte sowie von der Höhe der THG-Emissionen z.B. durch Ernte und Produktherstellung ab. Andererseits verringert sich die Kohlenstoffsinkenleistung eines extensiv bewirtschafteten bzw. naturbelassenen Waldes mit der Zeit. Gegenwärtig besteht allerdings noch eine wissenschaftliche Auseinandersetzung darüber, über welche Zeiträume naturbelassene Wälder Kohlenstoff in ihrer Biomasse akkumulieren können, bevor sich ein natürliches Gleichgewicht einstellt. Die Ergebnisse jüngerer Studien lassen darauf schließen, dass selbst sehr alte naturbelassene Waldbestände der borealen und gemäßigten Zone mit über 800 Jahre alten Bäumen noch in der Lage sind, Kohlenstoff in ihrer Biomasse anzureichern und damit als Kohlenstoffsenke dienen (Schulze et al. 2009, S. 346). Hierzu besteht noch erheblicher Forschungsbedarf.

SCHUTZ DES KOHLENSTOFFVORRATS IM WALDBODEN

Ein vorrangiges Ziel der nachhaltigen Bewirtschaftung von Wäldern ist der Schutz des Kohlenstoffvorrats im Waldboden. Dies gilt im Besonderen für Wälder auf Moorstandorten, da der organische Boden dieser Ökosysteme sehr hohe Mengen an Kohlenstoff speichert. Insbesondere in Südostasien werden gegenwärtig riesige Moorzälder durch die Trockenlegung und Umwandlung in Palmöl- und Akazienplantagen zerstört (Kap. IV.1.1.2).

Auch mineralische Waldböden und die organischen Auflage können je nach Erntetechnik unterschiedlich stark in Mitleidenschaft gezogen werden. Je intensiver diese durch die Ernte gestört werden, desto höher und dauerhafter sind die Kohlenstoffverluste (WBGU 1998, S.27). Um die Bodenverdichtung und mechanische Störung des Oberbodens einzudämmen, sollte der Einsatz schwerer Forsttechnik auf Rucke- und Erschließungsgassen beschränkt, sowie auf besonders gefährdeten Orten der Einsatz von alternativen Ernteverfahren (z.B. Seilbringung, Rückepferde) vorgezogen werden (Bolte 2011). Die unmittelbare Wiederbewaldung beernteter Flächen dient schließlich der schnellen Regeneration der Kohlenstoffvorräte sowie dem Erosionsschutz.

Die Vollnutzung von Bäumen (Entnahme der gesamten ober- und unterirdischen Biomasse), die aufgrund der steigenden Nachfrage an Biomasse zur energetischen Verwertung künftig an Bedeutung gewinnen könnte, ist mit erheblichen Nährstoffexporten verbunden. Die daraus resultierenden Kohlenstoffverluste im Waldboden sind zwar noch nicht quantifiziert worden (Krug et al. 2010, S.6), dürften allerdings aufgrund der beträchtlichen Störung im Bodengefüge bedeutend sein.



ANPASSUNG AN DEN KLIMAWANDEL

Ein dringendes Ziel des Waldmanagements muss die Anpassung der Wälder an den Klimawandel sein. Die Baumartenverteilung und Wachstumsraten der Wälder werden u.a. von klimatischen Faktoren wie Temperatur und Niederschlag bestimmt. Damit der Wald auch in Zukunft seine Kohlenstoffsinkenfunktion durch hohe Wachstumsraten erhalten kann und nicht durch einen Abbau seiner Kohlenstoffvorräte infolge der sich verändernden Klimabedingungen zu einer Kohlenstoffquelle wird, sind Anpassungsmaßnahmen notwendig.

Aktive Anpassungsmaßnahmen bedeuten einen Waldumbau hin zu einem Baumbestand, der gegenüber den zu erwartenden geänderten klimatischen Verhältnissen sowie möglicherweise häufiger auftretenden Extremwetterereignissen widerstandsfähiger ist. Voraussetzung für die zielgerichtete Anpassung sind jedoch Klimamodellierungen mit einer hohen regionalen Auflösung, die zurzeit allerdings noch mit hohen Unsicherheiten verbunden sind (Krug et al. 2010, S.13). Aufgrund der langen Wachstumszeiten der Bäume ist es allerdings notwendig, dass Maßnahmen zur Erhöhung des Anpassungsvermögens der Wälder an den Klimawandel möglichst frühzeitig eingeleitet werden.

PRÄVENTION VOR WALDBRÄNDEN UND NATÜRLICHEN SCHADENSEREIGNISSEN

Zum Waldmanagement gehören eine effektive Prävention und ggf. die Eindämmung von Waldbränden. Durch natürliche oder von Menschen verursachte Waldbrände gelangen jährlich große Mengen an Kohlenstoff zurück in die Atmosphäre. Schätzungen auf Basis von Satellitenaufnahmen gehen davon aus, dass jährlich durchschnittlich rd. 1 Gt C infolge von Feuern in Wäldern in die Atmosphäre gelangen (davon stammen rd. 0,4 Gt C aus der Brandrodung tropischer Wälder) (van der Werf et al. 2010). Sofern die abgebrannten Flächen keinen Landnutzungsänderungen unterworfen sind (z.B. Umwandlung in landwirtschaftliche Nutzfläche), wird dieser Kohlenstoff durch Nachwachsen der Wälder wieder in der terrestrischen Biosphäre fixiert – allerdings nur über lange Zeiträume. Vor dem Hintergrund, dass die Wahrscheinlichkeit von Waldbränden bei trockenen und heißen Wetterverhältnissen infolge des Klimawandels zukünftig zunimmt, bieten effektive Präventionsmaßnahmen (z.B. Rauchverbot, waldbauliche Maßnahmen wie Feuerschneisen etc.) sowie das Vorhalten von Kapazitäten für eine rasche Eindämmung von Waldbränden (ausgebildetes Personal zur Brandbekämpfung, Löschflugzeuge etc.) ein großes Potenzial zur Vermeidung von THG-Emissionen aus Waldökosystemen. Da diese Maßnahmen in der Regel ökonomische Vorteile für die Waldbesitzer haben, stoßen sie meist auf Zustimmung.

Eine Überführung von Altersklassenwäldern in Dauerwälder mit ungleichartigen Beständen (Plenterwald) erhöht die Flexibilität und verbreitert die Risikostreuung gegenüber weiteren natürlichen Schadensereignissen (z.B. Windwurf, Tro-

^
› IV. MÖGLICHKEITEN DES THG-MANAGEMENTS IM BEREICH DER LANDNUTZUNG
v

ckenschäden, Schädlingsepidemien, Schneebruch), was gleichzeitig der Anpassung von Wirtschaftswäldern an den Klimawandel dient. Insbesondere bei besonders gefährdeten Beständen ist der Waldumbau eine Möglichkeit, die Kohlenstoffsenkenfunktion eines Wirtschaftswaldes zu erhalten. Allerdings erfordern Plenterwälder eine höhere Pflegeintensität als Altersklassenwälder (Krug et al. 2010, S. 19).

POTENZIAL ZUR THG-REDUKTION

2.

Kapitel IV.1 beschreibt mögliche Handlungsansätze und Maßnahmen, anhand derer die THG-Emissionen aus den Sektoren der Land- und Forstwirtschaft gesenkt bzw. CO₂ aus der Atmosphäre in der Biomasse oder im Boden fixiert werden könnte. Dieses Kapitel befasst sich mit dem THG-Reduktionspotenzial, das erschlossen würde, falls es zu einer großflächigen Diffusion der Handlungsansätze käme. Kapitel IV.2.1 diskutiert das technische und ökonomische THG-Reduktionspotenzial auf globaler Ebene. Anschließend werden im Kapitel IV.2.2 mögliche Handlungsansätze diskutiert, die auch auf nationaler Ebene vor dem Hintergrund der hierzulande geltenden speziellen Bedingungen einen Beitrag zum Klimaschutz leisten könnten. In diesem Zusammenhang wird auch der Status quo in Deutschland kurz angerissen, wo dies erforderlich ist. Einer großflächigen Diffusion steht allerdings eine Reihe von Barrieren und Einschränkungen entgegen, die im Kapitel IV.2.3 behandelt werden.

Globale, aber auch nationale Abschätzungen zu Potenzialen und Kosten von Maßnahmen zum CO₂- bzw. THG-Management im Bereich der Land- und Forstwirtschaft sind enorm komplex und weisen daher große Unsicherheiten auf. Abschätzungen zum technischen Potenzial basieren in der Regel auf einer standardisierten Berechnung pro Flächen- bzw. Vieheinheit, die mit der Gesamtfläche bzw. dem gesamten Viehbestand multipliziert wird (IPCC 2007a, S. 515). Allerdings können diese Abschätzungen nur in einem sehr begrenzten Umfang berücksichtigen, dass Reduktionspotenziale im Bereich der Land- und Forstwirtschaft eine starke Abhängigkeit von lokalen (z.B. klimatische Bedingungen, Bodenbeschaffenheit, rechtliche Rahmenbedingungen) und betrieblichen (z.B. kultivierte Pflanzenart, gehaltene Tierrasse) Bedingungen aufweisen. Ein zusätzliches Problem, welches die Unsicherheiten in Potenzialanalysen zu einzelnen Maßnahmen weiter erhöht, ist die Festlegung von Referenzszenarien, gegenüber welchen das Reduktionspotenzial der Maßnahmen geschätzt werden soll. Referenzszenarien sind politisch oft umstritten, da diese u.a. auch das Ausmaß der Reduktionsverpflichtungen der einzelnen Länder bestimmen.

POTENZIAL ZUR THG-REDUKTION AUF GLOBALER EBENE 2.1

Ungeachtet der Schwierigkeiten hinsichtlich präziser Potenzialabschätzungen wird dem Bereich der Land- und Forstwirtschaft bei geeigneter Umsetzung der im Kapitel IV.1 beschriebenen Handlungsansätze qualitativ ein hohes *technisches* Potenzial eingeräumt.

Für den Bereich der *Landwirtschaft* einschließlich diesen Bereich betreffender Landnutzungsänderungen (ohne Entwaldung) schätzten Smith et al. (2008) das globale technische THG-Reduktionspotenzial für das Jahr 2030 auf rd. 5.500 bis 6.000 Mt CO₂e/Jahr, wovon 89 % auf den Erhalt bzw. die Erhöhung der Kohlenstoffvorräte im Boden sowie 9 bzw. 2 % auf die Vermeidung von Methan- bzw. Lachgasemissionen zurückzuführen sind. Die Ergebnisse dieser Studie, auf die der vierte Sachstandsbericht des IPCC wesentlich aufbaut, basierten u.a. auf eine Einteilung der Welt in vier verschiedene Klimazonen (gemäßigt-trocken, gemäßigt-feucht, (sub)tropisch-trocken und (sub)tropisch-feucht) und der Bewertung der nach Klimazone aufgeschlüsselten flächenspezifischen Reduktionspotenziale für die verschiedenen Handlungsoptionen. Die größten Beiträge resultierten aus verbesserten Praktiken im Acker- und Grünlandmanagement,⁵³ gefolgt von der Renaturierung landwirtschaftlich nutzbar gemachter Moor- und Feuchtgebiete und der Wiederherstellung von degradiertem Land (Abb. IV.13). Die höchsten technischen Potenziale wurden für die Länder (in absteigender Reihenfolge) Südostasiens, Südamerikas, Ost- und Südasiens, Ostafrikas, Russlands, Nordamerikas und Westeuropas ermittelt.

Das globale *ökonomische* Potenzial für 2030 wurde geringer bewertet. Hierfür schätzten Smith et al. (2008) die Implementierungskosten (in US-Dollar/t CO₂e) für die möglichen Maßnahmen in den verschiedenen Klimazonen und berechneten den Grad der Umsetzung in Abhängigkeit eines Kohlenstoffpreises.⁵⁴ Diesem Ansatz liegen die Annahmen zugrunde, dass einerseits ein Kohlenstoffpreis existiert und andererseits ein direkter Zusammenhang zwischen dem Kohlenstoffpreis und der Höhe der realisierten Einzelmaßnahmen besteht. Das ökonomische Potenzial entspricht dem Anteil des technischen Potenzials, der bei Umsetzung aller Einzelmaßnahmen erreicht werden kann, deren Implementierungskosten kleiner oder gleich einem unterstellten Kohlenstoffpreis sind.

Läge der Kohlenstoffpreis bei 20 US-Dollar/t CO₂e, könnten 2030 Maßnahmen mit einem Gesamtpotenzial von 1.500 bis 1.600 Mt CO₂e/Jahr umgesetzt werden. Bei einem Kohlenstoffpreis von 50 bzw. 100 US-Dollar/t CO₂e erhöhte sich

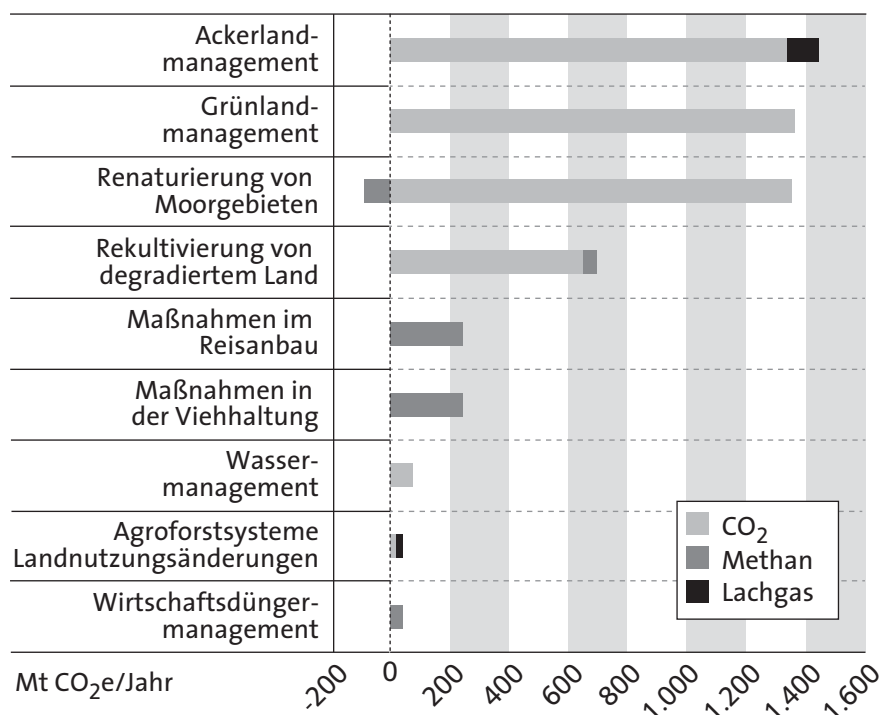
53 Die Abschätzungen der Autoren erlauben keinen direkten Rückschluss darauf, welchen Stellenwert konventionelle bzw. ökologische Produktionsmethoden im technischen Potenzial einnehmen.

54 Mit dem Kohlenstoffpreis wird der Emission von 1 t CO₂e ein bestimmter Geldwert zugewiesen.

^
 > IV. MÖGLICHKEITEN DES THG-MANAGEMENTS IM BEREICH DER LANDNUTZUNG
 v

das ökonomische Potenzial auf 2.500 bis 2.700 bzw. 4.000 bis 4.300 Mt CO₂e/Jahr. Welche der Maßnahmen ein hohes ökonomisches Potenzial aufweist, ist vom Kohlenstoffpreis abhängig: Während das Maßnahmenbündel des Ackerlandmanagements unabhängig vom Kohlenstoffpreis ein hohes ökonomisches Potenzial zeigt, kann sich das Potenzial der Renaturierung von Moorböden, des Grünlandmanagements und der Renaturierung degradiertes Böden erst bei höheren Kohlenstoffpreisen entfalten (Abb. IV.14, IPCC 2007a, S. 518). Bei einem hohen Kohlenstoffpreis (100 US-Dollar/t CO₂e und mehr) ließe sich rd. die Hälfte der für 2030 prognostizierten THG-Emissionen aus dem Bereich der Landwirtschaft (8.300 Mt CO₂e, Kap. IV.1.2) vermeiden. Rund 70 % des Potenzials liegt in den Entwicklungsländern, 20 % in den Industrieländern und 10 % in Ländern des ehemaligen Ostblocks (Smith 2012).

ABB. IV.13 TECHNISCHES POTENZIAL ZUR THG-REDUKTION IM BEREICH DER LANDWIRTSCHAFT IN 2030, AUFGESCHLÜSSELT NACH TREIBHAUSGAS UND MASSNAHME



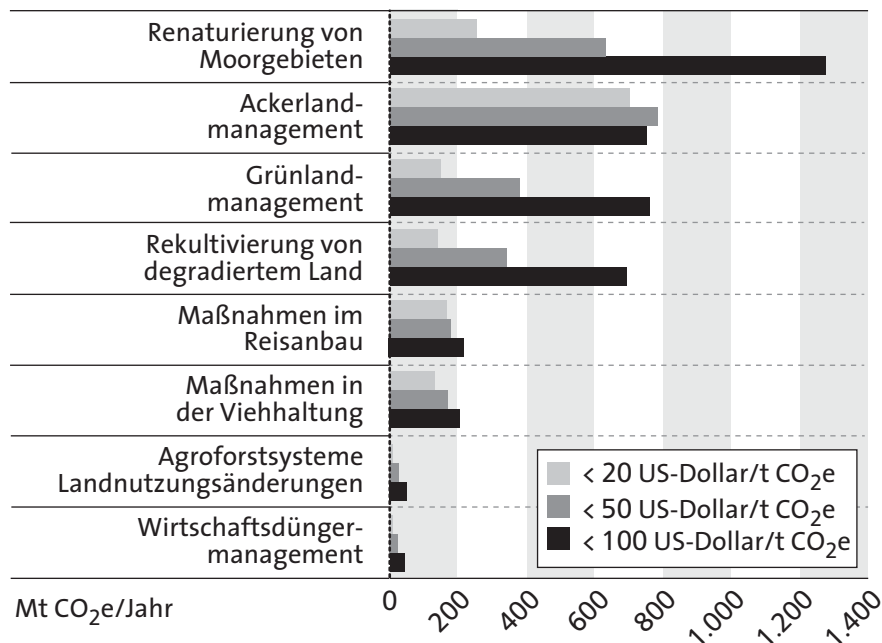
Quelle: Smith et al. 2008

Seit der Studie von Smith et al. (2008) ist eine weitere umfassende Studie zum THG-Reduktionspotenzial in der Landwirtschaft von McKinsey & Company (2009) erstellt worden. Darin wurde für 2030 mit ähnlichen Methoden ein vergleichbares ökonomisches Gesamtpotenzial ermittelt, allerdings schätzten die Autoren die Kosten für die Implementierung der Maßnahmen weit geringer ein:



Bereits bei einem Kohlenstoffpreis von rd. 8 Euro/t CO₂e wäre demnach ein Reduktionspotenzial von bis zu 4.500 Mt CO₂e/Jahr ökonomisch attraktiv (McKinsey & Company 2009, S.125). Eine solche Größenordnung erwarteten Smith et al. (2008) erst bei einem Zehnfachen des Kohlenstoffpreises. Diese enormen Unterschiede belegen die großen Unsicherheiten in den Berechnungsgrundlagen. Das Potenzial ist fraglos vorhanden, Umsetzung und Wirkung der Maßnahmen sind aufgrund der Komplexität des Handlungsfelds Landwirtschaft aber sehr schwer prognostizierbar.

ABB. IV.14 ÖKONOMISCHES POTENZIAL ZUR THG-REDUKTION IM BEREICH DER LANDWIRTSCHAFT IN 2030 BEI KOHLENSTOFFPREISEN VON 20, 50 BZW. 100 US-DOLLAR/t CO₂e, AUFGESCHLÜSSELT NACH MASSNAHME



Quelle: Smith et al. 2008

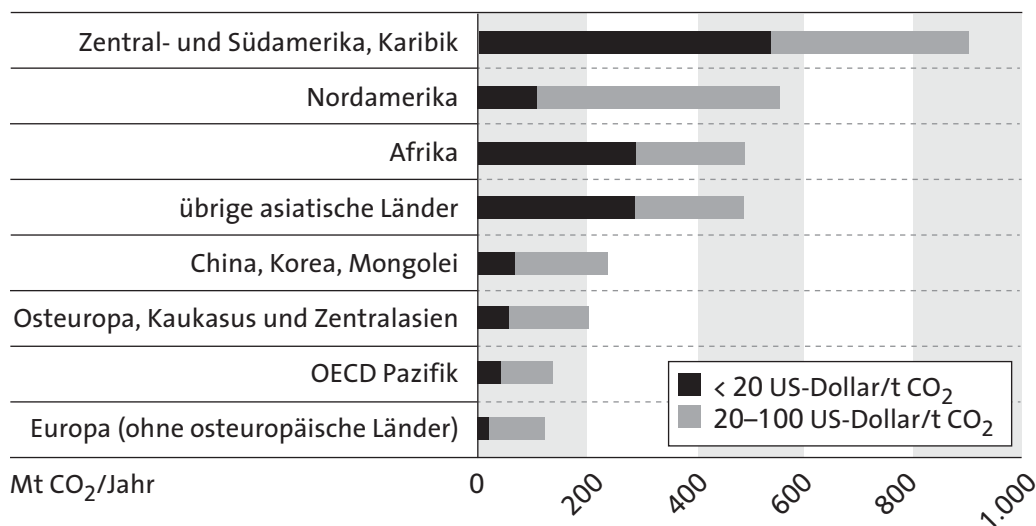
Auch das Reduktionspotenzial im Bereich der *Forstwirtschaft* ist aufgrund der großen Vielfalt unterschiedlicher Waldökosysteme mit jeweils eigener THG-Charakteristik, variablen Referenzszenarien sowie der beschränkten Datenqualität nicht präzise zu bestimmen. In der Literatur findet sich eine Vielzahl von Studien, welche sich hinsichtlich ihrer Untersuchungsmethode in zwei Klassen einordnen lassen: zum einen die Extrapolation der Ergebnisse regionaler Studien (zu einzelnen Ländern oder Kontinenten) auf die globale Situation (Bottom-up-Methode), zum anderen globale Modellrechnungen (Top-down-Methode). Die Bottom-up-Methode zeichnet sich durch einen größeren Detaillierungsgrad bezüglich der Erfassung der jeweiligen ökologischen, wirtschaftlichen und institu-

^
 > IV. MÖGLICHKEITEN DES THG-MANAGEMENTS IM BEREICH DER LANDNUTZUNG
 v

tionellen Möglichkeiten und Einschränkungen aus. Demgegenüber erlaubt der Top-down-Ansatz die Anwendung von einheitlichen Maßstäben und Annahmen über alle Regionen hinweg sowie einen besseren Vergleich mit anderen Sektoren (IPCC 2007a, S. 551 ff.).

Für seinen vierten Sachstandsbericht hat der IPCC (2007a) die Ergebnisse der bis dato vorhandenen Studien zum Reduktionspotenzial in Bereich der Forstwirtschaft zusammengetragen. Aus den teils stark divergierenden Ergebnissen der regionalen Studien ermittelten die Autoren bei Kohlenstoffpreisen von bis zu 100 US-Dollar/t CO₂ für das Jahr 2030 ein jährliches ökonomisches Reduktionspotenzial im Bereich der Forstwirtschaft von 1.270 bis 4.230 Mt CO₂/Jahr (davon rd. 50 % mit Kohlenstoffpreisen bis 20 US-Dollar/t CO₂), während aus verschiedenen globalen Modellen mit vergleichbaren Ergebnissen ein viel höheres Reduktionspotenzial von 13.800 Mt CO₂/Jahr folgt (davon rd. 42 % mit Kohlenstoffpreisen bis 20 US-Dollar/t CO₂) (IPCC 2007a, S. 562). Nach Einschätzung des IPCC bilden regionale Studien, die länder- und regionenspezifische Kriterien (u.a. Implementierungshemmnisse) einbeziehen, die tatsächliche Situation besser ab.

ABB. IV.15 ÖKONOMISCHES POTENZIALS ZUR THG-REDUKTION IM BEREICH DER FORSTWIRTSCHAFT IM JAHR 2030, AUFGESCHLÜSSELT NACH REGION UND KOHLENSTOFFPREIS



Quelle: IPCC 2007a, S. 563

Abbildung IV.15 zeigt die aus den regionalen Studien ermittelten Reduktionspotenziale, aufgeschlüsselt nach Regionen und Preisabstufung. Das größte Potenzial ergibt sich in tropischen Ländern (rd. 65 %), das geringste in Europa (wo ein

Großteil des Potenzials, wie in den anderen Industrieländern auch, erst bei höheren Kohlenstoffpreisen umgesetzt würde).

Auch im Bereich der Forstwirtschaft schätzen McKinsey & Company (2009, S. 120) die Situation deutlich optimistischer ein und beziffern das Reduktionspotenzial für 2030 bei einem Preis von ca. 28 Euro/t CO₂e auf rund 7.800 Mt CO₂e/Jahr.

POTENZIAL ZUR THG-REDUKTION AUF NATIONALER EBENE 2.2

Auf ein einzelnes Land beschränkte THG-Reduktionsmaßnahmen im Agrar- bzw. Forstsektor, die zu Produktionseinbußen oder Wettbewerbsnachteilen gegenüber dem Ausland führen (beispielsweise eine signifikante Reduzierung des deutschen Viehbestands oder die Aufforstung landwirtschaftlich genutzter Flächen), verfehlen in der Regel das anvisierte nationale THG-Reduktionsziel, sofern nicht gleichzeitig ähnlich rigide Klimaschutzpolitiken in den anderen Ländern zur Anwendung gelangen bzw. die Nachfrage nach den betroffenen Produkten gedrosselt wird (z.B. durch Steuern, Abgaben oder Importbeschränkungen). Die Ursache liegt darin, dass als Folge der Produktionseinbußen oder der Wettbewerbsnachteile die Herstellung der betroffenen Produkte und damit die mit der Herstellung verbundenen THG-Emissionen ins Ausland verlagert würden (Kap. IV.2.3). Dadurch verringerten sich aber nicht die globalen Emissionen, sondern würden lediglich der nationalen Kontrolle entzogen. Besonders nachteilig wirkte sich diese Entwicklung aus, wenn die Verlagerungseffekte mit der Abholzung von Regenwald oder dem Umbruch von Moorböden zur Vergrößerung der landwirtschaftlichen Produktionsfläche verbunden wären.

Ohne ein international verbindliches Regelwerk bzw. eine Änderung im Konsumverhalten im Inland entfalten bestimmte auf Deutschland bezogene Einzelmaßnahmen daher kaum relevante Wirkungen, während andere sehr wohl effektiv sein können. Dazu gehören Maßnahmen, die ohne eine gravierende Veränderungen der Produktionsleistung zu einer deutlichen THG-Reduktion beitragen, darunter die Renaturierung von Moorgebieten, der Schutz von Grünland vor Umwandlung in Ackerland, ein verbessertes Düngemanagement und bestimmte Handlungsansätze in der Forstwirtschaft (Isermeyer et al. 2010, S.).

RENATURIERUNG VON MOORGEBIETEN 2.2.1

In Deutschland existieren nach Schätzungen nur noch 4,6 % der ursprünglichen Moorfläche in einem naturnahen Zustand (Kap. IV.1.1.2). Folglich greifen hierzulande Maßnahmen zum Schutz naturnaher Moorflächen weitgehend zu spät, sollten jedoch auf den wenigen verbliebenen Flächen angewendet werden. Demgegenüber werden nach verschiedenen Schätzungen rd. 68 bis 71 % der ur-

^
› IV. MÖGLICHKEITEN DES THG-MANAGEMENTS IM BEREICH DER LANDNUTZUNG
v

sprünglichen Moorfläche als Acker- oder Grünland genutzt, was wesentlich zu den THG-Emissionen aus dem Landnutzungsbereich beiträgt (Drösler et al. 2011; Höper 2007, S.97): Gemäß dem nationalen Treibhausgasinventar (2012) verursachte die ackerbauliche Nutzung von Mooren 2010 CO₂-Emissionen in Höhe von rd. 25 Mio. t, was rd. 88 % der Gesamtemissionen aus der Ackernutzung entspricht. In der Grünlandnutzung ist die Entwässerung organischer Grünlandböden die einzige CO₂-Emissionsquelle, die 2010 für rd. 11 Mt CO₂ verantwortlich war. In der Summe entsprechen diese Emissionen rd. 35 % der Gesamtemissionen der deutschen Landwirtschaft (Tab. IV.3).⁵⁵

Angesichts des Umstands, dass nur 5 % der Acker- bzw. 14 % der Grünlandnutzung auf Moorflächen stattfinden (Drösler et al. 2011, S.4), ist die Höhe der damit verbundenen THG-Emissionen beträchtlich. Insofern bietet die Wiedervernässung der Moore auf naturnahe Wasserstände – sofern dies noch durchführbar ist – oder eine Änderung der Nutzungspraxis hin zu einer extensiven Grünlandnutzung (Kap. IV.1.1.2) ein hohes THG-Reduktionspotenzial, während gleichzeitig der Produktionsrückgang als Folge dieser Maßnahmen im Verhältnis geringer ausfiele. Freibauer et al. (2009) schätzen das technische Reduktionspotenzial mit bis zu 35 Mt CO₂e/Jahr ein.

In Bezug auf die Kosten sind, da die Moorrenaturierung in der Regel mit einer Nutzungsaufgabe bzw. starken Verminderung der Nutzungsintensität der betroffenen landwirtschaftlichen Flächen einhergeht, neben den Mittelaufwendungen für bauliche Maßnahmen insbesondere Opportunitätskosten von Bedeutung. Im Rahmen des BMBF-Verbundprojekts »Klimaschutz – Moornutzungsstrategien« wurden unter Berücksichtigung von Opportunitätskosten, Kosten für das Wassermanagement und regionalspezifische Flächenwerte inklusive Prämienzahlungen für den günstigsten Fall THG-Vermeidungskosten in einem Bereich von 10 bis 135 Euro/t CO₂ ermittelt⁵⁶ (Drösler et al. 2011, S.12). Die hohe Spannweite erklärt sich durch regionale Unterschiede z.B. bei der Flächenproduktivität.

Hinsichtlich des *erschließbaren* Potenzials sind zahlreiche Fragen noch ungeklärt. Dies betrifft zum einen den genauen Zustand der trockengelegten Moore (z.B. noch vorhandene Torfmächtigkeit, Wasserleitfähigkeit), zum anderen die

55 Andere Quellen schätzen die Emissionen niedriger ein, z.B. Röder und Grützmaker (2012, S.59) mit rd. 21 Mt CO₂e oder Höper (2007) mit rd. 28 Mt CO₂e. Die große Bandbreite rührt von unterschiedlichen Einschätzungen bezüglich Flächen- und Nutzungsdaten sowie Emissionsfaktoren her.

56 Betrachtet wurden die Wiedervernässung von extensiv, kaum oder nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen (hier stehen geringe THG-Einsparungen geringen Kosten gegenüber) bzw. von intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen (hier stehen hohe THG-Einsparungen hohen Kosten gegenüber). In anderen Renaturierungssituationen, insbesondere bei hohen Kosten für die Landwirtschaft und geringen CO₂-Einsparungen, können die THG-Vermeidungskosten mit bis über 1.000 Euro/t CO₂ deutlich höher ausfallen (Drösler et al. 2011, S.12).

Frage, welche Flächen aufgrund von vorhandenen Infrastruktureinrichtungen wie Siedlungen und Straßen überhaupt für eine Wiedervernässung noch in Betracht kommen. Zudem ist gegenwärtig offen, ob und inwieweit alternative moorschonende Landnutzungsformen auf wiedervernässten Moorflächen einen Teil der Opportunitätskosten kompensieren könnten. Pflanzen, die einen naturnahen Wasserstand erlauben (z.B. Schilf, Rohrkolben, Seggen), könnten als nachwachsende Rohstoffe einen Beitrag leisten. Aufgrund von Unsicherheiten hinsichtlich der technischen Betriebsführung und des Absatzpotenzials sowie einer geringen Wertschöpfung bei hohen Investitionskosten sind diese sogenannten Paludikulturen für landwirtschaftliche Betriebe noch unattraktiv. Ob sich die wiedervernässten Standorte für die Errichtung von Photovoltaik- bzw. Windkraftanlagen eignen, ist noch ungeklärt (Röder/Grützmaker 2012, S. 60).

In Deutschland ist das Bewusstsein für die große Bedeutung der Moore für den Klimaschutz, die Biodiversität oder den Landschaftsschutz stark entwickelt. Moore unterliegen dem gesetzlichen Biotopschutz nach § 30 Absatz 2 des Bundesnaturschutzgesetzes. Die 2007 von der Bundesregierung verabschiedete Nationale Biodiversitätsstrategie definierte folgende Zielsetzungen in Bezug auf den Schutz der Moore (BMU 2007, S. 37 f.):

- > Sicherung der noch bestehenden natürlich wachsenden Hochmoore bis 2010;
- > Einleitung der Regeneration gering geschädigter Hochmoore, signifikante Reduktion des Torfschwunds in regenerierbaren Niedermooren bis 2010;
- > Extensivierung von und ausschließliche Grünlandnutzung auf wesentlichen Teilen der heute intensiv genutzten Niedermoore bis 2020.

Der Moorschutz fällt nach der grundgesetzlichen Kompetenzverteilung in die Zuständigkeit der Bundesländer, sodass seitens der Bundesregierung (2011c) keine Pläne für ein bundesweites Moorschutzprogramm bestehen. Verschiedene Bundesländer haben inzwischen eigene Schutzstrategien entwickelt, die spezielle Abschnitte zu den Mooren umfassen. Allerdings sind deutliche Unterschiede zwischen den Strategien der Bundesregierung und der Länder bzw. zwischen den Ländern untereinander feststellbar, u.a. bei den quantifizierbaren Zielvorgaben, die sich nur in wenigen Strategien finden lassen (dazu und für eine Übersicht der verschiedenen Zielsetzungen Ullrich/Riecken 2012, S. 81 f.). Moorschutzprogramme und -konzepte, die der konkreten Umsetzung der in den Strategien formulierten Ziele dienen, wurden in den fünf Bundesländern mit den größten Moorflächen (Bayern, Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen und Schleswig-Holstein) erlassen.

Ein Beispiel ist das Produkt »MoorFutures« für den freiwilligen Kohlenstoffmarkt in Mecklenburg-Vorpommern, das als finanzielle Gegenleistung in der Höhe der künftig erzielbaren THG-Reduktion für die Investition in die Renaturierungsmaßnahme veräußert werden kann (www.moorfutures.de). Ein MoorFuture

^
› IV. MÖGLICHKEITEN DES THG-MANAGEMENTS IM BEREICH DER LANDNUTZUNG
v

entspricht dabei dem Einsparungspotenzial von einer 1 t CO₂ pro Jahr und kostet in Anhängigkeit der konkreten Planung zwischen 30 und 50 Euro. Zielgruppe sind Unternehmen, die ihre THG-Bilanz ausgleichen bzw. optimieren wollen. Die Laufzeit eines derartigen nachhaltigen Investments beläuft sich auf mindestens 30 Jahre (Jensen et al. 2011, S.14). In Brandenburg ist ein neues, umfassendes Moorschutzprogramm in Vorbereitung. In Baden-Württemberg ist die Erstellung eines landesweiten Moorschutzkonzepts vorgesehen, das ab 2015 stufenweise umgesetzt werden soll. In Bundesländern ohne explizite Moorschutzprogramme existieren vielfach lokale und regionale Aktivitäten zum Moorschutz (Ullrich/Riecken 2012, S. 82 ff.).

Die Bundesregierung ging 2010 mit Verweis auf die eigenständigen Programme zur Erhaltung und zur Renaturierung von Mooren in vielen Bundesländern davon aus, dass das in der nationalen Biodiversitätsstrategie definierte Ziel, die Regeneration gering geschädigter Hochmoore bis 2010 einzuleiten, erreicht werden wird (Bundesregierung 2010, S.1). Dabei unterstützt die Bundesregierung (2011c, S.3) die Anstrengungen der Bundesländer insbesondere im Rahmen des Förderprogramms »chance.natur – Bundesförderung Naturschutz«.

Insgesamt jedoch kann trotz der Vielzahl von Moorschutzprojekten die Gefährdung der Moore nicht als abgewendet gelten. Beispielsweise fordert der BUND (2010) ein *nationales* Moorschutzprogramm, das die bisherigen unzureichenden Länderstrategien stärkt. Dass noch weiterer Handlungsbedarf besteht, den Moorschutz stärker ins Bewusstsein von Politik und Öffentlichkeit zu rücken, beschreiben auch Jensen et al. (2011, S.14 f.) in einem gemeinsamen Positionspapier der Länderfachbehörden von Brandenburg, Bayern, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen und Schleswig-Holstein: Während Naturschutzbelange in intakten Hochmooren seit Langem thematisiert und in der Öffentlichkeit bekannt sind, sind andere Moortypen oder weitere ökologische Leistungen der Moore – insbesondere auch die Bedeutung der Moore für die Bindung von Kohlenstoff – weniger bekannt und in der Umweltbildung bundes- und weltweit bisher wenig beachtet worden. Entscheidend seien die Vermittlung der real austretenden Treibhausgase aus unterschiedlich intensiv entwässerten und genutzten Moorböden sowie die Darstellung der Reduktionpotenziale je nach Extensivierung der Nutzung.

VERBESSERTES DÜNGEMANAGEMENT

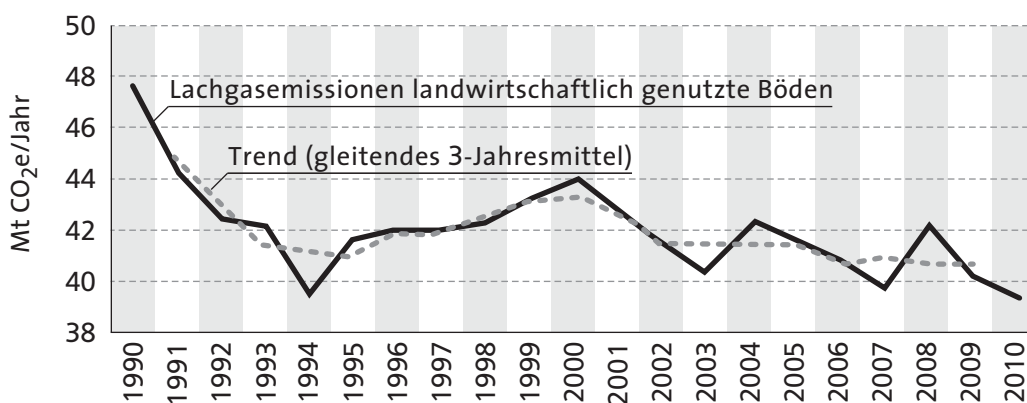
2.2.2

Methan- bzw. Lachgasemissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement sind für 7,5 %, die Lachgasemissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden für 37,5 % der THG-Emissionen der deutschen Landwirtschaft verantwortlich (Tab. IV.3). Damit bieten die Handlungsansätze des Düngemanagements für etwa die Hälfte der THG-Emissionen das Potenzial für Reduktionen.

REDUKTION DER LACHGASEMISSIONEN

Nach einer deutlichen Abnahme der Lachgasemissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden zwischen 1990 bis 1992 schwanken sie seitdem um einen Mittelwert von rd. 42 Mt CO₂ (Abb. IV.16, UBA 2012, S.447). Ursache für die Lachgasemissionen ist ein Überschuss an Stickstoffeinträgen (sogenannter Stickstoffüberschuss), welcher nicht vollständig von der Kulturpflanze aufgenommen werden kann und ungenutzt in die Atmosphäre oder Gewässer entweicht oder im Boden verbleibt (Kap. IV.1.2.1).

ABB. IV.16 LACHGASEMISSIONEN AUS LANDWIRTSCHAFTLICH GENUTZTEN BÖDEN IN DEUTSCHLAND (1990–2010)



Quelle: UBA 2012, S.447

Die Senkung des Stickstoffüberschusses ist seit Langem ein erklärtes Ziel. Gemäß der Zielsetzung der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung aus dem Jahr 2002 sollte der Stickstoffüberschuss in der Gesamtbilanz⁵⁷ bis 2010 auf 80 kg N/ha gesenkt werden (alle Werte gleitendes 3-Jahresmittel). Im Jahr 1991 betrug der Überschuss noch rd. 131 kg N/ha und senkte sich nach aktueller Datenlage bis 2008 um rd. 25 % auf 98 kg N/ha (Flächenbilanz 62 kg N/ha, Stallbilanz 36 kg N/ha) (Abb. IV.17; BMELV 2011c, S. 340 ff.). Obwohl bereits ein markanter Rückgang erreicht wurde, ging die Bundesregierung (2012, S. 90) davon aus, dass bei Fortsetzung der bisherigen Entwicklung bis zum Zieljahr 2010 erst 71 % der erforderlichen Wegstrecke zurück gelegt sein würden.

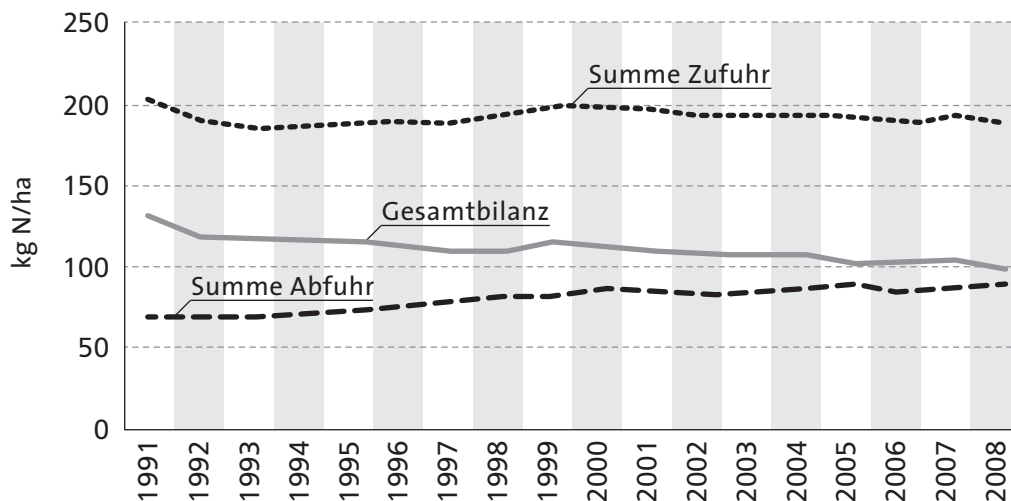
Die Regulierung der Stickstoffzufuhr in Form von Düngemitteln ist durch die 2007 in Kraft getretene Änderung der Düngeverordnung (DüV) im Vergleich zu

⁵⁷ Die betriebliche Gesamtbilanz setzt sich zusammen aus einer Flächen- und einer Stallbilanz und wird aus der Gegenüberstellung von Stickstoffzu- und -abfuhr ermittelt. Die Zufuhr umfasst Stickstoff aus der Düngung, aus dem Futtermittel, der atmosphärischen Deposition und biologischen Fixierung sowie aus dem Saat- und Pflanzengut. Die Abfuhr findet über pflanzliche und tierische Produkte statt (Bundesregierung 2012, S. 90).

^
 > IV. MÖGLICHKEITEN DES THG-MANAGEMENTS IM BEREICH DER LANDNUTZUNG
 v

anderen THG-Minderungsmaßnahmen schon vergleichsweise weit fortgeschritten, obschon der Klimaschutz kein Treiber bei der Einführung der Düngeverordnung war.⁵⁸ Die Novelle der DüV schreibt die schrittweise Senkung des betrieblichen Nährstoffüberschusses in der Flächenbilanz von 90 kg N/ha/Jahr (im gleitenden 3-Jahresmittel 2006 bis 2008) auf 60 kg N/ha/Jahr (ab 2009 bis 2011) vor (DüV 2006, § 6), sodass bei Umsetzung der Verordnung mit einem Rückgang der Lachgasemissionen aus landwirtschaftlichen Böden gerechnet werden kann. Die bisher vorhandenen Daten (Abb. IV.16) zeigen, gemessen am gleitenden 3-Jahresmittel, allerdings noch keine signifikante Abnahme der Lachgasemissionen.

ABB. IV.17 STICKSTOFFBILANZ INSGESAMT (FLÄCHEN- UND STALLBILANZ) (1991–2008)



alle Werte gleitendes 3-Jahresmittel

Quelle: BMELV 2011c, S. 340 ff.

Aus der Bilanzierung des Stickstoffüberschusses zeigt sich insbesondere, dass die bisher erreichte Reduktion in der Gesamtbilanz auf eine Erhöhung der *Stickstoffabfuhr* über pflanzliche und tierische Produkte (seit 1991 um 30 %) zurückzuführen ist, während die *Stickstoffzufuhr* über Dünge- und Futtermittel etc. nur einen leichten Rückgang von 6 % seit 1991 zeigt (Abb. IV.17). Im Jahr 2008 bildete der Düngereintrag mit 54 % weiterhin die wichtigste Komponente der Stickstoffzufuhr, Futtermittel trugen mit rd. 34 % zur Gesamtbilanz bei (BMELV 2011c, S. 340 ff.; Bundesregierung 2012, S. 90). Vor diesem Hintergrund ist das Potenzial für die Reduktion des Stickstoffüberschusses – und damit der Lachgasemissionen der Landwirtschaft – durch die Verringerung der *Stickstoffzufuhr* noch nicht ausgeschöpft.

⁵⁸ Mit der Novellierung 2006 der Düngeverordnung (DüV) wurde die EU-Nitratrichtlinie für den Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrate aus landwirtschaftlichen Quellen in nationales Recht umgesetzt (NABU 2010, S. 11).

Die zukünftige Entwicklung der Flächenbilanz des Stickstoffüberschusses und damit der Lachgasemissionen aus landwirtschaftlichen Böden ist gegenwärtig allerdings schwierig zu prognostizieren. Einige Faktoren sprechen für einen gleichbleibenden bzw. steigenden Trend beim Stickstoffüberschuss: Angesichts wachsender Erträge sowie steigender Agrarpreise ist von einer zunehmenden Produktionsintensität mit höherem Düngeinsatz auszugehen. Auch könnte eine günstige Agrarpreisentwicklung den Rückgang des Viehbestandes verlangsamen, sodass sich der entlastende Effekt für den Stickstoffüberschuss verringern dürfte. Zudem könnte eine zunehmende Ausbringung von Gärresten aus der Biogas-erzeugung (der darin enthaltene Stickstoff weist gegenüber mineralischem Stickstoff einen geringeren Ausnutzungsgrad durch Pflanzen aus) zu einem Anstieg führen (Offermann et al. 2012, S. 36 f.)

Die Lachgasemissionen beim Wirtschaftsdüngemanagement gehen auf Zersetzungsprozesse der tierischen Exkrememente zurück (Kap. IV.1.2.3). Zwar konnte bei Festmistsystemen ein Rückgang dieser Emissionen von rd. 20 % gegenüber dem Wert von 1990 verzeichnet werden, bei güllebasierten Systemen zeigten sie jedoch weitgehend das Niveau von 1990 (UBA 2012, S.431). Diese Lachgasemissionen ließen sich durch ein verbessertes Wirtschaftsdüngemanagement sowie zum Teil durch eine optimierte Fütterung zur Verringerung der tierischen Stickstoffausscheidungen reduzieren (Kap. IV.1.2.3). Beispielsweise ergäbe sich nach Osterburg et al. (2009, S. 50 f.) bei einer stickstoffreduzierten Fütterung des gesamten Schweine- und Geflügelbestands eine gegenüber der konventionellen Fütterung jährliche THG-Reduktion von rd. 0,5 Mt CO₂e. Eine Reduzierung der Stickstoffausscheidungen des Milchviehbestands um 10 % brächte ähnliche Ergebnisse. Allerdings gibt es in der Rinderhaltung aufgrund der vielfältigen Fütterungspraxis bisher keine standardisierten Verfahren für eine stickstoffangepasste Fütterung.

REDUKTION DER METHANEMISSIONEN

Zusätzlich zu den Lachgasemissionen produzierte die Lagerung von Wirtschaftsdünger im Jahr 2010 Methanemissionen in Höhe von rd. 5,6 Mt CO₂e, die zu knapp zwei Dritteln durch die Rinderhaltung und knapp einem Drittel durch die Schweinehaltung verursacht wurden. Die übrigen Tierkategorien trugen nur in geringem Umfang bei (rd. 2,3 %). Auch diese Emissionen zeigten einen Rückgang im Zeitraum 1990 bis 2010 um rd. 12 %, der sich allerdings im Wesentlichen auf die Jahre nach der deutschen Vereinigung beschränkte und hauptsächlich auf die Verringerung der Tierbestände zurückzuführen ist (Abb. IV.18, UBA 2012, S.418). In der Rinder- und Schweinehaltung weisen damit Maßnahmen des Wirtschaftsdüngemanagements noch ein erhebliches Potenzial für die Verringerung der Methanemissionen auf, darunter bauliche Maßnahmen zur Erhöhung der Dichtigkeit von Gülle- bzw. Festmistlagern (Kap. IV.1.2.3).

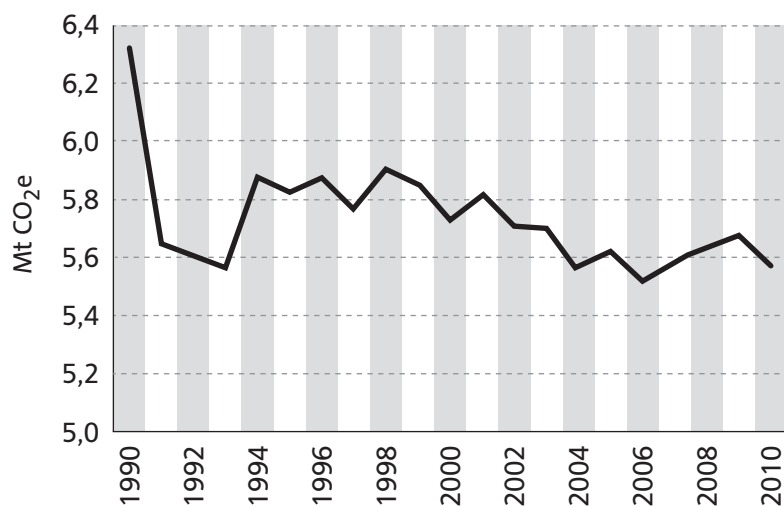
^
 > IV. MÖGLICHKEITEN DES THG-MANAGEMENTS IM BEREICH DER LANDNUTZUNG
 v

Ein besonders einfach zu erschließendes Potenzial zur Reduktion der Methanemissionen ergibt sich durch eine Steigerung des Gülle- bzw. Festmistanteils im Substrat von bereits bestehenden oder neuen Biogasanlagen (Kap. IV.1.2.3). Zu diesem Zweck wurde mit der EEG-Novelle 2009 der sogenannte »Güllebonus« eingeführt, der aber nach Ansicht des Wissenschaftlichen Beirats für Agrarpolitik (2011, S.9) so ausgestaltet war, dass viele Betriebe nur die geforderte Mindestmenge an Gülle einsetzen (30 % Masseanteil). Mit der EEG-Novelle 2012 soll diesem Problem u.a. durch folgende Maßnahmen Rechnung getragen werden (BMU 2011, S.7 ff.):

- > der Güllebonus wurde abgeschafft;
- > Biogasanlagen müssen als Mindestanforderung entweder 60 % Gülleinsatz oder 60 % Wärmenutzung nachweisen oder den Strom direkt vermarkten (z.B. in der Marktprämie);
- > eine neue Vergütungskategorie für kleine, güllebasierte Biogasanlagen mit einer installierten Leistung mit bis zu 75 kW, die mindestens 80 % Gülle oder Festmist einsetzen, wurde eingeführt. Strom aus diesen Anlagen wird künftig mit 0,25 Euro/kWh statt wie bisher ca. 0,23 Euro/kWh vergütet.

Mit der Einführung der neuen Vergütungskategorie soll besonders die teure Biogaserzeugung aus Gülle in kleinen Hofanlagen gefördert werden. Wichtig ist allerdings, dass die Lagerung der Gärrückstände gasdicht erfolgt (Kap. IV.1.2.3).

ABB. IV.18 METHANEMISSIONEN AUS DER LAGERUNG VON WIRTSCHAFTSDÜNGER (1990–2010)



Quelle: UBA 2012, S.418

**SCHUTZ VON DAUERGRÜNLAND VOR UMWANDLUNG
IN ACKERLAND****2.2.3**

In Deutschland ist Dauergrünland⁵⁹ einem starken Veränderungsdruck ausgesetzt. Im Zeitraum von 2000 bis 2009 reduzierte sich die Dauergrünlandfläche *netto* um 307.000 ha (von 5,05 Mio. auf 4,74 Mio. ha), was einem durchschnittlichen jährlichen Rückgang von 0,69 % entspricht. Gleichzeitig erhöhte sich die Ackerlandfläche (einschließlich Stilllegungsflächen) um 141.000 ha (von 11,80 Mio. auf 11,95 Mio. ha), dies entspricht einer durchschnittlichen jährlichen Erhöhung von 0,13 % (BMELV 2010, S. 83 f.). Der Anteil der Flächenstilllegung (ohne nachwachsende Rohstoffe) betrug im Jahr 2000 noch rd. 8 % an der gesamten Ackerfläche, senkte sich aber infolge des Energiepflanzenanbaus und der Aussetzung der obligatorischen Flächenstilllegung im Jahr 2008 und ihrer Abschaffung im Jahr 2009 auf rd. 2 % im Jahr 2009 ab. Folglich erhöhte sich die *in der Nutzung* befindliche Gesamtackerfläche von 2000 bis 2009 um 718.000 ha (von 10,98 Mio. auf 11,69 Mio. ha), was einer durchschnittlichen jährliche Erhöhung von 0,71 % entspricht (BMELV 2010, S. 84).

Die Abbildung IV.19 zeigt die absoluten Flächenänderungen für Dauergrünland und Ackerland sowie für die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche im Zeitraum von 2000 bis 2009. Deutlich zu erkennen ist der starke Rückgang der Netto-Grünlandfläche in den meisten Bundesländern – eine markante Ausnahme bildet Hessen, zu einer moderaten Ausdehnung der Grünlandfläche kam es im Saarland, in Sachsen und Sachsen-Anhalt. Ein Grund für diese Entwicklung ist, dass die landwirtschaftliche Nutzfläche in Deutschland durch die Ausdehnung von Siedlung- und Gewerbeflächen fortlaufend zurückgeht. In Baden-Württemberg und Bayern entspricht der Rückgang der landwirtschaftlichen Nutzfläche ziemlich genau dem Grünlandverlust, in Brandenburg, Rheinland-Pfalz und Thüringen geht der Verlust an landwirtschaftlicher Nutzfläche mit einem Rückgang an Grün- und Ackerfläche einher. In Mecklenburg-Vorpommern und sehr deutlich in Niedersachsen und Schleswig-Holstein jedoch übertrifft der Grünlandverlust den Rückgang der landwirtschaftlichen Nutzfläche, während es bei der Ackerfläche zu einer starken Ausdehnung kam. In Nordrhein-Westfalen hat sich die Ackerfläche zuungunsten der Grünlandfläche stärker als die landwirtschaftliche Nutzfläche erhöht. Die Entwicklung in den vier letztgenannten Ländern weist auf die Umwandlung von Grünland in Ackerland hin (dazu Nitsch et al. 2009, S. 8).

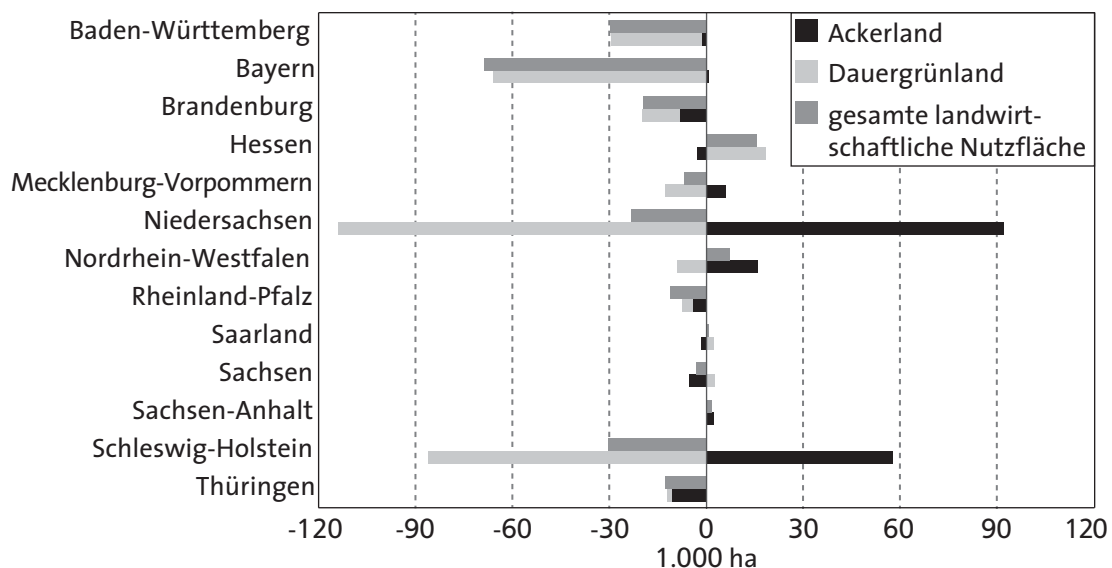
Die Abnahme an Dauergrünland zugunsten von Ackerland hat verschiedene Ursachen. Die Intensivierung in der Tierhaltung mit einem höheren Anteil an Kraft-

⁵⁹ Nach Definition im Rahmen der Europäischen Agrarpolitik sind dies Flächen, die durch Einsaat oder auf natürliche Weise (Selbstaussaat) zum Anbau von Gras oder anderen Grünfütterpflanzen genutzt werden und mindestens 5 Jahre lang nicht Bestandteil der Fruchtfolge des Betriebs waren (BMELV 2006, S. 78).

^
 > IV. MÖGLICHKEITEN DES THG-MANAGEMENTS IM BEREICH DER LANDNUTZUNG
 v

futter in der Futterration führt zu einem Rückgang im Rinderbestand und zu einem geringeren Bedarf an Grünfutter und Weideland, während gleichzeitig die Bedeutung von Ackerland für die Futterproduktion wächst. Im Milchmarkt führt die – auch durch die Erhöhung der Milchquote begünstigte – Produktionssteigerung zu sinkenden Milchpreisen, wodurch die Wirtschaftlichkeit einer extensiven Weidehaltung von Milchkühen abnimmt (Nitsch et al. 2009, S.12). Unter anderem hat auch die im Zuge der EEG-Novellen 2004 und 2009 verbesserte Förderung der Energieerzeugung aus Biogas, die größtenteils auf Basis von Mais als Gärsubstrat basiert, dazu geführt, dass die Vorzüglichkeit der ackerbaulichen Flächennutzung im Vergleich zur Grünlandnutzung gestiegen ist und Grünland dadurch vermehrt umgebrochen wurde (Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik 2011, S.10). Mit der EEG-Novelle 2012 wurde der Einsatz von Mais und Getreidekorn auf 60 % (massebezogen) begrenzt (BMU 2011, S.8), allerdings kann zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch nicht beurteilt werden, ob diese Maßnahme ausreicht, den Druck auf Grünland durch den Maisanbau signifikant zu senken.

ABB. IV.19 ABSOLUTE FLÄCHENÄNDERUNG BEI ACKER- UND DAUERGRÜNLAND SOWIE LANDWIRTSCHAFTLICHER NUTZFLÄCHE IM ZEITRAUM VON 2000 BIS 2009 NACH BUNDESLÄNDERN (1.000 ha)



Nicht abgebildet sind die Stadtstaaten Berlin, Hamburg und Bremen.

Eigene Darstellung nach Daten aus TI 2011

Verschiedene Faktoren sprechen dafür, dass sich der Druck auf Dauergrünland weiter erhöht. Zum einen ist absehbar, dass die Nachfrage nach ackerbaulichen Produkten auch künftig stark ansteigen wird (steigender Preistrend bei Agrar-

produkten, Ausbau der Bioenergie etc.). Zum anderen ist das Flächenpotenzial für die Ausdehnung der Ackerfläche aus Stilllegungsflächen nunmehr größtenteils ausgeschöpft (insbesondere die ertragreichen Standorte dürften inzwischen wieder vollständig in die Nutzung aufgenommen worden sein), sodass bei gleichbleibender landwirtschaftlicher Nutzfläche der Ausbau der Ackerfläche hauptsächlich auf Kosten des Grünlands gehen wird. Einen entlastenden Effekt auf die Umwandlung von Grün- in Ackerland könnte jedoch eine weitere Ausdehnung des Flächenanteils des ökologischen Landbaus an der landwirtschaftlichen Nutzfläche bewirken, da der Anteil an Ackerland im deutschen Ökolandbau geringer als der in der konventionellen Landwirtschaft ist (2010 rd. 45 % versus rd. 71 %). Allerdings lag im Jahr 2010 der Flächenanteil des ökologischen Landbaus in Deutschland erst bei 5,9 % – das Ziel der Bundesregierung, den Flächenanteil des Ökolandbaus auf 20 % zu steigern, wird in absehbarer Zeit nicht erreicht werden (Bundesregierung 2012, S. 91 f.).

Der Schutz von Grünland wird außerhalb nationaler Natur- und Landschaftsschutzgebiete sowie der Europäischen Gebietskulisse Natura 2000 durch die Cross-Compliance-Anforderungen⁶⁰ im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) der Europäischen Kommission geregelt, die durch die Verordnung (EG) Nr. 73/2009 die Mitgliedstaaten zur Erhaltung des Dauergrünlands verpflichten (Nitsch et al. 2009, S. 24; Rösch/Skarka 2008, S. 35). In Deutschland wird die Einhaltung dieser Verpflichtung auf Landesebene umgesetzt: Falls sich in einem Bundesland der Anteil des Dauergrünlands an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche um mindestens 5 % gegenüber dem Basiswert im Referenzjahr 2003 verringert, bedarf der Umbruch von Dauergrünland einer vorherigen Genehmigung. Bei einer Verringerung um mehr als 10 % muss eine Wiedereinsaat bzw. eine Neuanlegung von Dauergrünland auf anderen Flächen erfolgen⁶¹ (BMELV 2006, S. 59 ff.).

Die Cross-Compliance-Regeln verhindern jedoch nur eine flächendeckend sehr starke Abnahme von Dauergrünland auf Landesebene und berücksichtigen weder die Qualität noch die Lage des Grünlands (Nitsch et al. 2009, S. 5). Dies ist mit Blick auf das THG-Management als problematisch anzusehen, da die Höhe der THG-Emissionen stark davon anhängt, ob beispielsweise der Grünlandumbruch auf mineralischen oder organischen Böden stattfindet und ob das Grünland einer intensiven oder extensiven Nutzung ausgesetzt wird (Kap. IV.1.1.2). So vermögen die Cross-Compliance-Regeln nicht zu verhindern, dass z.B. Grünland auf einem Moorstandort umgebrochen wird, wenn der Grünlandverlust

60 Mit dem Begriff »Cross Compliance« wird die Bindung der Prämienzahlungen an die Einhaltung bestimmter Standards bezeichnet. Bei Nichteinhaltung dieser Standards droht die Kürzung, bei vorsätzlichen Verstößen die vollständige Einstellung der Direktzahlungen.

61 Gegenwärtig unterliegt der Umbruch von Dauergrünland (Stand Dezember 2011) in den Ländern Schleswig-Holstein und Hamburg, Niedersachsen und Bremen sowie Nordrhein-Westfalen der Genehmigungspflicht (StMELF 2012, S. 25).

^
› IV. MÖGLICHKEITEN DES THG-MANAGEMENTS IM BEREICH DER LANDNUTZUNG
v

durch Einsäen eines Ackerstandorts auf mineralischem Boden gleichzeitig kompensiert wird. Auch würde auf Niedermoorstandorten der Schutz vor Umbruch von extensiv genutztem Grünland mit geringer Drainage eine höhere Klimaschutzwirkung entfalten können, als der Schutz von intensiv genutztem Grünland, da letzteres vergleichbare Emissionen aufweist wie die Ackernutzung auf Niedermooren (Abb. IV.5). Entsprechend können flächendifferenzierte Grünlandschutzstrategien, die auch die Möglichkeit zur Verlagerung der Flächennutzung einschließen, einen Beitrag zum Klimaschutz leisten (Isermeyer et al. 2010, S. 16).

HANDLUNGSANSÄTZE IN DER FORSTWIRTSCHAFT

2.2.4

Der Wald in Deutschland wirkt als Kohlenstoffsенке. Dies folgt einerseits aus dem Umstand, dass infolge einer geringen Waldnutzung die Zuwachsraten höher als die Entnahmeraten für Biomasse sind, und andererseits aus einer Zunahme der Neuwaldflächen auf ehemaligen Acker- oder Grünlandflächen mit damit verbundenem Biomassezuwachs. So hat die Waldfläche in Deutschland – als eines der walddreichsten Länder der EU – in den letzten 40 Jahren um ca. 1 Mio. ha bzw. 10 % zugenommen und beträgt heute rund 11,1 Mio. ha oder 31 % der Gesamtfläche Deutschlands (BMELV 2009, S. 21).

Allerdings zeigt die Kohlenstoffsенкеleistung der Wälder in Deutschland einen abnehmenden Trend: Auf Basis der Daten der beiden Bundeswaldinventuren (Stichjahre 1987 und 2002) sowie der Inventurstudie 2008 wurde errechnet⁶², dass die Nettosenkenleistung der Wälder von rd. 73 Mt CO₂ im Jahr 1990 auf rd. 25 Mt CO₂ im Jahr 2010 gesunken ist, was einem Rückgang von 65 % entspricht (UBA 2012, S. 478). Ursächlich für diese Entwicklung ist, dass sich die jährliche Entnahmerate immer mehr der jährlichen Zuwachsrate an Biomasse angleicht. Einerseits ist eine deutliche Erhöhung der Holzerntemenge zu verzeichnen. So wurden in der Inventurperiode von 1987 bis 2002 in den alten Bundesländern durchschnittlich rd. 47,9 Mio. m³ Vorratsfestmeter/Jahr geerntet, in der Inventurperiode von 2002 bis 2008 dagegen rd. 89 Mio. m³. Andererseits werden die Wälder in Deutschland immer älter, sodass es infolge der sich verändernden Altersstruktur zu einer Verringerung des Bruttozuwachses kommt (UBA 2012, S. 485 ff.). Durch die natürliche Änderung der Altersstruktur und bei ungestörter gleich bleibender Nutzung könnte der Wald seine Kohlenstoffsенкеfunktion in Biomasse in den nächsten 30 bis 40 Jahre verlieren (Freibauer et al. 2009, S. 22).

62 Die Bundeswaldinventuren (BWI) erfassen u.a. die großräumigen Waldverhältnisse auf Stichprobenbasis nach einem einheitlichen Verfahren. Die erste BWI erstreckte sich dabei nur auf die alten Bundesländer. Anlässlich des Beginns der ersten Verpflichtungsperiode des Kyoto-Protokolls wurde die Inventurstudie 2008 auf einer Teilstichprobe der BWI erstellt und bedient sich im Wesentlichen deren Methodik (UBA 2012, S. 481 f.).

Mit welcher Bewirtschaftungsstrategie die Senkenleistung des Waldes in Deutschland erhalten und ggf. wieder erhöht werden könnte, ist allerdings umstritten (Kap. IV.1.3.3). Krug et al. (2010, S. 30 f.) vom Thünen-Institut beispielsweise empfehlen u.a. eine nachhaltige Waldbewirtschaftung, um die Speicherung von atmosphärischem Kohlenstoff und die Substitution fossiler Energieträger und energieintensiver Baustoffe zu unterstützen, sowie die Intensivierung bisher extensiv bewirtschafteter Flächen (z.B. im Kleinprivatwald), um die Senkenleistung auf bisher geringwüchsigen oder überstockten Flächen zu erhöhen. Jegliche Stilllegung oder Nutzungseinschränkung hingegen reduziere die Senkenleistung des Waldes mittel- bis langfristig. Dagegen fordern beispielsweise BUND und NABU in einem gemeinsamen Positionspapier u.a., dass die Holzvorräte in den deutschen Wäldern anzuheben seien (mit Ausnahme der von Fichten und Kiefern dominierten Altersklassenwälder) und der Hiebsatz auch in Zukunft erheblich unter dem Zuwachs liegen solle. Allerdings müsse dann, um möglichen Verlagerungseffekten infolge der geringeren Holzerntemengen vorzubeugen, entsprechend der Holz- und Papierverbrauch gesenkt werden (BUND/NABU 2011).

In Deutschland besteht noch ein erhebliches Flächenpotential für Aufforstungsmaßnahmen, zum Beispiel auf landwirtschaftlichen Grenzertragsflächen. Allerdings sind die Aufforstungsraten dieser Flächen seit Mitte der 1990er Jahre rückläufig und betragen in den letzten Jahren lediglich etwa 4.000 ha/Jahr (dazu und zum Folgenden Krug et al. 2010, S. 25 ff.). Aus Sicht der Grundeigentümer stehen einer Aufforstung mehrere Hindernisse entgegen, u.a. hohe Anfangsinvestitionen, eine generell geringere Rentabilität forstwirtschaftlicher Produktion sowie der Verlust der Dispositionsfreiheit über die Bodennutzung aufgrund des Walderhaltungsgebots im Bundeswaldgesetz. Außerhalb der landwirtschaftlichen Flächen stehen weitere Flächenreservoirs zur Verfügung, die sich prinzipiell dafür eignen: ehemalige Braunkohletagebauflächen (rd. 60.000 ha), urbane und suburbane Brachen (rd. 100.000 ha) und ehemalige Militärflächen (rd. 100.000 ha). Schließlich stünden jährlich etwa 40.000 ha für die Aufforstung zur Verfügung durch Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen, die den Flächenverbrauch durch die Siedlungs- und Verkehrsentwicklung kompensieren sollen und die bislang primär unter Naturschutzgesichtspunkten gestaltet werden. Da der durchschnittliche Zuwachs an Biomasse bei der Aufforstung in Deutschland mit einer jährlichen Fixierung von näherungsweise rd. 16,5 t CO₂/ha veranschlagt wird, liegt hier ein erhebliches THG-Reduktionspotenzial vor, das allerdings infolge zahlreicher Nutzungskonkurrenzen nur teilweise erschließbar ist.

Damit der Wald seine Kohlenstoffsenkenfunktion weiterhin behalten kann, bedarf es generell einer Anpassung der Wälder an den Klimawandel. Hier besteht auch in Deutschland noch Forschungsbedarf hinsichtlich einer angemessenen Baumartenzusammensetzung, die sowohl unter dem Aspekt einer Optimierung des THG-Reduktionspotenzials (z.B. hohe Biomassezuwachsrate) und im Hin-

^
› IV. MÖGLICHKEITEN DES THG-MANAGEMENTS IM BEREICH DER LANDNUTZUNG
v

blick auf die Widerstandsfähigkeit gegen Klimaveränderungen möglichst gute Eigenschaften aufweist, als auch weiteren Anforderungen gerecht wird, u.a. der Erhalt der Biodiversität sowie Nutzungsmöglichkeiten für das Holz der Bäume. Beispielsweise wird die Douglasie unter deutschen Forstwirten immer beliebter, da sie auf geeigneten Standorten höhere Zuwachsleistungen als heimische Baumarten, wie z.B. Eiche, Buche oder Fichte, erzielt und sie im Vergleich zur Fichte widerstandsfähiger gegen Trockenheit und Wärme ist (BMELV 2009, S.23). Allerdings ist die Douglasie naturschutzfachlich umstritten – u.a. infolge einer unerwünschten Interaktion mit der heimischen Tier- und Pflanzenwelt bis hin zur Verdrängung heimischer Pflanzen- und Tierarten (Höltermann et al. 2008). Mit dem Waldumbau zu Mischwäldern sind auch eine Steigerung der Produktion von Laubholz und eine abnehmende Versorgung mit Fichtenholz verbunden. Die Holzindustrie, deren Verarbeitungslinien sehr stark auf Nadelholz eingestellt sind (Bolte 2011), steht vor der Herausforderung, neue Konzepte für eine optimale Wertschöpfung für Laubholz zu entwickeln.

WEITERE POTENZIELLE HANDLUNGSANSÄTZE

2.2.5

Perspektivisch könnten weitere Handlungsansätze auch auf nationaler Ebene zu einer Reduktion der Emissionen aus dem Bereich der Land- und Forstwirtschaft beitragen. Für eine Beurteilung der klimaschützenden Wirkung dieser Maßnahmen ist der Stand des Wissens gegenwärtig jedoch noch nicht ausreichend.

Bei der *Bodenbearbeitung* dominiert in Deutschland der Pflugeinsatz: Gegenwärtig werden 56 % des Ackerlands der konventionellen wendenden Bodenbearbeitung mit dem Plug unterzogen, auf 38 % der Ackerfläche gelangt die konservierende Bodenbearbeitung zur Anwendung und lediglich auf 1 % der Ackerfläche wird die Direktsaat praktiziert (Statistisches Bundesamt 2011, S.22). Damit gäbe es potenziell noch einen großen Spielraum für eine Ausweitung der konservierenden Bodenbearbeitung bzw. der Direktsaat, um die Kohlenstoffvorräte im Ackerboden zu erhalten oder zu erhöhen. Allerdings wird das flächenspezifische Reduktionspotenzial dieser Praxis bei einer Anwendung auf europäischen Böden mit jährlich 0,25 t CO₂e/ha (Anwendung der konservierenden Bodenbearbeitung) bzw. 0,94 t CO₂e/ha (Anwendung Direktsaat) als vergleichsweise gering eingeschätzt (Freluh-Larsen et al. 2008, S. 12), sodass die Maßnahmen bestenfalls nur langfristig eine signifikante Wirkung zeigen können. Auch ist die Wirkung reversibel, da ein periodisches Umpflügen oder gar die dauerhafte Rückumstellung auf die konventionelle Bodenbearbeitung den festgelegten Kohlenstoff kurzfristig wieder in die Atmosphäre abgibt (Osterburg et al. 2009, S. 59). Im Zusammenhang mit dieser Praxis bestehen zudem noch Unsicherheiten bezüglich damit verbundener Lachgasemissionen sowie der Wirkung des ggf. notwendigen höheren Einsatzes von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln auf die THG-Bilanz (Kap. IV.3).

In Bezug auf das Volumen von Bedeutung sind die aus der *Fermentation bei der Verdauung* von Wiederkäuern entstehenden Methanemissionen, die mit über 20 Mt CO₂e/Jahr für rd. ein Fünftel der Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft verantwortlich sind. Allerdings bestehen hinsichtlich der Wirkung der verschiedenen Fütterungsstrategien, die zur Reduktion dieser Emissionen vorgeschlagen werden (Kap. IV.1.2.3), noch hohe Unsicherheiten (Osterburg et al. 2009, S.50), sodass gegenwärtig die Methanemissionen vermutlich nur durch die Reduktion des Tierbestandes gesenkt werden könnten (z.B. durch Steigerung der Einzeltierleistung).

UMSETZUNGSBARRIEREN UND EINSCHRÄNKUNGEN

2.3

Auch wenn die in verschiedenen Studien ausgewiesenen technischen bzw. ökonomischen Potenziale hoch sind, ist das *erschließbare Potenzial*, d.h. der tatsächlich zu erwartende Beitrag der beschriebenen Handlungsoptionen zur THG-Reduktion, infolge einer Reihe von Umsetzungsbarrieren und Einschränkungen schwer abschätzbar (hierzu und zum Folgenden Smith et al. 2007, S. 7 f.). Es wird allerdings allgemein davon ausgegangen, dass das erschließbare Potenzial deutlich unter dem technischen Potenzial liegt. Beispielsweise schätzen Freibauer et al. (2004), dass das realistisch erschließbare Potenzial für die Kohlenstofffestlegung in europäischen landwirtschaftlichen Böden im Zeitraum von 2008 bis 2012 in der Größenordnung von rd. 20 % des technischen Potenzials liegt.

UMSETZUNGSBARRIEREN

Im Rahmen ökonomischer Potenzialabschätzungen werden in der Regel einerseits die Maßnahmen hinsichtlich ihrer Implementierungskosten gestaffelt und andererseits vorausgesetzt, dass alle Maßnahmen umgesetzt werden, deren Implementierungskosten kleiner oder gleich einem fixen Kohlenstoffpreis sind (Kap. IV.2.1). Beispielsweise erhöht ein ökonomisches Anreizsystem, in welchem ein Verursacher von Emissionen für diese bezahlen muss (z.B. in Form von Abgaben, CO₂-Steuern oder durch den Erwerb von Emissionszertifikaten) bzw. für negative Emissionen eine finanzielle Gegenleistung erhält (z.B. in Form von Subventionen oder indem er die entsprechende Anzahl an Emissionszertifikaten verkaufen kann), die ökonomische Attraktivität für die Umsetzung von Maßnahmen mit Implementierungskosten bis zur Höhe des Kohlenstoffpreises.

Zusätzlich zu den Implementierungskosten entstehen jedoch *Transaktionskosten*, die bei der Durchführung der Maßnahme anfallen (Informations-, Weiterbildungs-, Vermittlungs- und Vertragskosten), sowie *Mess- und Monitoringkosten*, wenn das Ergebnis von THG-Reduktionsmaßnahmen im Rahmen von Anrechnungs-, Überwachungs- und Berichterstattungsvorschriften quantifizierbar gemacht werden muss. Damit sinkt in ökonomischen Anreizsystemen die finan-

^
› IV. MÖGLICHKEITEN DES THG-MANAGEMENTS IM BEREICH DER LANDNUTZUNG
v

zielle Gegenleistung für die Umsetzung der Maßnahme um den Betrag der Transaktions- sowie ggf. der Mess- und Monitoringkosten.

In Bezug auf die Transaktionskosten könnte dies insbesondere in Entwicklungsländern eine signifikante Umsetzungsbarriere für die Maßnahmen darstellen, da in diesen Ländern die Landnutzung eine höhere Fragmentierung aufweist als in Industrienationen (rund 85 % der Landwirte in Entwicklungsländern sind Kleinbauern mit weniger als 2 ha landwirtschaftlicher Nutzfläche; Meyer 2011, S. 8). Bereits für Projekte mit einem geringen Volumen müssen sehr viele lokale Akteure geworben, informiert und ausgebildet werden, sodass ein bedeutender Teil der Erlöse aus einem ökonomischen Anreizsystem für diese Aufwendungen verwendet werden dürften. Doch auch in Industrieländern kann der Einbezug von Transaktionskosten zu einer Revidierung der Potenzialabschätzung für einzelne Maßnahmen führen. Gegenwärtig herrscht allerdings ein Mangel an Erfahrungswissen, um Transaktionskosten und ihren Einfluss auf das ökonomische Potenzial einzelner Maßnahmen verlässlich abzuschätzen.

Ähnlich verhält es sich mit den Mess- und Monitoringkosten: Während in Industrieländern viele Messtechniken bereits verfügbar sind und angewendet werden (beispielsweise werden in Deutschland im Rahmen der Düngeverordnung jährlich repräsentative Bodenuntersuchungen durchgeführt, welche u.a. den Nährstoff- und Humusgehalt ermitteln), ist dies in den meisten Entwicklungsländern nicht der Fall. Die Adaption dieser Techniken in Entwicklungsländer könnte für die lokalen Kleinbauern große Kosten verursachen – abhängig davon, wie strikt die Messauflagen ausfallen und ob sich diese Kosten durch Technikentwicklungen mindern lassen, z.B. durch die Satellitenfernerkundung (IPCC 2007a, S. 525).

Reduktionsmaßnahmen aus dem Bereich der Land- und Forstwirtschaft sind im Vergleich zu anderen Sektoren (z.B. Energieproduktion auf Basis von fossilen Energiequellen) mit höheren *Unsicherheiten* hinsichtlich der zu erwartenden Reduktionsmenge und -kosten verbunden. Während beispielsweise der jährliche THG-Ausstoß eines Kohlekraftwerks über die verbrauchte Brennstoffmenge vergleichsweise einfach ermittelt werden kann, sind THG-Bilanzen im Sektor der Land- und Forstwirtschaft sehr anspruchsvoll. Dafür verantwortlich sind die Komplexität der mit diesen Maßnahmen im Zusammenhang stehenden biologischen, ökologischen und ökonomischen Mechanismen, methodische Messschwierigkeiten in Bezug auf THG-Austauschprozesse zwischen der Atmosphäre und Böden, Biomasse oder Nutztieren sowie die Variabilität der Wirkung der Maßnahmen in Abhängigkeit lokaler und zeitabhängiger Kontextbedingungen. Zudem zeigen insbesondere Maßnahmen im Bereich der Forstwirtschaft erst über lange Zeitperioden positive Erträge hinsichtlich der Kohlenstoffbilanz, und damit – zumindest in ökonomischen Anreizsystemen – hinsichtlich des investierten Kapitals. Dies bedeutet ein zusätzliches Risiko für Kapitalgeber, das sich durch geeignete langfristige Finanzierungsmodelle sowie die Schaffung verlässli-

cher Verwaltungsstrukturen mindern ließe. Weitere Unsicherheiten entstehen durch die vielfältigen Verflechtungen der Landnutzung mit den Sektoren Ernährungssicherung, Energie- und Rohstoffversorgung, Wasserressourcen etc., die ihrerseits große Unsicherheiten beinhalten, sowie zu Fragen der Biodiversität und des Natur- und Landschaftsschutzes. So können beispielsweise steigende Lebensmittel- oder Treibstoffpreise die Opportunitätskosten der Bauern erhöhen, Wald nicht in Ackerland umzuwandeln, um Nahrungsmittel oder Energiepflanzen anzubauen.

Große Unsicherheiten mindern die Attraktivität für land- und forstwirtschaftliche Betriebe, Reduktionsmaßnahmen umzusetzen, insbesondere jene mit hohen Investitions- und/oder Opportunitätskosten (z.B. die Anschaffung neuer Maschinen für die konservierende Bodenbearbeitung oder die Renaturierung von Mooregebieten). Unsicherheiten lassen sich generell durch weitere Forschungsarbeit abbauen. Außerdem sollten diesbezügliche Verpflichtungen längere Zeiträume umfassen und sich über größere Regionen erstrecken, um Risiken infolge saisonaler und lokaler Effekte (z.B. Witterungsschwankungen, Schädlingsbefall, Wald- oder Flurbrände), denen einzelne Anwender ausgesetzt sind, zu minimieren.

Eine generelle Umsetzungsbarriere für Maßnahmen im Bereich der Land- und Forstwirtschaft sind die oft *fehlenden oder unklaren Besitzverhältnisse* für landwirtschaftlich nutzbares Land oder Waldgebiete in vielen Entwicklungsländern. Rund 100 Mio. landwirtschaftliche Familienbetriebe in Entwicklungsländern besitzen kein Landeigentum bzw. keine lang laufenden Landnutzungsrechte. Für längerfristige Investitionen, wie beispielsweise die Erhöhung des Kohlenstoffvorrats im Boden oder die Etablierung von Agroforstsystemen, sind sichere Landrechte eine Grundvoraussetzung für deren Implementierung (Meyer 2011, S. 29). Der überwiegende Anteil der Wälder ist in öffentlichem Besitz.⁶³ In Entwicklungsländern ist die Waldaufsicht durch zentrale Behörden angesichts der riesigen und teilweise schwer zugänglichen Waldgebiete schwierig umzusetzen, so dass Entwaldungs- und Degradierungsprozesse nicht in ausreichendem Maße eingedämmt werden können (Kap. IV.1.3.1). Private Waldbesitzer haben in der Regel einen höheren Anreiz, ihren Wald vor Schäden zu schützen.

Weitere Hemmnisse, die eine Anpassung von land- und forstwirtschaftlichen Praktiken im Sinne des Klimaschutzes behindern, sind kultureller und gesellschaftlicher Natur. Maßnahmen zum Schutz des Biomasse- und Kohlenstoffgehalts der Wälder sind oft nicht mit traditionellen Nutzungspraktiken in Einklang zu bringen, mit denen die lokale Bevölkerung die »Ressource Wald« für ihren Lebensunterhalt in Anspruch nimmt (z.B. Entnahme von Bau- und Brennholz oder Waldfrüchten). Die Änderung landwirtschaftlicher Praktiken, die nicht

63 Anteil der Wälder im öffentlichen Besitz: Afrika: 95 %, Asien: 81 %, Europa: 90 %, Nord- und Zentralamerika: 61 %, Ozeanien: 61 %, Südamerika: 75 % (FAO 2010c, S. xxv).

^
› IV. MÖGLICHKEITEN DES THG-MANAGEMENTS IM BEREICH DER LANDNUTZUNG
v

unmittelbar wirtschaftliche Vorteile versprechen, kann mit Akzeptanzproblemen verbunden sein.

EINSCHRÄNKUNGEN

Für Maßnahmen im Landnutzungsbereich, die auf eine Erhöhung der Kohlenstoffvorräte in einem Ökosystem abzielen, besteht immer das Problem der *Permanenz*: Einerseits kann bei Landnutzungsänderungen – je nach Art der Maßnahme, Nutzungshistorie, klimatischen Bedingungen etc. nach einer unterschiedlichen Zeitperiode – eine Kohlenstoffsättigung des Ökosystems eintreten, wodurch dieses immer weniger oder gar keinen Kohlenstoff mehr aufnehmen und sich im ungünstigsten Fall von einer Kohlenstoffsénke zu einer Kohlenstoffquelle entwickeln kann (Kap. IV.1.1). Andererseits muss die Bindung von Kohlenstoff innerhalb von Ökosystemen meist als nur vorübergehend bewertet werden, da der festgelegte Kohlenstoff durch natürliche Störungen (z.B. Waldbrände, Stürme, Schädlingsbefall), durch Änderung der lokalen Umweltbedingungen (z.B. Erhöhung der Temperatur als Folge des Klimawandels, Änderung des pH-Wertes oder Wassergehalts im Boden) oder aber durch Beendigung bzw. Umkehrung der Maßnahmen (z.B. Abholzung von aufgeforsteten Wäldern, erneute Trockenlegung von Mooren) wieder innerhalb von kurzer Zeit an die Atmosphäre abgegeben werden kann. In diesem Zusammenhang ungeklärt sind auch Haftungsfragen bei natürlichen Störereignissen sowie die Frage, über welchen Zeitraum ein Monitoring einer Maßnahme gewährleistet werden muss. Nichtreversible Maßnahmen wie beispielsweise die Reduktion von Methan- oder Lachgasemissionen durch ein verbessertes Düngemanagement oder die Substitution von fossilen Energieträgern durch Biokraftstoffe sind von dieser Problematik nicht betroffen.

Das Problem der Permanenz ließe sich teilweise durch die Vermeidung von Störungen (z.B. durch Brandschutzmaßnahmen), von vorneherein geplante Anpassungsmaßnahmen (beispielsweise ist ein Mischwald mit unterschiedlicher Altersstruktur besser vor Stürme geschützt) sowie eine langfristige Gesetzgebung (z.B. Ausweisung neuer Naturschutzgebiete mit entsprechender Kontrolle) beherrschen. Auch könnten mögliche Störfaktoren in die Berechnung der zu erzielenden THG-Reduktion einfließen, indem beispielsweise ein gewisser Prozentsatz der THG-Menge entsprechend dem durchschnittlichen Verlust durch Störungen nicht angerechnet würde. Dies bedeutete z.B. für Aufforstungsprojekte, dass ein angemessener Teil des in der Biomasse und im Boden akkumulierten Kohlenstoffs wegen des Risikos eines Waldbrands oder eines illegalen Holzeinschlags nicht berücksichtigt würde.

Ein Grundproblem von gebietsbezogenen THG-Reduktionsbemühungen im Bereich der Land- und Forstwirtschaft sind die bereits mehrfach angesprochenen *Verlagerungseffekte*. Diese stellen auch in anderen Gebieten eine zentrale Schwierigkeit dar, z.B. bei den möglichen Folgen der verstärkten Förderung der

Energiepflanzennutzung⁶⁴ (TAB 2010, S.164 f.) oder im Kontext des europäischen Emissionshandelssystems⁶⁵.

Im Bereich der Land- und Forstwirtschaft treten Verlagerungseffekte dann auf, wenn die Reduktionsmaßnahmen zu einer Minderung der Produktionsleistung führen. Abschätzungen zum THG-Reduktionspotenzial auf Basis von Flächen- bzw. Vieheinheiten berücksichtigen nicht, dass die Maßnahmen ggf. auch mit einem Rückgang der Produktionsleistung verbunden sind und dadurch möglicherweise Verlagerungseffekte bewirken. Dazu sind Abschätzungen zur Bezugsgröße von land- und forstwirtschaftliche Produktionseinheiten besser geeignet, welche die Wirkung der Maßnahme auf die THG-Emissionen *und* die Produktionsleistung berücksichtigen (Smith 2012, S.41). Bisherige Abschätzungen zum globalen THG-Reduktionspotenzial basieren allerdings überwiegend auf der Basis von Flächen- bzw. Vieheinheiten, zum Beispiel auch die Abschätzung, auf die der vierte Sachstandsbericht des IPCC (2007a) wesentlich aufbaut (Kap. IV.2).

Ein genereller Lösungsansatz zur Vermeidung von Verlagerungseffekten bestünde darin, Anreizsysteme bzw. ordnungspolitische Maßnahmen für THG-Reduktionen auf multinationaler und bestenfalls *globaler* Ebene zu etablieren und diese auf den Agrarsektor und alle möglichen Formen der Flächennutzung anzuwenden (z.B. im Rahmen der EU-Klimapolitik oder von konkreten Reduktionsverpflichtungen im Kontext der Klimarahmenkonvention). Solche umfassenden Regelungen sind jedoch sehr schwierig umzusetzen, wie beispielsweise die Bemühungen um ein internationales Klimaabkommen zeigen (eine Ausnahme ist jedoch z.B. der internationale Ausstieg aus der FCKW-Produktion). Allerdings plant die Europäische Kommission einen schrittweisen Einbezug des Sektors der Landnutzung, Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft (LULUCF, Abb. IV.1) in die Klimaschutzpolitik der EU.

Alternativ ließe sich die THG-Bilanz für eine Maßnahme immer dann mit einem zusätzlichen Emissionsaufschlag belegen, wenn Verlagerungseffekte aufgrund von Produktionseinbußen nicht ausgeschlossen werden können (in Anlehnung an die vom Öko-Institut und IFEU vorgeschlagenen »risk-adders« im Kontext von Verdrängungseffekten bei der Produktion von Biokraftstoffen; TAB 2010, S.192). Allerdings sind diese Ansätze umstritten, da eine exakte quantitative Bestimmung des Risikos z.B. für die Zerstörung von Kohlenstoffvorräten durch Verlagerungseffekte auf globaler Ebene sehr aufwendig, wenn nicht gar unmöglich ist.

64 Verdrängungseffekte infolge des Energiepflanzenanbaus unterscheiden sich von Verlagerungseffekten durch THG-Reduktionsmaßnahmen insofern, als dass bei letzteren kein zusätzliches Element in der Flächennutzungskonkurrenz auftritt.

65 Die vom europäischen Emissionshandelssystem betroffenen Industrien (z.B. Stahl- und Papierindustrie) könnten als Folge der Mehrbelastung durch die CO₂-Kosten des Emissionshandels ihre Produktion in Nicht-EU-Staaten verlagern (z.B. Bundesregierung 2011a).

MANGEL AN POLITISCHEN ANREIZEN

Trotz ihres beträchtlichen Potenzials zur THG-Reduktion haben die Sektoren der Land- und Forstwirtschaft im Vergleich zu anderen Sektoren (z.B. Kraftwerke und energieintensive Wirtschaftszweige, Verkehr) bislang nur eine untergeordnete Rolle in den internationalen Klimaschutzbemühungen eingenommen. Mögliche Ursachen sind die Vielfalt an Handlungsoptionen, die hohe Komplexität und eine unzureichende Wissensbasis, methodische Schwachstellen bei der Messung und Überwachung, aber auch die schwierige Interessenskonstellation der Beteiligten. Ein stärkerer Einbezug des Bereichs der Landnutzung in die multinationale oder globale Klimapolitik könnte wichtige Anreize zur Umsetzung möglicher Maßnahmen zur THG-Reduktion geben.

Beispielsweise ist der LULUCF-Sektor bisher nicht in das Emissionsreduktionsziel der EU für 2020 einbezogen. Auch fällt der Bereich nur zum Teil unter die Reduktionsverpflichtungen im Rahmen des Kyoto-Protokolls, nach dessen Regeln die meisten LULUCF-Tätigkeiten lediglich auf freiwilliger Basis angerechnet werden. Entsprechend wird die Anrechnung in den Mitgliedstaaten in diesem ersten Verpflichtungszeitraum des Kyoto-Protokolls sehr unterschiedlich gehandhabt (EK 2012, S. 5). Was die Methan- und Lachgasemissionen aus dem Sektor Landwirtschaft betrifft, fallen diese zwar unter die Minderungsverpflichtung gemäß den Verpflichtungen des Kyoto-Protokolls und der EU-Lastenteilung⁶⁶, allerdings gelten keine bindenden Emissionsreduktionsziele für Entwicklungsländer oder die USA; Letztere haben das Kyoto-Protokoll nicht ratifiziert.

Um die von Land- und Forstwirten getroffenen Maßnahmen sichtbarer zu machen und die Grundlage für politische Anreize zur Verbesserung der Klimaschutzmaßnahmen dieser Bereiche zu schaffen, hat die Europäische Kommission im März 2012 einen Beschlussvorschlag für die Einbeziehung von Emissionen und Kohlenstoffspeicherung im Zusammenhang mit Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft in die Reduktionsverpflichtungen der Union vorgelegt (EK 2012). In einem ersten Schritt soll eine Rechtsgrundlage für robuste, einheitliche und umfassende Anrechnungsvorschriften für den LULUCF-Sektor geschaffen werden. Mit dem Beschluss soll zudem den Mitgliedstaaten auch die Aufstellung von LULUCF-Aktionsplänen zur Auflage gemacht werden, die Maßnahmen zur Begrenzung oder Verringerung der THG-Emissionen und zur Aufrechterhaltung oder Verbesserung des THG-Abbaus im LULUCF-Sektor enthalten.

66 Gemäß der EU-Lastenteilungsentscheidung (Nr. 406/2009/EG) verpflichtet sich beispielsweise Deutschland, seine THG-Emissionen aus den Sektoren Landwirtschaft, Energie, Produktionsprozesse, Verwendung von Lösungsmitteln und anderen Erzeugnissen sowie Abfall bis 2020 um mindestens 14 Prozentpunkte gegenüber den Emissionen im Jahr 2005 zu begrenzen.



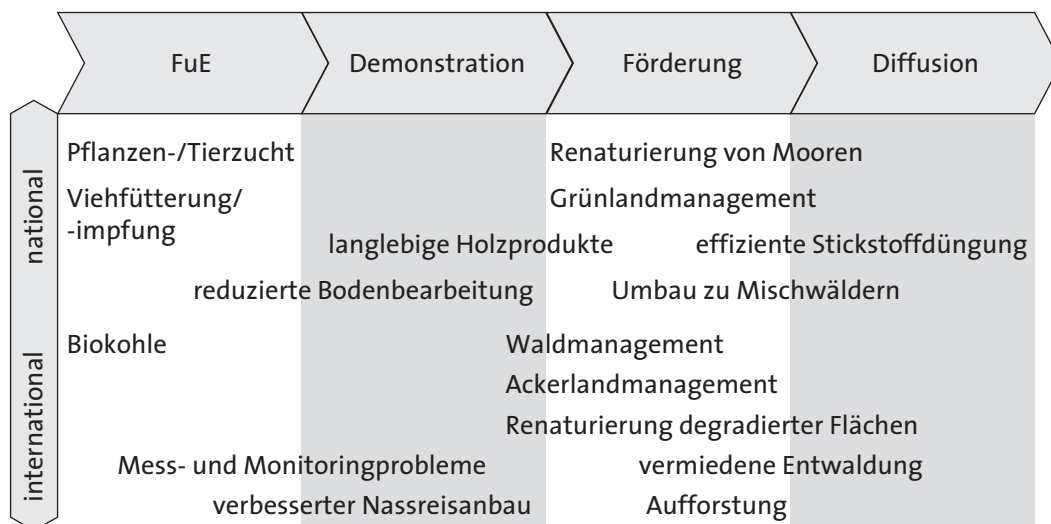
Auf der Weltklimakonferenz 2011 in Durban sind erste Fortschritte erzielt worden, da der Beschluss der Konferenz ab einem zweiten Kyoto-Verpflichtungszeitraum Regeln, Definitionen und Anrechnungsmodalitäten für den LULUCF-Sektor enthält und insbesondere die Anrechnung von Waldbewirtschaftungstätigkeiten, einschließlich der Ernte von Holzprodukten, künftig verbindlich sein soll (EK 2012, S. 6).

THEMENSCHWERPUNKTE FÜR DIE FORSCHUNG

3.

Der Kenntnisstand zur klimaschützenden Wirkung und Umsetzung ist bei einigen der dargestellten Maßnahmen vergleichsweise weit fortgeschritten, sodass sich diese bereits in verschiedenen Phasen der Umsetzung und Anwendung befinden (z.B. Aufforstung oder Renaturierung von Mooren). Eine großflächige Diffusion besonders vielversprechender Maßnahmen steht allerdings noch weitgehend aus. Andere Ansätze befinden sich dagegen noch in der Phase der Forschung und Entwicklung. Abbildung IV.20 gibt einen Überblick, in welcher Phase der Umsetzung sich die wichtigsten in diesem Hintergrundpapier angesprochenen Maßnahmen und Handlungsansätze befinden. Die Einordnung dieser in eine nationale und eine internationale Ebene prägt den Forschungsbedarf. Mit Blick auf den Wissens- und Technologietransfer in andere Länder kann Deutschland auf der Forschungsebene bei allen Maßnahmen einen Beitrag auf internationaler Ebene leisten.

ABB. IV.20 STATUS AUSGEWÄHLTER MASSNAHMEN IM DIFFUSIONSPROZESS



Eigene Darstellung nach SiNERGi 2010, S. 43

^
› IV. MÖGLICHKEITEN DES THG-MANAGEMENTS IM BEREICH DER LANDNUTZUNG
v

Neben ökonomischen Gründen steht einer großflächigen Diffusion der Maßnahmen eine Reihe von Barrieren und Einschränkungen entgegen (Kap. IV.2.3). So führen Unsicherheiten bezüglich der Wirkung und dem THG-Reduktionspotenzial von einzelnen Maßnahmen dazu, dass deren Attraktivität für land- und forstwirtschaftliche Betriebe sinkt. Probleme bei der Messung und beim Monitoring beeinträchtigen einerseits die Evaluation und Weiterentwicklung der Handlungsansätze, andererseits verhindern sie eine einheitliche Anrechnung von Klimaschutzanstrengungen in der Land- und Forstwirtschaft, die eine Grundvoraussetzung zur Schaffung von Anreizen für THG-Reduktionsmaßnahmen im Rahmen von Klimaschutzpolitiken ist. Schließlich muss die Land- und Forstwirtschaft über den Klimaschutz hinaus einer Vielzahl von weiteren Funktionen für Mensch und Umwelt gerecht werden (u.a. Ernährungssicherung, Rohstoffherzeugung, ökonomische Nutzbarkeit, Ressourcenschutz, Erholungsraum). Die vielfältigen Ansprüche können nur durch die Ausarbeitung von integrativen Lösungsansätzen, die die verschiedenen Zielsetzungen sowie Interessenskonflikte der verschiedenen Stakeholder angemessen berücksichtigen, erfüllt werden.

Eine auf den Abbau dieser Barrieren und Einschränkungen konzentrierte Forschung könnte einen Beitrag dazu leisten, die Attraktivität der Maßnahmen für Land- und Forstwirte zu erhöhen und damit ihre Diffusion zu fördern.

WIRKUNG UND THG-REDUKTIONSPOTENZIAL

Die starke Abhängigkeit der THG-Bilanzen von lokalen, örtlich und zeitlich variablen Parametern (z.B. klimatische Bedingungen, Boden- und Vegetationszusammensetzung, Anbautraditionen) sowie die hohe Komplexität des Forschungsfeldes führen dazu, dass die Klimaschutzwirkung von Handlungsansätzen in der Land- und Forstwirtschaft oft noch umstritten ist. Grundsätzliche Schwierigkeiten bestehen darin, dass diesbezügliche Studien aufgrund der Komplexität häufig nur Einzelmaßnahmen untersuchen, auf unterschiedlichen methodischen Ansätzen und Systemeingrenzungen basieren, sich auf geografisch eingeschränkte Gebiete und unterschiedliche Zeiträume beziehen und nur einzelne Produktionsverfahren betrachten. Dadurch sind die Studien einerseits kaum miteinander vergleichbar, andererseits wird einzelnen Maßnahmen teilweise eine sehr unterschiedliche Klimaschutzwirkung zugesprochen. Auch bleiben Auswirkungen der Maßnahmen auf die Produktionsabläufe in den Betrieben häufig unberücksichtigt. Durch Veränderungen in den Produktionsabläufen können jedoch an anderer Stelle THG-Emissionen verursacht werden. Schließlich kann ein Handlungsansatz, der in einer Region gute Ergebnisse hinsichtlich der THG-Reduktion aufweist, unter anderen Bedingungen das Gegenteil bewirken. Notwendig ist die Entwicklung systematischer Handlungsansätze aus der gesamten Bandbreite an möglichen Einzelmaßnahmen unter Berücksichtigung der jeweiligen Wechselwirkungen. Dazu einige Beispiele:



- › Die Praxis der konservierenden bzw. pfluglosen Bodenbearbeitung wird in der großflächigen und stark mechanisierten Landwirtschaft der USA, Australiens und Neuseelands zunehmend angewendet und auch international als kostengünstige THG-Minderungsmaßnahme propagiert (West/Post 2002). Allerdings bezweifeln einige Wissenschaftler, dass aus der im Rahmen der nichtwendenden gegenüber der wendenden Bodenbearbeitung beobachteten Erhöhung des Kohlenstoffvorrats in den oberen Bodenschichten Rückschlüsse auf dem Gesamtvorrat an Bodenkohlenstoff geschlossen werden können – diese Beobachtung ließe sich auch durch eine Verlagerung von Kohlenstoff aus tieferen in höhere Bodenschichten erklären (Baker et al. 2007). Auch ist der Einfluss der Methode auf die Lachgasemissionen der Böden noch unzureichend verstanden. Je nach Bodenzusammensetzung und klimatischen Bedingungen können die Lachgasemissionen gemindert werden oder aber ansteigen bzw. von der Methode unberührt bleiben (IPCC 2007a, S. 507), sodass vor einer weitergehenden Übernahme in Europa und Deutschland die THG-Gesamtbilanz in Abhängigkeit von hiesigen Faktoren untersucht werden muss.
- › Ein weiteres Beispiel betrifft die Frage, ob der Anbau von Leguminosen als Zwischenfrucht – eigentlich zur Eindämmung der Lachgasemissionen aus der Anwendung von mineralischen Düngemitteln gedacht (Kap. IV.1.2.1) – zu höheren Lachgasemissionen Anlass geben könnte. Zwar lassen aktuelle Studien darauf schließen, dass Kultur- und Weideland, das mit Leguminosen bepflanzt ist, geringere Emissionen aufweist als Kultur- und Weideland, das mit mineralischen Düngemitteln versorgt wird (Jensen et al. 2012, S. 330). Mit Blick auf die Anwendung von Leguminosen als Zwischenfrucht in der Fruchtfolge stehen hingegen weniger quantitative Daten zu Lachgasverlusten aus den Rückständen der Leguminosen (z.B. stickstoffreiche Knöllchen oder frische Blätter) zur Verfügung. Weitere Forschungsarbeit ist notwendig, um den Einfluss von Behandlung und Qualität der Leguminosenrückstände auf die Lachgasemissionen nachfolgender Kulturen zu beurteilen (Jensen et al. 2012, S. 357).
- › Ähnlich verhält es sich mit dem Management von Dauergrünland, das sich je nach standortspezifischen Ausgangsbedingungen und Art der Bewirtschaftung zu einer THG-Quelle oder -Senke entwickeln kann. Der Zusammenhang zwischen Beweidungsintensität und THG-Emissionen bzw. Kohlenstoffbindung ist inzwischen nachvollziehbar, jedoch infolge unterschiedlicher Beweidungspraktiken, Pflanzen- und Bodenarten sowie klimatischer Rahmenbedingungen sehr variabel (IPCC 2007a, S. 508). Kritisiert wird insbesondere, dass die Forschung im Bereich des Weidemanagements in den letzten Jahren immer häufiger zugunsten der Ackerbauforschung reduziert wurde (Idel 2011, S. 4).
- › Im Kontext der Renaturierung trockengelegter Moorböden besteht noch weiterer Forschungsbedarf hinsichtlich der Verbesserung der Datengrundlage im Zusammenhang mit Emissionsfaktoren in Abhängigkeit verschiedener Nutzungsformen, Moortypen und des Wasserhaushalts (u.a. Waldmoore, für die

^
> IV. MÖGLICHKEITEN DES THG-MANAGEMENTS IM BEREICH DER LANDNUTZUNG
v

noch keine belastbaren Daten für Mitteleuropa vorliegen) sowie hinsichtlich des noch vorhandenen Kohlenstoffvorrats in und des Zerstörungsgrades von trockengelegten Mooren (Freibauer et al. 2009). Dazu wurde beispielsweise ein vom Thünen-Institut (TI o.J.) finanziertes Forschungsprojekt durchgeführt (Laufzeit 2009 bis 2012).

- > Aus zahlreichen Studien lässt sich ableiten, dass die Umwandlung von Acker zu Grünland zu einer Erhöhung des Kohlenstoffvorrats im Boden führt und damit prinzipiell eine positive Klimawirkung aufweist (Kap. IV.1.1). Wenn allerdings die erhöhte Methanfreisetzung der Wiederkäuer, die das zusätzlich entstehende Grünfutter verzehren, der Landnutzungsänderung in Rechnung gestellt wird, kann die Klimawirkung schnell negativ werden (Isermeyer et al. 2010, S.22). Dies illustriert, dass der bisher häufig gewählte Forschungsansatz, die Wirkung einer Einzelmaßnahme auf eines oder mehrere der Treibhausgase zu untersuchen, sich nur bedingt für die umfassende Beurteilung des Gesamtpotenzials eignet.

MESS- UND MONITORINGPROBLEME

Die Mess- und Monitoringprobleme erschweren die Abschätzung der gegenwärtigen und künftigen Kohlenstoffvorratsmengen der jeweiligen Ökosysteme sowie die genaue Bilanzierung der Wirkung einzelner Maßnahmen. Eine bis auf die Tonne genaue THG-Bilanzierung der Wirkung ist allerdings eine Voraussetzung für die Kontrolle, Evaluierung und Bewertung von Maßnahmen zum Klimaschutz, als auch für die Etablierung und den Vollzug von Kohlenstoffmärkten oder anderen ökonomischen Anreizsystemen.

Im Bereich der Forstwirtschaft beispielsweise ist die flächenmäßige Erfassung von Waldgebieten durch Fernerkundung per Satellit inzwischen schon weit fortgeschritten und kosteneffizient, doch gibt es weiterhin große Messunsicherheiten bezüglich der Degradierung eines Waldbestands sowie bezüglich der Kohlenstoffvorratsmenge und -dynamik im Waldboden unter unterschiedlichen Bedingungen. Genaue Erhebungen machen eine standortspezifische und kostenintensive Messung vor Ort notwendig (Trines et al. 2006, S.22). Bezüglich der Inventarisierung der THG-Emissionen besteht eine weitere Herausforderung im Sektor der Landnutzung darin, dass natürliche Störungen, wie beispielsweise Waldbrände, Dürren, Stürme oder Schädlingsbefall, die Kohlenstoffvorräte und THG-Bilanz der Ökosysteme innerhalb kürzester Zeit ändern können. Ähnlich ungewiss ist die Kohlenstoffspeicherkapazität langlebiger Holzprodukte: Je nach Methode der Berechnung weisen diesbezügliche Angaben beträchtliche Abweichungen auf (Dias et al. 2009). Forschungsbedarf besteht u.a. auch hinsichtlich der Halbwertszeit eines hochwertigen Holzprodukts, ohne die keine Berechnung der Kohlenstoffmenge, die in Holzprodukten über einen gewissen Zeitraum gespeichert wird, möglich ist.

Auch im Bereich der Landwirtschaft ist die Erfassung von Daten besonderen Schwierigkeiten unterworfen, da sich der Sektor durch eine hohe Anzahl an Akteuren, betrieblich, klimatisch und standörtlich stark variable Produktionsbedingungen sowie diffuse Emissionen unterschiedlicher Treibhausgase auszeichnet und viele für eine detaillierte THG-Bilanzierung benötigte Daten nicht oder nur schwer verfügbar sind (Osterburg et al. 2009, S. 38). Genaue Daten sind jedoch für die Kontrolle, Evaluierung und Weiterentwicklung der Maßnahmen unerlässlich. Vor diesem Hintergrund sind die Entwicklung von standardisierten, einfachen und kostengünstigen Mess- und Monitoringverfahren sowie die Erhebung von fehlenden statistischen Daten erforderlich.

Beispielsweise hängt die klimaschützende Wirkung eines verbesserten Wirtschaftsdüngemanagements (Kap. IV.1.2.3) in hohem Maße von der Gasdichtigkeit der Wirtschaftsdüngerlager ab. Diese dürfte allerdings nur sehr schwierig und aufwendig zu überprüfen sein. Auch die Ermittlung der THG-mindernden Wirkung von Biogasanlagen mit gasdichter Lagerung von Gülle kann nur erfolgen, wenn entsprechende statistische Daten erhoben werden, was hierzulande beispielsweise bisher nicht der Fall ist (Osterburg S. 38). Schwer zu ermitteln sind auch die Methanemissionen aus der Verdauung des Viehs (Kap. IV.1.2.3). Um die Wirkung einer veränderten Fütterung zur Reduktion dieser Emissionen zu evaluieren, ist eine genaue und einfache Erfassung der Methanemissionen sowie der Zusammensetzung des Futters notwendig. Die aufwendige Messung der Methanemissionen hat bisher auch spezielle Zuchtprogramme für Tiere mit einem geringeren Methanausstoß verhindert (IPCC 2007a, S. 510). Die Evaluation und Kontrolle von Maßnahmen, bei denen die Änderung des Kohlenstoffgehalts im Boden nur sehr langsam abläuft (z.B. die reduzierte oder pfluglose Bodenbearbeitung, Kap. IV.1.2.1), erfordern langfristig angelegte Monitoringprogramme, die auch natürliche oder menschenverursachte Störungen (z.B. periodisches Pflügen) berücksichtigen. Gelegentliche Stichprobenkontrollen reichen hier nicht aus (Osterburg et al. 2009, S. 59).

INTEGRIERTE LÖSUNGSSTRATEGIEN

Einerseits zeigen viele der Maßnahmen zur THG-Reduktion in der Land- und Forstwirtschaft zusätzlich zu ihrer klimaschützenden Wirkung Synergien zu anderen Zielen der Umwelt- oder Nachhaltigkeitspolitik. So können Maßnahmen, die auf eine Erhöhung der Bodenkohlenstoffvorräte zielen, gleichzeitig die Bodenfruchtbarkeit erhöhen und so zur Ernährungssicherung, Bekämpfung der Armut in Entwicklungsländern und zur Biodiversität beitragen. Der Erhalt und die Renaturierung von Mooren ist gleichzeitig ein Beitrag zum Naturschutz und zum Erhalt der Biodiversität. Andererseits stehen die Maßnahmen nicht selten in Konflikt mit anderen Zielsetzungen in der Landnutzung, da fruchtbares Land einer ganzen Reihe an Anforderungen gerecht werden muss: die Ernährung und den Holzbedarf sichern, ökonomischen Interessen und

^
› IV. MÖGLICHKEITEN DES THG-MANAGEMENTS IM BEREICH DER LANDNUTZUNG
v

Landansprüchen genügen, den Erhalt ökologischer Systeme gewährleisten und verstärkt einen Beitrag zur Energieversorgung leisten. Daher erscheinen integrierte Ansätze unter Berücksichtigung möglicher Synergien und Zielkonflikte im Sinne ganzheitlicher Landnutzungs- und Entwicklungskonzepte notwendig.

Ein Beispiel dafür, dass Klimaschutz und ökonomische Interessen in Konflikt stehen, ist die Renaturierung von Mooren: Da die Wiedervernässung häufig mit der Einstellung der entsprechenden Flächennutzung verbunden ist und dadurch die Existenz der betroffenen Land- und/oder Forstwirte gefährdet, erscheint sie aus Sicht der Flächennutzer als unverhältnismäßig und stößt auf starke Ablehnung. Notwendig wäre daher die Entwicklung langfristiger Flächennutzungskonzepte, die den Umbruch von Moorböden unterbinden, die Renaturierung von Mooren sukzessive einleiten und die Wiedervernässung der dafür geeigneten Mooren zum langfristigen Ziel haben. Die frühzeitige Evaluierung potenzieller Nutzungsalternativen sowie mögliche Synergien und Konflikte mit anderen Bereichen können zu einer Erhöhung der Attraktivität für Maßnahmen des Moorschutzes für landwirtschaftliche Betriebe maßgeblich beitragen. Ein weiteres Beispiel ist die Eindämmung der Waldzerstörung bzw. -schädigung in Entwicklungsländern: Maßnahmen wie verstärkte Kontrollen gegen die illegale Abholzung oder Verbote zur Entnahme von Brenn- und Bauholz oder Waldfrüchten aus tropischen Wäldern gefährden Einkommen und Existenzgrundlage der ansässigen lokalen Bevölkerung. In diesem Fall sollten alternative Einkommensquellen (z.B. Tourismus, Beschäftigung im Naturschutzreservat) oder Konzepte einer nachhaltigen Nutzung für die lokale Bevölkerung entwickelt werden.

Die Forstwirtschaft ist ein Beispiel dafür, dass der Klimaschutz mit ökonomischen Zielen harmonieren, allerdings in Konflikt zu den Zielen des Umweltschutzes stehen kann: Bewirtschaftungsverzicht und Totholzanreicherung dienen in hohem Maße dem Naturschutz, die intensive Nutzung der Holzvorräte dagegen kann unter geeigneten Bedingungen eine dauerhaft hohe Kohlenstoffsenkenleistung der Wälder erhalten (Kap. IV.1.3.3). In diesem Fall müssen flexible Strategien entwickelt werden, die einen Kompromiss zwischen Klima- und Naturschutzzielen ermöglichen und gleichzeitig weiteren Ansprüchen an den Wald gerecht werden. Starre und flächendeckende Reglementierungen (z.B. Festlegung des minimalen Totholzanteils) erscheinen dazu weniger, standortgerechte Lösungen besser geeignet zu sein: Beispielsweise sollte dem Naturschutz in ökologisch bedeutenden oder der Naherholung dienenden Wäldern Vorrang gegeben werden, während artenarme Wälder im Sinne des Klimaschutzes intensiv bewirtschaftet werden (Bolte 2011).

Es ist von zentraler Bedeutung, die Landwirte in den Entwicklungsländern in die Klimaschutzanstrengungen einzubeziehen. Einerseits wird ein starker Anstieg der Methan- und Lachgasemissionen in diesem Bereich erwartet (Abb. IV.6), andererseits weisen diese Länder gleichzeitig den Großteil des technischen und öko-



nomischen Reduktionspotenzials auf (Kap. IV.2.1). Angesichts der schier Anzahl an Landnutzern sind die Herausforderungen dazu allerdings immens: In den Entwicklungsländern gibt es rd. 500 Mio. landwirtschaftliche Kleinbetriebe, die die Existenzgrundlage für über 2 Mrd. Menschen bilden (Meyer 2011, S. 8). Um die vielfach nach traditionellen Anbauverfahren wirtschaftenden Kleinbauern in die Klimaschutzbemühungen einzubinden, sind integrierte Landnutzungs- und Entwicklungskonzepte unumgänglich. Hier gilt es in besonderem Maße, die Aspekte Ernährungssicherung, Bekämpfung der Armut, Anpassung an den Klimawandel, Schutz von Ressourcen (Wasser, Boden und Biodiversität) mit den Zielen des Klimaschutzes in Einklang zu bringen. Unter den Bedingungen in Entwicklungsländern sind dazu die Produktionsmethoden nach den Low-External-Input-Ansätzen (z.B. ökologischer Landbau, Agroforstsysteme) den technologieorientierten High-External-Input-Ansätzen vermutlich überlegen (Kap. IV.1.2). Diese Produktionsmethoden sind allerdings sehr wissensintensiv und setzen einen hohen Kenntnisstand der Gesetzmäßigkeiten von Ökosystemen sowie – da es sich dabei um längerfristige Strategien handelt – Managementfähigkeiten bei den lokalen Bauern voraus (Meyer 2010, S. 266). Vor diesem Hintergrund muss eine integrierte Klimaschutzstrategie Wege aufzeigen, wie Millionen von Kleinbauern mit sehr heterogenen und kontextabhängigen Bewirtschaftungssystemen erreicht werden können.





LITERATUR

IN AUFTRAG GEGEBENE GUTACHTEN

1.

- FfE (Forschungsstelle für Energiewirtschaft e.V.) (2010): Kurzgutachten: CO₂-Entnahme aus der Atmosphäre (Bearbeiter: Staudacher, T., Habermann J.). München
- Meyer-Nehls, R. (2010): Möglichkeiten und Grenzen biomassebasierter Verfahren und Anwendungen zur Reduktion der atmosphärischen Kohlendioxidkonzentration. Hamburg
- SiNERGi (Beratungsgesellschaft für Erneuerbare Energien Seißler Schröder Gaul GbR) (2010): CO₂-Minderung durch Landnutzung und Forstwirtschaft – ein Update (Bearbeiterin: Schröder, M., Gaul, M.). Berlin

WEITERE LITERATUR

2.

- Ackermann, U. (2007): Mikrotechniken für eine effiziente Bioenergieerzeugung, Konzeptpapier. Zukunftsworkshop VDI/VDE-I, 15. Oktober 2007, Dresden
- Algae Biomass Organization (2012): Algae Biomass Organization's Industry Survey Reveals Increased Production, Price-Competitiveness and Need for Level Playing Field. www.algaebiomass.org/algal-biomass-organizations-industry-survey-reveals-increased-production-price-competitiveness-and-need-for-level-playing-field (4.4.2012)
- Algomed (o.J.): Algenfarm. www.algomed.de/index.php?op=algenfarm (31.1.2012)
- Allsopp, M., Santillo, D., Johnston, P. (2007): A scientific critique of oceanic iron fertilisation as a climate change mitigation strategy. Greenpeace Research Laboratories Technical Note 07/2007, www.greenpeace.to/publications/iron_fertilisation_critique.pdf (29.3.2011)
- Amonette, J., Lehmann, J., Joseph, S. (2007): Terrestrial Carbon Sequestration with Biochar: A Preliminary Assessment of its Global Potential. AGU Fall Meeting Abstracts, <http://adsabs.harvard.edu/abs/2007AGUFM.U42A..06A> (2.11.2010)
- Antonietti, M., Gleixner, G. (2008): Biomasse-Nutzung für globale Zyklen: Energieerzeugung oder Kohlenstoffspeicherung? In: Gruss, P., Schüth, F. (Hg.): Die Zukunft der Energie, Max-Planck-Gesellschaft, München
- Arbeitskreis GDCh, DECHEMA, DGMK, VCI (Gesellschaft Deutscher Chemiker e.V., Gesellschaft für Chemische Technik und Biotechnologie e.V., Deutsche Wissenschaftliche Gesellschaft für Erdöl, Erdgas und Kohle e.V. und Verband der Chemischen Industrie e.V.) (2010): Rohstoffbasis im Wandel. Frankfurt, www.vci.de/Service/dispatch/showDPImage.ashx?dl=1&imgdoknr=126679 (14.10.2010)
- Arrigo, K.R. (2005): Marine microorganisms and global nutrient cycles. In: Nature 437(7057), S. 349–355



LITERATUR

- Atkinson, C., Fitzgerald, J., Hipps, N. (2010): Potential mechanisms for achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: a review. In: *Plant and Soil* 1-2, S. 1–18
- Aulakh, M.S., Wassmann, R., Bueno, C., Rennenberg, H. (2001): Impact of root exudates of different cultivars and plant development stages of rice (*Oryza sativa* L.) on methane production in a paddy soil. In: *Plant and Soil* 230(1), S. 77–86
- Ausfelder, F., Bazzanella, A. (2008): Verwertung und Speicherung von CO₂. Diskussionspapier. Dechema e.V., www.dechema.de/dechema_media/diskussionco2.pdf (5.2.2012)
- Baciacchi, R., Storti, G., Mazzotti, M. (2006): Process design and energy requirements for the capture of carbon dioxide from air. In: *Chemical Engineering and Processing* 45(12), S. 1047–1058
- Badgley, C., Moghtader, J., Quintero, E., Zakem, E., Chappell, M. J., Avilés-Vázquez, K., Samulon, A., Perfecto, I. (2007): Organic agriculture and the global food supply. In: *Renewable Agriculture and Food Systems* 22(02), S. 86–108
- Bai, Z.G., Dent, D.L., Olsson, L., Schaepman, M.E. (2008a): Global assessment of land degradation and improvement. 1. Identification by remote sensing. Report 2008/ 01, ISRIC – World Soil Information. Wageningen, www.isric.nl/ISRIC/webdocs/docs/report%202008_01_glada%20international_rev_nov%202008.pdf (3.5.2012)
- Bai, Z.G., Dent, D.L., Olsson, L., Schaepman, M.E. (2008b): Proxy global assessment of land degradation. In: *Soil Use and Management* 24(3), S. 223–234
- Baker, J.M., Ochsner, T.E., Venterea, R.T., Griffis, T.J. (2007): Tillage and soil carbon sequestration – What do we really know? In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118(1-4), S. 1–5
- Bazzanella, A., Krämer, D., Peters, M. (2010): CO₂ als Rohstoff. In: *Nachrichten aus der Chemie* 58, S. 1226–1230
- BGR (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe) (1997): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1.000.000 (BÜK 1000). Hannover
- BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2006): Die EU-Agrarreform – Umsetzung in Deutschland. Ausgabe 2006. Berlin
- BMELV (2008): Bericht des BMELV für einen aktiven Klimaschutz der Agrar-, Forst- und Ernährungswirtschaft und zur Anpassung der Agrar- und Forstwirtschaft an den Klimawandel. Berlin, www.bmelv.de/cae/servlet/contentblob/383152/publicationFile/22425/Klimaschutzbericht2008.pdf (29.12.2010)
- BMELV (2009): Waldbericht der Bundesregierung 2009. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Berlin, www.bmelv.de/cae/servlet/contentblob/539616/publicationFile/26225/Waldbericht2009.pdf (19.11.2010)
- BMELV (2010): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten der Bundesrepublik Deutschland. Wirtschaftsverlag NW GmbH, Bremerhafen
- BMELV (2011a): Agrarpolitischer Bericht der Bundesregierung 2011. Berlin
- BMELV (2011b): Aigner: Bundesregierung verstärkt Kampf gegen illegalen Holzeinschlag und Waldzerstörung. Pressemitteilung Nr. 146 vom 15.7.2011. www.bmelv.de/SharedDocs/Pressemitteilungen/2011/146-AI-Holzeinschlag.html (10.1.2012)

- BMELV (2011c): Statistischer Monatsbericht. 5/2011. <http://etracker.zadi.de/lncnt.php?et=W5E&url=http://berichte.bmelv-statistik.de/MBT-0050000-2011.pdf&lnkname=http://berichte.bmelv-statistik.de/MBT-0050000-2011.pdf> (18.4.2012)
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Berlin, www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/broschuere_biolog_vielfalt_strategie_bf.pdf (26.3.2012)
- BMU (2010): Nachhaltige Energieerzeugung aus Stroh. Innovatives Strohheizkraftwerk sorgt für Strom und Wärme. In: *Umwelt* 10/2010, S. 559–560
- BMU (2011): Das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) (»EEG 2012«). Informationen und häufig gestellte Fragen zur Novelle. Berlin
- Bolte, A. (2011): Flächenstilllegung und Bewirtschaftungsauflagen: Dienen sie dem Natur- und Klimaschutz? In: *Bauernblatt Schleswig-Holstein und Hamburg* 64(49), S. 49–50
- Borowitzka, M.A. (1999): Commercial production of microalgae: ponds, tanks, tubes and fermenters. In: *Journal of Biotechnology* 70, S. 313–321
- Boyd, P.W. (2008): Implications of large-scale iron fertilization of the oceans. In: *Marine Ecology Progress Series* 364, S. 213–218
- Boyd, P.W., Jickells, T., Law, C.S., Blain, S., Boyle, E.A., Buesseler, K.O., Coale, K.H., Cullen, J.J., de Baar, H.J.W., Follows, M., Harvey, M., Lancelot, C., Levasseur, M., Owens, N.P.J., Pollard, R., Rivkin, R.B., Sarmiento, J., Schoemann, V., Smetacek, V., Takeda, S., Tsuda, A., Turner, S., Watson, A.J. (2007): Mesoscale Iron Enrichment Experiments 1993-2005: Synthesis and Future Directions. In: *Science* 315(5812), S. 612–617
- Brandt, P. (2009): Die »Hydrothermale Carbonisierung«: eine bemerkenswerte Möglichkeit, um die Entstehung von CO₂ zu minimieren oder gar zu vermeiden? In: *Journal für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit* 4(2), S. 151–154
- Brennan, L., Owende, P. (2010): Biofuels from microalgae – A review of technologies for production, processing, and extractions of biofuels and co-products. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 14(2), S. 557–577
- Bridgwater, A.V. (2003): Renewable fuels and chemicals by thermal processing of biomass. In: *Chemical Engineering Journal* 91(2-3), S. 87–102
- Buesseler, K.O., Doney, S.C., Karl, D.M., Boyd, P.W., Caldeira, K., Chai, F., Coale, K.H., de Baar, H.J.W., Falkowski, P.G., Johnson, K.S., Lampitt, R.S., Michaels, A.F., Naqvi, S.W.A., Smetacek, V., Takeda, S., Watson, A.J. (2008): Ocean Iron Fertilization – Moving Forward in a Sea of Uncertainty. In: *Science* 319(5860), S. 162
- Bühler, L., Schmidt, H.-P. (2010): Biokohle in Entwicklungsländer. In: *Ithaka Journal* 2010(1), S. 284–287
- BUND (Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland) (2010): Moorschutz – Ein Beitrag zum Klima- und Naturschutz. Standpunkt. www.bund.net/fileadmin/bundnet/publikationen/naturschutz/20100420_naturschutz_moorschutz_standpunkt.pdf (6.1.2011)



LITERATUR

- BUND, NABU (2011): Fünf-Punkte-Plan für den Wald der Zukunft. Forderungen für eine naturverträgliche Waldpolitik bis 2020. www.bund.net/fileadmin/bundnet/publikationen/naturschutz/20110311_naturschutz_wald_5_punkte_plan.pdf; (11.6.2012)
- Bundesregierung (2010): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Undine Kurth (Quedlinburg), Nicole Maisch, Cornelia Behm, weiterer Abgeordneter und der Fraktion Bündnis 90/Die Grünen – Drucksache 17/2076 – Umsetzung des Moorschutzkonzeptes der Bundesregierung. Deutscher Bundestag, Drucksache 17/2363, Berlin
- Bundesregierung (2011a): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Bärbel Höhn ... und der Fraktion Bündnis 90/Die Grünen – Drucksache 17/7720 – Carbon Leakage. Deutscher Bundestag, Drucksache 17/8038, Berlin
- Bundesregierung (2011b): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Bärbel Höhn, Dorothea Steiner, Oliver Krischer, weiterer Abgeordneter und der Fraktion Bündnis 90/Die Grünen – Drucksache 17/4822 – Verfahren und Produkte auf Basis nachwachsender Rohstoffe in der chemischen Industrie. Deutscher Bundestag, Drucksache 17/5003, Berlin
- Bundesregierung (2011c): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Dorothea Steiner, Undine Kurth (Quedlinburg), Cornelia Behm, weiterer Abgeordneter und der Fraktion Bündnis 90/Die Grünen – Drucksache 17/7429 – Beitrag der Moore zum Klima-, Hochwasser- und Grundwasserschutz. Deutscher Bundestag, Drucksache 17/7649, Berlin
- Bundesregierung (2012): Fortschrittsbericht 2012 zur nationalen Nachhaltigkeitsstrategie. Unterrichtung durch die Bundesregierung. Deutscher Bundestag, Drucksache 17/8721, Berlin
- CarbonEngineering (2011): Air Capture – Frequently Asked Questions. <http://carbonengineering.com/s/CE-Air-Capture-FAQ.pdf> (23.9.2013)
- CBD (Convention on Biological Diversity) (2009a): COP 9 Decision IX/16. Biodiversity and climate change. Proposals for the integration of climate-change activities within the programmes of work of the Convention. www.cbd.int/decision/cop/?id=11659; 31.3.2011
- CBD (2009b): Scientific Synthesis of the Impact of Ocean Fertilization on Marine Biodiversity. CBD Technical Series No. 45, Montreal, www.cbd.int/doc/publications/cbd-ts-45-en.pdf (24.3.2011)
- CBD (2010): COP 10 Decision X/33. Biodiversity and climate change. www.cbd.int/decision/cop/?id=12299 (13.4.2011)
- Charlson, R.J., Lovelock, J.E., Andreae, M.O., Warren, S.G. (1987): Oceanic phytoplankton, atmospheric sulphur, cloud albedo and climate. In: *Nature* 326(6114), S.655–661
- Chisti, Y. (2007): Biodiesel from microalgae. In: *Biotechnology Advances* 25(3), S.294–306
- Climate Justice Now (2010): Nature Communications article shows ›true colours‹ of biochar advocates. Groups condemn implied land-grab for biochar. www.climate-justice-now.org/nature-communications-article-shows-true-colours-of-biochar-advocates (24.1.2011)

- Coale, K.H., Johnson, K.S., Fitzwater, S.E., Gordon, R.M., Tanner, S., Chavez, F.P., Ferioli, L., Sakamoto, C., Rogers, P., Millero, F., Steinberg, P., Nightingale, P., Cooper, D., Cochlan, W.P., Landry, M.R., Constantinou, J., Rollwagen, G., Trasvina, A., Kudela, R. (1996): A massive phytoplankton bloom induced by an ecosystem-scale iron fertilization experiment in the equatorial Pacific Ocean. In: *Nature* 383(6600), S. 495–501
- Dämmgen, U., Hänel, H.-D. (2008): Emissions of greenhouse gases and gaseous air pollutants – a challenge for animal nutrition. In: *Proceedings of the Society of Nutrition Physiology* 17, S. 163–167
- Day, D., Evans, R.J., Lee, J.W., Reicosky, D.C. (2005): Economical CO₂, SO_x and NO_x capture from fossil fuel utilization with combined renewable hydrogen production and large scale carbon sequestration. In: *Energy* 30(14), S. 2558–2579
- de Baar, H., Gerringa, L., Laan, P., Timmermans, K. (2008): Efficiency of carbon removal per added iron in ocean iron fertilization. In: *Marine Ecology Progress Series* 364, S. 269–282
- DECHEMA (Gesellschaft für Chemische Technik und Biotechnologie e.V.) (2011): *Biotechnologie in der Dechema*. Frankfurt a.M., http://biotech.dechema.de/biotech_media/Downloads/Biotech_Brosch%C3%BCre2011.pdf (5.4.2012)
- DECHEMA (o.J.): 5. Bundesalgenstammtisch. http://events.dechema.de/algen_2012.html; (5.4.2012)
- Demirbas, A. (2004): Effects of temperature and particle size on bio-char yield from pyrolysis of agricultural residues. In: *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 72(2), S. 243–248
- Demirbas, A. (2006): Production and Characterization of Bio-Chars from Biomass via Pyrolysis. In: *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects* 28(5), S. 413–422
- Demirbas, A., Arin, G. (2002): An Overview of Biomass Pyrolysis. In: *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects* 24(5), S. 471–482
- DLG (Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft) (2006): DLG-Merkblatt 350: N-Düngung effizient gestalten. www.dlg.org/fileadmin/downloads/merkblaetter/dlg-merkblatt_350.pdf (26.11.2010)
- Don, A., Schumacher, J., Freibauer, A. (2011): Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks – a meta-analysis. In: *Global Change Biology* 17(4), S. 1658–1670
- Drösler, M., Freibauer, A., Adelman, W., Augustin, J., Bergman, L., Beyer, C., Chojnicki, B., Förster, C., 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., Thuille, A., Wehrhan, M. (2011): Klimaschutz durch Moorschutz in der Praxis. Ergebnisse aus dem BMBF-Verbundprojekt »Klimaschutz – Moornutzungsstrategien« 2006–2010. Arbeitsberichte aus dem vTI-Institut für Agrarrelevante Klimaforschung. www.vti.bund.de/fileadmin/dam_uploads/Institute/AK/PDFs/Klimaschutz_Moorschutz_Praxis_BMBF_vTI-Bericht_20110408.pdf (8.3.2012)



LITERATUR

- DüV (2006): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung – DüV). In der Fassung der Bekanntmachung vom 27. Februar 2007 (BGBl. I S.221). www.gesetze-im-internet.de/d_v/ (19.4.2012)
- E.ON Hanse AG (2011): Mikroalgenprojekt Hamburg. www.eon-hanse.com/pages/eha_de/Engagement/Umweltaktivitaeten/Mikroalgenprojekt_Hamburg/Mikroalgenprojekt_Hamburg/index.htm (26.9.2013)
- EK (Europäische Kommission) (2012): Vorschlag für einen Beschluss des Europäischen Parlaments und des Rates über Anrechnungsvorschriften und Aktionspläne für die Emissionen und den Abbau von Treibhausgasen infolge von Tätigkeiten im Sektor Landnutzung, Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft. COM(2012) 93 final. Brüssel
- EnBW/Subitec (2009): Bundeswettbewerb: »Land der Ideen« zeichnet EnBW und Subitec aus – Preis für Forschung zur CO₂-Bindung mit Algen. Gemeinsame Pressemitteilung vom 17. Juli 2009, www.enbw.com/unternehmen/presse/pressemitteilungen/presse-detailseite_10170.html (26.9.2013)
- ETC Group (2009): German Geo-engineers Show Iron Will to Defy Global UN Moratorium. News Release January 8, 2009. www.etcgroup.org/en/node/710 (30.3.2011)
- ExxonMobil (o.J.): Algae biofuels. www.exxonmobil.com/Corporate/energy_vehicle_algae.aspx (31.1.2012)
- Falkowski, P., Scholes, R.J., Boyle, E., Canadell, J., Canfield, D., Elser, J., Gruber, N., Hibbard, K., Högberg, P., Linder, S., Mackenzie, F.T., Moore III, B., Pedersen, T., Rosenthal, Y., Seitzinger, S., Smetacek, V., Steffen, W. (2000): The Global Carbon Cycle: A Test of Our Knowledge of Earth as a System. In: *Science* 290(5490), S.291–296
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2006): *Livestock's Long Shadow. Environmental Issues and Options*. Rom
- FAO (2010a): *Challenges and opportunities for carbon sequestration in grassland systems. A technical report on grassland management and climate change mitigation*. Rom
- FAO (2010b): *»Climate-Smart« Agriculture. Policies, Practices and Financing for Food Security, Adaptation and Mitigation*. Rom
- FAO (2010c): *Global Forest Resources Assessment 2010. Main report*. Rome, www.fao.org/docrep/013/i1757e/i1757e.pdf (12.6.2012)
- FAO (2011a): *Organic agriculture and climate change mitigation. A report of the Round Table on Organic Agriculture and Climate Change*. Rom
- FAO (2011b): *State of the World's Forests*. Rome, www.fao.org/docrep/013/i2000e/i2000e.pdf; 11.1.2012
- FAO (2012): *FAOSTAT*. <http://faostat.fao.org> (13.4.2012)
- Fiedler, E., Grossmann, G., Kersebohm, D.B., Weiss, G., Witte, C. (2011): Methanol. In: *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry*

- Field, C.B., Behrenfeld, M.J., Randerson, J.T., Falkowski, P. (1998): Primary Production of the Biosphere: Integrating Terrestrial and Oceanic Components. In: *Science* 281(5374), S. 237–240
- Flessa, H., Ruser, R., Dörsch, P., Kamp, T., Jimenez, M.A., Munch, J.C., Beese, F. (2002): Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO₂, CH₄, N₂O) from two farming systems in southern Germany. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 91(1–3), S. 175–189
- Fraunhofer IGB (Fraunhofer Institut für Grenzflächen- und Bioverfahrenstechnik) (o.J.): Algen – Nachhaltige Rohstoffquelle für Wertstoffe und Energie. www.igb.fraunhofer.de/content/dam/igb/de/documents/broschueren/Algen-Nachhaltige-Rohstoffquelle-fuer-Wertstoffe-und-Energie.pdf (5.4.2012)
- Freibauer, A., Drösler, M., Gensior, A., Schulze, E.-D. (2009): Das Potenzial von Wäldern und Morren für den Klimaschutz in Deutschland und auf globaler Ebene. In: *Natur und Landschaft* 84, S. 20–25
- Freibauer, A., Rounsevell, M.D.A., Smith, P., Verhagen, J. (2004): Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. In: *Geoderma* 122(1), S. 1–23
- Frelih-Larsen, A., Leipprand, A., Naumann, S., Beucher, O. (2008): Policy Incentives for Climate Change Mitigation Agricultural Techniques. PICCMAT-Project. Policy recommendations. www.climatechangeintelligence.baastel.be/piccmat/files/PICCMAT_policy_recommendations_final_071008.pdf (28.3.2012)
- Gajic, A., Koch, K.-J. (2010): Effect of HTC-biochar on crop growth. In: *Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss.* 22, S. 237–238
- GAO (United States Government Accountability Office) (2011): Climate Engineering. Technical status, future directions, and potential responses. www.gao.gov/products/GAO-11-71 (9.12.2011)
- Geist, H.J., Lambin, E.F. (2002): Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation. In: *Bioscience* 52(2), S. 143–150
- Glaser, B. (2007): Prehistorically modified soils of central amazonia: A model for sustainable agriculture in the twenty-first century. In: *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 362(1478), S. 187–196
- Glaser, B., Haumaier, L., Guggenberger, G., Zech, W. (2001): The terra preta phenomenon: A model for sustainable agriculture in the humid tropics. In: *Naturwissenschaften* 88(1), S. 37–41
- Goeppert, A., Czaun, M., May, R.B., Prakash, G.K.S., Olah, G.A., Narayanan, S.R. (2011): Carbon Dioxide Capture from the Air Using a Polyamine Based Regenerable Solid Adsorbent. In: *Journal of the American Chemical Society* 133(50), S. 20164–20167
- Grünwald, R. (2008): Treibhausgas – ab in die Versenkung? Möglichkeiten und Risiken der Abscheidung und Lagerung von CO₂. Studien des Büros für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag 25, Berlin
- Güßow, K., Proelss, A., Oschlies, A., Rehdanz, K., Rickels, W. (2010): Ocean iron fertilization: Why further research is needed. In: *Marine Policy* 34(5), S. 911–918
- Gutzeit, G., Neis, U. (2007): Symbiotische Algen-Bakterien-Biomasse. Entwicklung eines neuen Abwasserreinigungsverfahrens für Länder mit hoher Sonneneinstrahlung. In: *KA – Abwasser, Abfall* 54(7), S. 698–703



LITERATUR

- Hangx, S.J.T., Spiers, C.J. (2009): Coastal spreading of olivine to control atmospheric CO₂ concentrations: A critical analysis of viability. In: *International Journal of Greenhouse Gas Control* 3(6), S. 757–767
- Harvey, L.D.D. (2008): Mitigating the atmospheric CO₂ increase and ocean acidification by adding limestone powder to upwelling regions. In: *J. Geophys. Res.* 113(C4), S. C04028
- Hirschfeld, J., Weiß, J., Preidl, M., Korbun, T. (2008): Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland. Schriftenreihe des IÖW 186/08, Berlin, www.ioew.de/uploads/tx_ukioewdb/IOEW-SR_186_Klimawirkungen_Landwirtschaft_02.pdf (28.3.2012)
- Höltermann, A., Klingenstein, F., Ssymank, A. (2008): Naturschutzfachliche Bewertung der Douglasie aus Sicht des Bundesamtes für Naturschutz (BfN). In: *LWF Wissen* 59, S. 74–81
- Höper, H. (2007): Freisetzung von Treibhausgasen aus deutschen Mooren. In: *TELMA* 37, S. 85–116
- House, K.Z., Baclig, A.C., Ranjan, M., Nierop, E.A. van, Wilcox, J., Herzog, H.J. (2011): Economic and energetic analysis of capturing CO₂ from ambient air. In: *PNAS* 108(51), S. 20428–20433
- Huntley, M.E., Redalje, D.G. (2007): CO₂ Mitigation and Renewable Oil from Photosynthetic Microbes: A New Appraisal. In: *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 12, S. 573–608
- Idel, A. (2011): Die Kuh ist kein Klima-Killer: Über die unberücksichtigten Potenziale von Gras und Gräsern. In: *Ländlicher Raum* 06/2011. Online-Fachzeitschrift des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien
- IEA (International Energy Agency) (2012): Global carbon-dioxide emissions increase by 1.0 Gt in 2011 to record high. <http://iea.org/newsroomandevents/news/2012/may/name,27216,en.html> (29.5.2012)
- IMechE (Institution of Mechanical Engineers) (2009): Geo-Engineering. Giving us the time to act? London, www.imeche.org/Libraries/Key_Themes/IMechEGeoengineeringReport.sflb.ashx (22.2.2011)
- IMO (International Maritime Organisation) (2007): Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter, 1972 and its 1996 Protocol. Statement of concern regarding iron fertilization of the oceans to sequester CO₂. LC-LP.1/Circ.14. www5.imo.org/SharePoint/blastDataHelper.asp/data_id%3D19264/14.pdf (31.3.2011)
- IPCC (1997): Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Volume 3. www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs6.html (29.5.2012)
- IPCC (2001): Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In: Houghton, J. T., Ding, Y., Griggs, D. J., Noguer, M., van der Linden, P. J., Dai, X., Maskell, K., Johnson, C. A. (Hg.): IPCC Third Assessment Report, Cambridge/New York

- IPCC (2005): IPCC Special Report on Carbon Dioxide Capture and Storage. Prepared by Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Metz, B., Davidson, O., de Coninck, H. C., Loos, M., Meyer, L.A. (eds.), Cambridge/New York
- IPCC (2006): 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Intergovernmental Panel on Climate Change. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Japan
- IPCC (2007a): Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In: Metz, B., Davidson, O.R., Bosch, P.R., Dave, R., Meyer, L.A. (eds.): IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007 (AR4). Cambridge/New York
- IPCC (2007b): Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment. Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M., Miller, H.L. (eds.): IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007 (AR4). Cambridge/New York
- Isermeyer, F., Freibauer, A., Flessa, H., Osterburg, B., Schmidt, T., Weigel, H.-J., Köhl, M., Grünberg, J., Nieberg, H. (2010): Antworten des Johann Heinrich von Thünen-Instituts (vTI) für die öffentliche Anhörung des Ausschusses für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Deutschen Bundestages in Berlin am 22. Februar 2010 zum Thema »Landwirtschaft und Klimaschutz«. Ausschussdrucksache 17(10)101-F, www.bundestag.de/bundestag/ausschuesse17/a10/anhoerungen/_A_22_2_2010_Landwirtschaft_u_Klimaschutz_/stellungennahmen/A-Drs__101-F.pdf (18.11.2010)
- Jensen, E., Peoples, M., Boddey, R., Gresshoff, P., Hauggaard-Nielsen, H., J.R. Alves, B., Morrison, M. (2012): Legumes for mitigation of climate change and the provision of feedstock for biofuels and biorefineries. A review. In: *Agronomy for Sustainable Development* 32(2), S. 329–364
- Jensen, R., Landgraf, L., Lenschow, U., Paterak, B., Permien, T., Schiefelbein, U., Sorg, U. M., Thormann, J., Trepel, M., Wälter, T., Wreesmann, H., Ziebarth, M. (2011): Potentiale und Ziele zum Moor- und Klimaschutz. Gemeinsame Position der Länderfachbehörden von Brandenburg, Bayern, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen und Schleswig-Holstein; unterstützt und mitgetragen von den Länderfachbehörden Baden-Württemberg, Bremen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Sachsen-Anhalt, Saarland, Sachsen, Thüringen sowie dem Bundesamt für Naturschutz und dem Umweltbundesamt. www.lfu.bayern.de/natur/moorschutz/doc/gemeinsame_position.pdf (27.3.2012)
- Joosten, H. (2012): Zustand und Perspektiven der Moore weltweit. In: *Natur und Landschaft*. 87(2), S. 50–55
- Kammann, C. (2011): Chancen und Risiken von Pflanzenkohle. In: *Ithaka Journal* 1/2011, S. 98–105



LITERATUR

- Kammann, C., Grünhage, L., Busch, D., Müller, C., Dröger, G., Hanewald, K., Schmid, T. (2010): Biokohle: Ein Weg zur dauerhaften Kohlenstoff-Sequestrierung. Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie. Institut für Pflanzenökologie der Justus-Liebig-Universität Gießen, http://klimawandel.hlug.de/fileadmin/dokumente/klima/inklim_a/infoblatt_biokohle.pdf (17.4.2012)
- Karl, D.M., Letelier, R.M. (2008): Nitrogen fixation-enhanced carbon sequestration in low nitrate, low chlorophyll seascapes. In: *Marine Ecology Progress Series* 364, S.257–268
- Keith, D., Ha-Duong, M., Stolaroff, J. (2006): Climate Strategy with CO₂ Capture from the Air. In: *Climatic Change* 74(1), S.17–45
- Keith, D.W., Ha-Duong, M. (2003): CO₂ Capture from the Air: Technology Assessment and Implications for Climate Policy. Proceedings of the 6th Greenhouse Gas Control Conference, Kyoto, <http://people.ucalgary.ca/~keith/papers/57.Keith.2003.CO2CaptureFromAir.f.pdf> (22.2.2011)
- Keith, D.W., Heidel, K., Cherry, R. (2010): Capturing CO₂ from the atmosphere: rationale and process design considerations. In: Launder, B., Thompson, J.M.T. (eds.): *Geo-Engineering Climate Change: Environmental Necessity or Pandora's Box?* Cambridge
- KIT (Karlsruher Institut für Technologie) (2009): Wasserstoff aus Mikroalgen. Presseinformation Nr. 141 vom 10.12.2009. www.kit.edu/downloads/pi/PI_2009_141_Wasserstoff_aus_Mikroalgen.pdf (19.1.2011)
- KIT (o.J.): KIT-Plattform für Mikroalgentechnologie. <http://bvt.blk.kit.edu/599.php> (8.10.2010)
- Knappe, F., Böß, A., Fehrenbach, H., Giegrich, J., Vogt, R., Dehoust, G., Schüler, D., Wiegmann, K., Fritsche, U. (2007): Stoffstrommanagement von Biomasseabfällen mit dem Ziel der Optimierung der Verwertung organischer Abfälle. UBA-Texte 04/07, Dessau
- Köhler, P., Hartmann, J., Wolf-Gladrow, D.A. (2010): Geoengineering potential of artificially enhanced silicate weathering of olivine. In: *PNAS* 107(47), S.20228–20233
- Kroker, H. (o.J.): Gelegenheit Geld zu verdienen. Interview mit Dan Whaley. In: *planeterde*. www.planet-erde.de/Members/holgerkroker/0802/gelegenheit-geld-zu-verdienen (30.3.2012)
- Krug, J., Kriebitzsch, W.-U., Olschofsky, K., Bolte, A., Polley, H., Stümer, W., Rock, J., Öhmichen, K., Kroiher, F., Wellbrock, N., Riedel, T. (2010): Potenziale zur Vermeidung von Emissionen sowie der zusätzlichen Sequestrierung im Wald und daraus resultierenden Fördermaßnahmen. Arbeitsbericht aus dem Institut für Weltforstwirtschaft Nr. 2011/03, Hamburg
- Kruger, T. (2010): Increasing the alkalinity of the ocean to enhance its capacity to act as a carbon sink and to counteract the effect of ocean acidification. *GeoCanada 2010 – Working with the Earth*, Oxford
- Kuckshinrichs, W., Markewitz, P., Linssen, J., Zapp, P., Peters, M., Köhler, B., Müller, T.E., Leitner, W. (2010): Weltweite Innovationen bei der Entwicklung von CCS-Technologien und Möglichkeiten der Nutzung und des Recyclings von CO₂. Schriften des Forschungszentrums Jülich (Hg.), Reihe Energie & Umwelt 60, Jülich

- Kuzyakov, Y., Subbotina, I., Chen, H., Bogomolova, I., Xu, X. (2009): Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by ¹⁴C labeling. In: *Soil Biology and Biochemistry* 41(2), S. 210–219
- Lackner, K., Brennan, S. (2009): Envisioning carbon capture and storage: expanded possibilities due to air capture, leakage insurance, and C-14 monitoring. In: *Climatic Change* 96(3), S. 357–378
- Lackner, K. S. (2009): Capture of carbon dioxide from ambient air. In: *The European Physical Journal – Special Topics* 176(1), S. 93–106
- Lackner, K. S. (2010): Washing Carbon Out of the Air. In: *Scientific American* June 2010, S. 66–71
- Lampitt, R.S., Achterberg, E.P., Anderson, T.R., Hughes, J.A., Iglesias-Rodriguez, M.D., Kelly-Gerreyn, B.A., Lucas, M., Popova, E.E., Sanders, R., Shepherd, J.G., Smythe-Wright, D., Yool, A. (2008): Ocean fertilization: a potential means of geoengineering? In: *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 366(1882), S. 3919–3945
- Langer, W.H. (2001): Potential Environmental Impacts of Quarrying Stone in Karst – A Literature Review. U.S. Geological Survey Open File Report OF-01-04084. <http://pubs.usgs.gov/of/2001/ofr-01-0484/ofr-01-0484so.pdf> (22.5.2012)
- Lawrence, M.G. (2002): Side Effects of Oceanic Iron Fertilization. In: *Science* 297(5589), S. 1993
- Lehmann, J., Gaunt, J., Rondon, M. (2006): Bio-Char Sequestration in Terrestrial Ecosystems – A Review. In: *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 11(2), S. 395–419
- Lehmann, J., Rillig, M.C., Thies, J., Masiello, C.A., Hockaday, W.C., Crowley, D. (2011): Biochar effects on soil biota – A review. In: *Soil Biology and Biochemistry* 43(9), S. 1812–1836
- Lenton, T.M., Vaughan, N.E. (2009): The radiative forcing potential of different climate geoengineering options. In: *Atmos. Chem. Phys.* 9(15), S. 5539–5561
- Libra, J.A., Ro, K.S., Kammann, C., Funke, A., Berge, N.D., Neubauer, Y., Titirici, M.-M., Fühner, C., Bens, O., Kern, J., Emmerich, K.-H. (2011): Hydrothermal carbonization of biomass residuals: a comparative review of the chemistry, processes and applications of wet and dry pyrolysis. In: *Biofuels* 2(1), S. 71–106
- London Convention (2008): Resolution LC-LP.1 on the Regulation of Ocean Fertilization. The Thirtieth Meeting of the Contracting Parties to the London Convention and the Third Meeting of the Contracting Parties to the London Protocol. www.who.edu/files/server.do?id=70485&pt=10&p=39373 (13.4.2011)
- Lovelock, J.E., Rapley, C.G. (2007): Ocean pipes could help the Earth to cure itself. In: *Nature* 449(7161), S. 403–403
- Mahmoudkhani, M., Heidel, K.R., Ferreira, J.C., Keith, D.W., Cherry, R.S. (2009): Low energy packed tower and caustic recovery for direct capture of CO₂ from air. In: *Energy Procedia* 1(1), S. 1535–1542
- Markels, M., Barber, R. (2001): Sequestration of CO₂ by Ocean Fertilization. Poster Presentation for NETL Conference on Carbon Sequestration, www.netl.doe.gov/publications/proceedings/01/carbon_seq/p25.pdf (28.12.2010)



LITERATUR

- Martin, J.H. (1990): Glacial-Interglacial CO₂ Change: The Iron Hypothesis. In: *Paleoceanography* 5(1), S. 1–13
- McKinsey & Company (2009): Pathways to a Low Carbon Economy. Version 2 of the Global Greenhouse Gas Abatement Cost Curve. London
- Meessen, J.H. (2010): Urea. In: *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry*, Weinheim
- Meinshausen, M., Meinshausen, N., Hare, W., Raper, S.C.B., Frieler, K., Knutti, R., Frame, D.J., Allen, M.R. (2009): Greenhouse-gas emission targets for limiting global warming to 2[thinsp][deg]C. In: *Nature* 458(7242), S. 1158–1162
- Meyer, R. (2010): Low-input intensification. Chances for small-scale farmers in developing countries. In: *GAIA* 19(4), S. 263–268
- Meyer, R. (2011): Setting the frame: Challenges for small-scale farming in developing countries. In: Meyer, R., Burger, D. (eds.): *Opportunities and barriers for low-input intensification of developing countries' agriculture – Introduction and overview*. Karlsruhe
- Meyer, R., Kassam, A., Sauter, A. (2011a): Feeding the world. Challenges and chances. In: *Technikfolgenabschätzung – Theorie und Praxis* (20), S. 5–13
- Meyer, S., Glaser, B., Quicker, P. (2011b): Technical, Economical, and Climate-Related Aspects of Biochar Production Technologies: A Literature Review. In: *Environmental Science & Technology* 45(22), S. 9473–9483
- Morweiser, M., Kruse, O., Hankamer, B., Posten, C. (2010): Developments and perspectives of photobioreactors for biofuel production. In: *Applied Microbiology and Biotechnology* 87(4), S. 1291–1301
- Mund, M. (2004): Carbon pools of European beech forests (*Fagus sylvatica*) under different silvicultural management. Dissertation. Georg-August-Universität Göttingen, Göttingen
- NABU (Naturschutzbund Deutschland e.V.) (2010): *Klimaschutz in der Landwirtschaft – Ziele und Anforderungen zur Senkung von Treibhausgasemissionen*. Berlin
- NABU (2012): *Klimaschutz natürlich! Die Bedeutung von Mooren für Natur und Klima*. Berlin
- Nemecek, T., Huguenin-Elie, O., Dubois, D., Gaillard, G. (2005): Ökobilanzierung von Anbausystemen im Schweizerischen Acker- und Futterbau. In: *Schriftenreihe der FAL 58, Agroscope FAL Reckenholz (Hg.)*, Zürich
- Niggli, U., Fließbach, A., Hepperly, P., Scialabba, N. (2009): *Low Greenhouse Gas Agriculture: Mitigation and Adaptation Potential of Sustainable Farming Systems*. FAO, April 2009, Rev. 2 – 2009. Rom
- 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. (Hg.). Berlin/Ansbach
- Oelbermann, M., Paul Voroney, R., Gordon, A. M. (2004): Carbon sequestration in tropical and temperate agroforestry systems: a review with examples from Costa Rica and southern Canada. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 104(3), S. 359–377



- Offermann, F., Banse, M., Ehrmann, M., Gocht, A., Gömann, H., Haenel, H.-D., Kleinhanß, W., Kreins, P., Ledebur, O. von, Osterburg, B., Pelikan, J., Rösemann, C., Salamon, P., Sanders, J. (2012): vTI-Baseline 2011 – 2021: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Sonderheft 355, Braunschweig
- Oschlies, A., Pahlow, M., Yool, A., Matear, R.J. (2010): Climate engineering by artificial ocean upwelling: Channelling the sorcerer's apprentice. In: *Geophys. Res. Lett.* 37(4), S. L04701
- Osterburg, B., Nieberg, H., Rüter, S., Isermeyer, F., Haenel, H.-D., Hahne, J.-C., Krentler, J.-G., Paulsen, H.M., Schuchardt, F., Schweinle, J., Weiland, P. (2009): Erfassung, Bewertung und Minderung von Treibhausgasemissionen des deutschen Agrar- und Ernährungssektors. Arbeitsbericht aus der vTI-Agrarökonomie 03/2009, Braunschweig u.a.O.
- Poeplau, C., Don, A., Vesterdal, L., Leifeld, J., Van Wesemael, B.A.S., Schumacher, J., Gensior, A. (2011): Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone – carbon response functions as a model approach. In: *Global Change Biology* 17(7), S. 2415–2427
- Powell, H. (2008a): What Are the Possible Side Effects? In: *Oceanus Magazine* 46(1), S. 14–17
- Powell, H. (2008b): Lessons from Nature, Models, and the Past. In: *Oceanus Magazine* 46(1), S. 18–21
- Pulz, O. (2009): Mikroalgen als Energieträger der Zukunft. In: Bley, T. (Hg.): *Biotechnologische Energieumwandlung – Gegenwärtige Situation, Chancen und künftiger Forschungsbedarf*, acatech DISKUTIERT, S. 87–95
- Ranjan, M., Herzog, H.J. (2010): Feasibility of air capture. GHGT-10. In: *Energy Procedia* 4, S. 2869–2876
- Reeg, T. (2010): *Moderne Agroforstsysteme mit Wertholzbäumen als Option der Landnutzung in Deutschland: Naturschutz, Landschaftsbild und Akzeptanz*. Inaugural-Dissertation, Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Freiburg
- Renner, R. (2007): Rethinking biochar. In: *Environmental Science & Technology* 41(17), S. 5932–5933
- Richarts, F. (2010): Massen- und Energiebilanzen bei der Hydrothermalen Carbonisierung von Biomasse. Workshop Biokohle, Justus-Liebig-Universität Giessen, http://fss.plone.uni-giessen.de/fss/fbz/fb08/Inst/pflanzenoek/forschung/workshop/copy_of_workshop/richards/file/Richarts_HTC%20Workshop_22-02-10.pdf (30.5.2012)
- Rillig, M.C., Wagner, M., Salem, M., Antunes, P.M., George, C., Ramke, H.-G., Titirici, M.-M., Antonietti, M. (2010): Material derived from hydrothermal carbonization: Effects on plant growth and arbuscular mycorrhiza. In: *Applied Soil Ecology* 45(3), S. 238–242
- Roberts, K.G., Gloy, B.A., Joseph, S., Scott, N.R., Lehmann, J. (2009): Life Cycle Assessment of Biochar Systems: Estimating the Energetic, Economic, and Climate Change Potential. In: *Environmental Science & Technology* 44(2), S. 827–833

^
>
v

LITERATUR

- Rochette, P., Angers, D.A., Chantigny, M.H., Bertrand, N. (2008): Nitrous Oxide Emissions Respond Differently to No-Till in a Loam and a Heavy Clay Soil. In: Soil Sci. Soc. Am. J. 72(5), S. 1363–1369
- Röder, N., Grützmacher, F. (2012): Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Mooren – Vermeidungskosten und Anpassungsbedarf. In: Natur und Landschaft. 87(2), S. 56–61
- Rösch, C., Skarka, J. (2008): Maisfelder statt Wiesen? In: Technikfolgenabschätzung – Theorie und Praxis 17(2), S. 31–40
- Rösch, C., Skarka, J., Patyk, A. (2009): Microalgae – Opportunities and Challenges of an innovative Energy Source. 17th European Biomass Conference and Exhibition, 29. June–3. July 2009, Hamburg
- Rosello Sastre, R., Posten, C. (2010): Die vielfältige Anwendung von Mikroalgen als nachwachsende Rohstoffe. The Variety of Microalgae Applications as a Renewable Resource. In: Chemie Ingenieur Technik 82(11), S. 1925–1939
- Röthlein, B. (2006): Zauberkohle aus dem Dampfkochtopf. In: MaxPlanckForschung 2/2006, S. 21–25
- RWE Power AG (2008): Das RWE-Algenprojekt in Bergheim-Niederaussem, Produktion von Mikroalgen unter Nutzung von Kraftwerksrauchgasen zur CO₂-Einbindung. www.rwe.com/web/cms/mediablob/de/2374/data/213188/1096/rwe-power-ag/innovationen/innovationszentrum-kohle/algenprojekt/brosch-algenprojekt.pdf (2.12.2011)
- RWE Power AG (2011): 1.000 Tage Innovationszentrum Kohle: RWE Power gewinnt neue Erkenntnisse zur CO₂-Reduktion. Pressemitteilungen vom 28.7.2011, www.rwe.com/web/cms/de/2320/rwe-power-ag/presse-downloads/pressemitteilungen/pressemitteilungen/?pmid=4006587 (31.1.2012)
- Sabine, C.L., Feely, R.A., Gruber, N., Key, R.M., Lee, K., Bullister, J.L., Wanninkhof, R., Wong, C.S., Wallace, D.W.R., Tilbrook, B., Millero, F.J., Peng, T.-H., Kozyr, A., Ono, T., Rios, A.F. (2004): The Oceanic Sink for Anthropogenic CO₂. In: Science 305(5682), S. 367–371
- Salih, F.M. (2011): Microalgae Tolerance to High Concentrations of Carbon Dioxide: A Review. In: Journal of Environmental Protection 2(5), S. 648–654
- Sarmiento, J.L., Orr, J.C. (1991): Three-Dimensional Simulations of the Impact of Southern Ocean Nutrient Depletion on Atmospheric CO₂ and Ocean Chemistry. In: Limnology and Oceanography 36(8), S. 1928–1950
- Saygin, D., Patel, M.K. (2009): Material and Energy Flows in the Chemical Sector of Germany per Processes and Sub-sectors – Update 2009. Final report, Wiesbaden, www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/Internet/EN/Content/Publikationen/SpecializedPublications/EnvironmentEconomicAccounting/MaterialEnergyChemical,property=file.pdf (15.4.2011)
- Schuchardt, F., Vorlop, K.-D. (2010): Abschätzung des Aufkommens an Kohlenstoff in Biomasse-Reststoffen in Deutschland für eine Verwertung über Hydrothermale Carbonisierung (HTC) und Einbringung von HTC-Kohle in den Boden. In: Landbauforschung – vTI Agriculture and Forestry Research 4, S. 205–212

- Schuilung, R.D., de Boer, P.L. (2010): Coastal spreading of olivine to control atmospheric CO₂ concentrations: A critical analysis of viability. Comment: Nature and laboratory models are different. In: *International Journal of Greenhouse Gas Control* 4(5), S. 855–856
- Schulze, E.-D., Hessenmoeller, D., Knohl, A., Luyssaert, S., Boerner, A., Grace, J. (2009): Temperate and Boreal Old-Growth Forests: How do Their Growth Dynamics and Biodiversity Differ from Young Stands and Managed Forests? In: Wirth, C., Gleixner, G., Heimann, M. (eds.): *Old-Growth Forests. Ecological Studies* 207, Berlin/Heidelberg, S. 343–366
- Singh, J., Gu, S. (2010): Commercialization potential of microalgae for biofuels production. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 14(9), S. 2596–2610
- Smetacek, V., Naqvi, S.W.A. (2008): The next generation of iron fertilization experiments in the Southern Ocean. In: *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 366(1882), S. 3947–3967
- Smetacek, V., Naqvi, S.W.A. (eds.) (2010): The Expedition of the Research Vessel »Polarstern« to the Antarctic in 2009 (ANT-XXV/3 – LOHAFEX). *Berichte zur Polar- und Meeresforschung*. 613, <http://hdl.handle.net/10013/epic.35169> (28.3.2011)
- Smith, P. (2012): Agricultural greenhouse gas mitigation potential globally, in Europe and in the UK: what have we learnt in the last 20 years? In: *Global Change Biology* 18(1), S. 35–43
- Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B., Sirotenko, O., Howden, M., McAllister, T., Pan, G., Romanenkov, V., Schneider, U., Towprayoon, S., Wattenbach, M., Smith, J. (2008): Greenhouse gas mitigation in agriculture. In: *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363(1492), S. 789–813
- Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, 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. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118(1–4), S. 6–28
- Socolow, R., Desmond, M., Aines, R., Blackstock, J., Bolland, O., Kaarsberg, T., Lewis, N., Mazzotti, M., Pfeffer, A., Sawyer, K., Sirola, J., Smit, B., Wilcox, J. (2011): Direct Air Capture of CO₂ with Chemicals. A Technology Assessment for the APS Panel on Public Affairs. www.aps.org/policy/reports/assessments/upload/dac2011.pdf (9.12.2011)
- Sohi, S., Loez-Capel, E., Krull, E., Bol, R. (2009): Biochar's roles in soil and climate change: A review of research needs. In: *CSIRO Land and Water Science Report* 05/09, Glen Osmond
- Spolaore, P., Joannis-Cassan, C., Duran, E., Isambert, A. (2006): Commercial applications of microalgae. In: *Journal of Bioscience and Bioengineering* 101(2), S. 87–96
- Statistisches Bundesamt (2011): *Landwirtschaft auf einem Blick*. Wiesbaden, www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/Querschnitt/Broschuere/LandwirtschaftBlick0030005119004.pdf?__blob=publicationFile (28.3.2012)



LITERATUR

- Steinbeiss, S., Gleixner, G., Antonietti, M. (2009): Effect of biochar amendment on soil carbon balance and soil microbial activity. In: *Soil Biology and Biochemistry* 41(6), S. 1301–1310
- StMELF (Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) (2012): Cross Compliance 2012. Einhaltung der anderweitigen Verpflichtungen. München, www.stmelf.bayern.de/mam/cms01/allgemein/publikationen/broschuere_cross_compliance.pdf (23.8.2012)
- Stolaroff, J.K., Keith, D.W., Lowry, G.V. (2008): Carbon Dioxide Capture from Atmospheric Air Using Sodium Hydroxide Spray. In: *Environmental Science & Technology* 42(8), S. 2728–2735
- Strong, A., Chisholm, S., Miller, C., Cullen, J. (2009a): Ocean fertilization: time to move on. In: *Nature* 461(7262), S. 347–348
- Strong, A.L., Cullen, J.J., Chisholm, S.W. (2009b): Ocean Fertilization: Science, Policy, and Commerce. In: *Oceanography* 22(3), S. 236–261
- Succow, M., Joosten, H. (2001): *Landschaftsökologische Moorkunde*. 2. Auflage, Stuttgart
- TAB (Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag) (1997): Monitoring »Nachwachsende Rohstoffe«. Vergasung und Pyrolyse von Biomasse. (Autoren: Rösch, C., Wintzer, D.). Zweiter Sachstandsbericht, TAB-Arbeitsbericht Nr. 49, Bonn
- TAB (2007a): Chancen und Herausforderungen neuer Energiepflanzen. (Autoren: Meyer, R., Grünwald, A., Rösch, C., Sauter, A.). Basisanalysen, TAB-Arbeitsbericht Nr. 121, Berlin
- TAB (2007b): CO₂-Abscheidung und -Lagerung bei Kraftwerken. (Autor: Grünwald, R.). Sachstandsbericht, TAB-Arbeitsbericht Nr. 120, Berlin
- TAB (2010): Chancen und Herausforderungen neuer Energiepflanzen. (Autoren: Meyer, R., Rösch, C., Sauter, A.). TAB-Arbeitsbericht Nr. 136, Berlin
- TAB (2011): Welchen Beitrag kann die Forschung zur Lösung des Welternährungsproblems leisten? (Autoren: Dusseldorp, M., Sauter, A.). TAB-Arbeitsbericht Nr. 142, Berlin
- TAB (2012): Ökologischer Landbau und Biomasseproduktion. (Autoren: Meyer, R., Priefer, C.). TAB-Arbeitsbericht Nr. 151, Berlin
- The Methanol Institute (2010): MMSA Global Methanol Supply and Demand Balance, 2005-2010E. www.methanol.org/Methanol-Basics/Resources/MMSA-Global-Methanol-Supply-and-Demand.aspx (14.2.2012)
- The Royal Society (2009): *Geoengineering the climate. Science, governance and uncertainty*. <http://royalsociety.org/geoengineering-the-climate> (9.11.2010)
- TI (Thünen-Institut) (2011): Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990–2009; Tabellen. www.vti.bund.de/fileadmin/dam_uploads/vTI/Publikationen/Landbauforschung_Sonderhefte/lbf_sh_342_Kopie%20von%20Tables_Submission_2011.xls (28.3.2012)
- TI (o.J.): Verbundprojekt »Organische Böden«. Ermittlung und Bereitstellung von Methoden, Aktivitätsdaten und Emissionsfaktoren für die Klimaberichterstattung LULUCF/AFOLU. www.ti.bund.de/no_cache/de/startseite/institute/ak/projekte/verbundprojekt-organische-boeden.html (25.9.2013)



- Titirici, M.-M., Thomas, A., Antonietti, M. (2007a): Back in the black: hydrothermal carbonization of plant material as an efficient chemical process to treat the CO₂ problem? In: *New Journal of Chemistry* 31(6), S. 787–789
- Titirici, M.M., Thomas, A., Yu, S.-H., Müller, J.-O., Antonietti, M. (2007b): A Direct Synthesis of Mesoporous Carbons with Bicontinuous Pore Morphology from Crude Plant Material by Hydrothermal Carbonization. In: *Chemistry of Materials* 19(17), S. 4205–4212
- Tittensor, D.P., Mora, C., Jetz, W., Lotze, H.K., Ricard, D., Berghe, E.V., Worm, B. (2010): Global patterns and predictors of marine biodiversity across taxa. In: *Nature* 466(7310), S. 1098–1101
- Trick, C.G., Bill, B.D., Cochlan, W.P., Wells, M.L., Trainer, V.L., Pickell, L.D. (2010): Iron enrichment stimulates toxic diatom production in high-nitrate, low-chlorophyll areas. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107(13), S. 5887–5892
- Trines, E., Höhne, N., Jung, M., Skutsch, M., Petsonk, A., Silva-Chavez, G., Smith, P., Nabuurs, G., Verweij, P., Schlamadinger, B. (2006): Integrating Agriculture, Forestry, and Other Land Use in Future Climate Regimes: Methodological Issues and Policy Options. Netherlands Research Programme for Climate Change (NRP-CC). www.fiacc.net/data/AFOLU.pdf (19.11.2010)
- UBA (Umweltbundesamt) (2009): Nationaler Inventarbericht 2009 zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990–2007. Dessau-Roßlau, www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/treibhausgasinventar2009_de.pdf (18.11.2010)
- UBA (2010a): Mikroalgen – Wie lassen sie sich zur CO₂-Fixierung, Biomasse- und Bio-treibstoffproduktion oder Wasserstoffproduktion nutzen? www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/meere/mikroalgen.htm (30.1.2012)
- UBA (2010b): Natürliche Kältemittel für PKW-Klimanlagen. Ein Beitrag zum Klimaschutz. Hintergrundpapier. Dessau-Roßlau, www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/4055.pdf (17.2.2012)
- UBA (2012): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2012. Nationaler Inventarbericht Zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990–2010. EU-Submission. Dessau-Roßlau, http://cdr.eionet.europa.eu/de/eu/ghgmm/envtw7blw/2012_01_12_NIR_2012_EU-Submission_deutsch.pdf (16.3.2012)
- Ugwu, C.U., Aoyagi, H., Uchiyama, H. (2008): Photobioreactors for mass cultivation of algae. In: *Bioresource Technology* 99(10), S. 4021–4028
- Ullrich, K., Riecken, U. (2012): Moorschutzstrategien, -initiativen und -programme in Deutschland. In: *Natur und Landschaft*. 87(2), S. 81–86
- van der Werf, G.R., Morton, D.C., DeFries, R.S., Olivier, J.G.J., Kasibhatla, P.S., Jackson, R.B., Collatz, G.J., Randerson, J.T. (2009): CO₂ emissions from forest loss. In: *Nature Geosci* 2(11), S. 737–738
- van der Werf, G.R., Randerson, J.T., Giglio, L., Collatz, G.J., Mu, M., Kasibhatla, P.S., Morton, D.C., DeFries, R.S., Jin, Y., van Leeuwen, T.T. (2010): Global fire emissions and the contribution of deforestation, savanna, forest, agricultural, and peat fires (1997–2009). In: *Atmos. Chem. Phys.* 10(23), S. 11707–11735



LITERATUR

- Vattenfall (2011): Vattenfall und GMB starten Algen-Produktion in großem Stil. Presseinformation vom 12.10.2011, www.pressrelations.de/new/standard/result_main.cfm?aktion=jour_pm&r=469246 (26.9.2013)
- Verheijen, F., Jeffery, S., Bastos, A.C., van der Velde, M., Diafas, I. (2010): Biochar Application to Soils. A Critical Scientific Review of Effects on Soil Properties, Processes and Functions. European Commission, Joint Research Centre. Institute for Environment and Sustainability. http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/ESDB_Archive/eusoils_docs/other/EUR24099.pdf (12.4.2012)
- Wang, B., Li, Y., Wu, N., Lan, C. (2008): CO₂ bio-mitigation using microalgae. In: *Applied Microbiology and Biotechnology* 79(5), S. 707–718
- Wardle, D.A., Nilsson, M.-C., Zackrisson, O. (2008): Fire-Derived Charcoal Causes Loss of Forest Humus. In: *Science* 320(5876), S. 629
- Watson, A., Boyd, P., Turner, S., Jickells, T., Liss, P. (2008): Designing the next generation of ocean iron fertilization experiments. In: *Marine Ecology Progress Series* 364, S. 303–309
- WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen) (1998): Die Anrechnung biologischer Quellen und Senken im Kyoto-Protokoll: Fortschritt oder Rückschritt für den globalen Umweltschutz? Sondergutachten, Berlin
- WBGU (2006): Die Zukunft der Meere – zu warm, zu hoch, zu sauer. Sondergutachten, Berlin
- WBGU (2009a): Kassensturz für den Weltklimavertrag – Der Budgetansatz. Sondergutachten, Berlin
- WBGU (2009b): Welt im Wandel. Zukunftsfähige Bioenergie und nachhaltige Landnutzung. Berlin
- West, T.O., Post, W.M. (2002): Soil Organic Carbon Sequestration Rates by Tillage and Crop Rotation. In: *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66(6), S. 1930–1946
- Weyer, K., Bush, D., Darzins, A., Willson, B. (2010): Theoretical Maximum Algal Oil Production. In: *BioEnergy Research* 3(2), S. 204–213
- White, A., Björkman, K., Grabowski, E., Letelier, R., Poulos, S., Watkins, B., Karl, D. (2010): An Open Ocean Trial of Controlled Upwelling Using Wave Pump Technology. In: *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology* 27(2), S. 385–396
- Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik (Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2011): Förderung der Biogaserzeugung durch das EEG. Stellungnahme zur geplanten Novellierung des Erneuerbare-Energie-Gesetzes. Berlin
- WMO (World Meteorological Organization) (2011): WMO Greenhouse Gas Bulletin. The State of Greenhouse Gases in the Atmosphere Based on Global Observations through 2010. No. 7, www.wmo.int/pages/mediacentre/press_releases/documents/GHGbulletin.pdf (22.11.2011)
- Woolf, D., Amonette, J.E., Street-Perrott, F.A., Lehmann, J., Joseph, S. (2010): Sustainable biochar to mitigate global climate change. In: *Nat Commun* 1(5), S. 56
- Yaman, S. (2004): Pyrolysis of biomass to produce fuels and chemical feedstocks. In: *Energy Conversion and Management* 45(5), S. 651–671



- Yan, X., Akiyama, H., Yagi, K., Akimoto, H. (2009): Global estimations of the inventory and mitigation potential of methane emissions from rice cultivation conducted using the 2006 Intergovernmental Panel on Climate Change Guidelines. In: *Global Biogeochem. Cycles* 23(2), S. GB2002
- Zeebe, R. E., Archer, D. (2005): Feasibility of ocean fertilization and its impact on future atmospheric CO₂ levels. In: *Geophys. Res. Lett.* 32(9), S. L09703
- Zeller, V., Weiser, C., Hennenberg, K., Reinicke, F., Schaubach, K., Thrän, D., Vetter, A., Wagner, B. (2011): Basisinformationen für eine nachhaltige Nutzung landwirtschaftlicher Reststoffe zur Bioenergiebereitstellung. Schriftenreihe des BMU-Förderprogramms »Energetische Biomassenutzung«. Band 2. Deutsches BiomasseForschungsZentrum gGmbH (DBFZ) (Hg.), Leipzig
- Zeman, F. (2007): Energy and Material Balance of CO₂ Capture from Ambient Air. In: *Environmental Science & Technology* 41(21), S. 7558–7563
- Zeng, X., Danquah, M.K., Chen, X.D., Lu, Y. (2011): Microalgae bioengineering: From CO₂ fixation to biofuel production. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 15(6), S. 3252–3260
- Zevenhoven, R., Eloneva, S., Teir, S. (2006): Chemical fixation of CO₂ in carbonates: Routes to valuable products and long-term storage. In: *Catalysis Today* 115(1–4), S. 73–79



ANHANG

TABELLENVERZEICHNIS 1.

Tab. II.1	Klimawirkung der Treibhausgase CO ₂ , Methan und Lachgas (Werte für 2005)	33
Tab. III.1	Mittlere Jahreserträge an Biomasse pro Flächeneinheit	53
Tab. III.2	Ölertrag von Energiepflanzen im Vergleich zu Mikroalgen	54
Tab. III.3	Herstellungsverfahren für Biokohle im Vergleich mit anderen Verfahren der Biomasseveredlung	65
Tab. III.4	Energieeinsatz für die Abscheidung 1 t CO ₂ dreier hypothetischer Anlagenkonzepte	86
Tab. III.5	Abschätzungen zu Potenzial und Kosten des Verfahrens aus verschiedenen Veröffentlichungen	94
Tab. III.6	Chemische Produkte auf Basis von CO ₂	97
Tab. III.7	Verwendungsmöglichkeiten für CO ₂ als Industriegas	100
Tab. IV.1	Änderung der Bodenkohlenstoffvorräte in den gemäßigten Breiten nach Landnutzungsänderungen (in %)	114
Tab. IV.2	Änderungsmatrix der Bodenkohlenstoffvorräte in der tropischen Zone nach Landnutzungsänderungen (in %)	115
Tab. IV.3	THG-Emissionen der deutschen Landwirtschaft 2010	125
Tab. IV.4	Kohlenstoffvorrat in deutschen Buchenbeständen in Abhängigkeit verschiedener Bewirtschaftungsarten (t C/ha)	147

ABBILDUNGSVERZEICHNIS 2.

Abb. II.1	Atmosphärische Konzentration der klimawirksamen Gase CO ₂ , Methan und Lachgas während der letzten 2.000 Jahre	33
Abb. II.2	Mögliche Emissionspfade zur Erreichung des 2 °C-Ziels (nur CO ₂ aus fossilen Quellen)	36
Abb. III.1	Offenes Produktionssystem für Mikroalgen	50
Abb. III.2	Geschlossene Produktionssysteme für Mikroalgen	52



ANHANG

Abb. III.3	Schematischer Kreislaufprozess zur chemischen CO ₂ -Abscheidung	80
Abb. III.4	Verschiedene Anlagenkonzepte	82
Abb. IV.1	Inventarisierung von Treibhausgasen in der Landnutzung	106
Abb. IV.2	Flächenspezifischer Kohlenstoffvorrat in verschiedenen Ökosystemen (in t C/ha)	109
Abb. IV.3	Gesamter Kohlenstoffvorrat in verschiedenen Ökosystemen (in Gt C)	110
Abb. IV.4	Änderung des Kohlenstoffvorrats in der Biomasse nach Kahlschlag	112
Abb. IV.5	Mittlere jährliche THG-Bilanz nach Nutzungskategorie	117
Abb. IV.6	Historische und erwartete Methan- und Lachgasemissionen aus der Landwirtschaft (1990–2020)	122
Abb. IV.7	Entwicklung des Verbrauchs tierischer Nahrungsmittel nach Ländergruppen	123
Abb. IV.8	Globale Entwicklung der Nutztierzahlen (1960–2010): Rinder und Büffel, Schweine, Ziegen und Schafe, Geflügel (in Mrd.)	124
Abb. IV.9	Methan- und Lachgasemissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 bis 2010 sowie Prognose für 2020	126
Abb. IV.10	Vergleich der produktbezogenen THG-Emissionen aus der konventionellen und ökologischen Produktion von Ackerfrüchten (kg CO ₂ e/kg Erntegut)	132
Abb. IV.11	Vergleich der produktbezogenen THG-Emissionen aus konventioneller und ökologischer Produktion (kg CO ₂ e/kg Produkt)	141
Abb. IV.12	Kohlenstoffvorrat in der oberirdischen Biomasse und im Boden infolge unterschiedlicher Nutzungen	146
Abb. IV.13	Technisches Potenzial zur THG-Reduktion im Bereich der Landwirtschaft in 2030, aufgeschlüsselt nach Treibhausgas und Maßnahme	154
Abb. IV.14	Ökonomisches Potenzial zur THG-Reduktion im Bereich der Landwirtschaft in 2030 bei Kohlenstoffpreisen von 20, 50 bzw. 100 US-Dollar/t CO ₂ e, aufgeschlüsselt nach Maßnahme	155

Abb. IV.15	Ökonomisches Potenzial zur THG-Reduktion im Bereich der Forstwirtschaft im Jahr 2030, aufgeschlüsselt nach Region und Kohlenstoffpreis	156
Abb. IV.16	Lachgasemissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden in Deutschland (1990–2010)	161
Abb. IV.17	Stickstoffbilanz insgesamt (Flächen- und Stallbilanz) (1991–2008)	162
Abb. IV.18	Methanemissionen aus der Lagerung von Wirtschaftsdünger (1990–2010)	164
Abb. IV.19	Absolute Flächenänderung bei Acker- und Dauergrünland sowie landwirtschaftlicher Nutzfläche im Zeitraum von 2000 bis 2009 nach Bundesländern (1.000 ha)	166
Abb. IV.20	Status ausgewählter Maßnahmen im Diffusionsprozess	177
Abb. VI.1	Globaler Kohlenstoffkreislauf	208
Abb. VI.2	Jährliche Kohlenstoffbilanz (in den 1990er Jahren)	212

DER GLOBALE KOHLENSTOFFKREISLAUF

3.

Der globale Kohlenstoffkreislauf ist sehr komplex. In allen Teilsystemen der Geosphäre – diese besteht aus den Teilsystemen Atmosphäre, Biosphäre (Pflanzen und Tiere), Hydrosphäre (Wasserkreislauf) sowie Pedosphäre (Bodenhülle) und Lithosphäre (feste Gesteinshülle) – ist Kohlenstoff (C) in unterschiedlichen Mengen und in verschiedenen chemischen Verbindungen vorhanden (in der Atmosphäre beispielsweise in Form von CO_2 oder CH_4 (Methan), in der Biosphäre beispielsweise in Form von Glucosemolekülen ($\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$) in Teilen der Biomasse). Zwischen diesen Kohlenstoffreservoirs finden kontinuierlich Austauschprozesse (Kohlenstoffflüsse) statt, wobei der Kohlenstoff seine chemische Form in der Regel ändert.

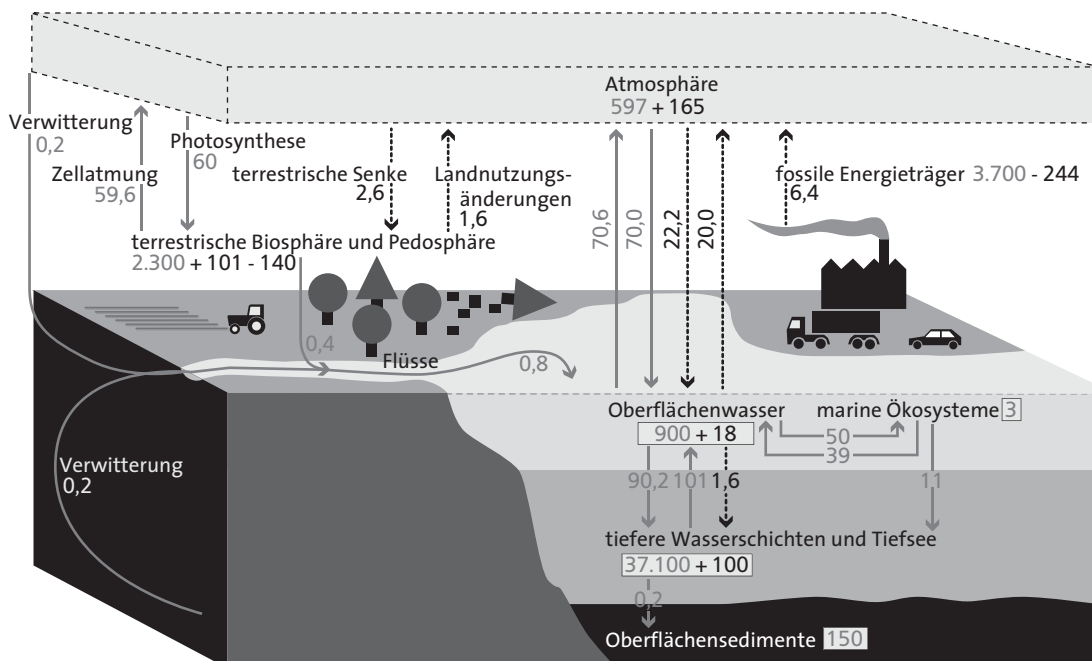
Vor dem Einsetzen der Industrialisierung ab 1750 befand sich der globale Kohlenstoffkreislauf in einem relativ stabilen Gleichgewicht (im Folgenden als *vorindustrielles* Gleichgewicht bezeichnet), das nur über sehr lange Zeiträume seinen Zustand änderte.⁶⁷ Die natürlichen Kohlenstoffflüsse zwischen den verschiede-

⁶⁷ Während der Wechselphasen Eiszeit/Zwischeneiszeit oszillierte die atmosphärische CO_2 -Konzentration über Zeiträume von 100.000 Jahren zwischen 180 und 280 ppm (Falkowski et al. 2000). Aus Eisbohrungen ist bekannt, dass die heute gemessene atmosphärische CO_2 -Konzentration seit 650.000 Jahren nie übertroffen wurde (IPCC 2007b, S. 511).

nen Reservoiren, die sich im Gleichgewichtszustand ausgebildet haben, sind in Abbildung VI.1 durch graue Pfeile dargestellt. Mit Beginn der Industrialisierung, mit welcher u.a. die immer stärkere Nutzung der fossilen Kohlenstoffvorräte (Kohle, Erdöl und -gas) sowie großflächige Landnutzungsänderungen ihren Anfang nahmen, wurde dieser Gleichgewichtszustand durch menschliche (anthropogene) Eingriffe in einer im Vergleich zu natürlichen Vorgängen sehr kurzen Zeitperiode stark gestört.

ABB. VI.1

GLOBALER KOHLENSTOFFKREISLAUF



Graue Pfeile geben die natürlich, schwarz-gestrichelte Pfeile die anthropogen verursachten Kohlenstoffflüsse wieder (in Gt C/Jahr). Die Zahlen in den Kästen geben die Kohlenstoffmengen in den jeweiligen Reservoiren sowie die entsprechenden anthropogenen Änderungen an (in Gt C). Die Zahlen beziehen sich auf den Zeitraum 1990 bis 1999.

Eigene Darstellung nach IPCC 2007b, S.515, sowie The Royal Society 2009, S.3

Im Folgenden werden die Kohlenstoffreservoir in den globalen Teilsystemen, die jeweiligen Kohlenstoffflüsse zwischen diesen und insbesondere die anthropogenen Einflüsse auf den Kreislauf kurz beschrieben.

ATMOSPHÄRE

3.1

Die *Atmosphäre* besteht aus der Gashölle der Erde und stellt das empfindlichste und sich am schnellsten ändernde Teilsystem dar (IPCC 2001, S. 87 f.). Von den globalen Kohlenstoffvorräten befinden sich lediglich 0,001 % in Form verschie-



dener chemischer Verbindungen in der Atmosphäre (vorindustriell rd. 600 Gt C, Abb. VI.1). Zu über 99 % liegt der Kohlenstoff als CO_2 vor, weniger als 0,5 % sind in Form von Methan (CH_4) vorhanden⁶⁸ (bezogen auf die Teilchenzahl). Die Konzentration dieser Gase in der Atmosphäre ist sehr gering und liegt beispielsweise für CO_2 bei rd. 0,04 %, bei Methan unterhalb von 0,0002 %. Ungeachtet der geringen Konzentration in der Atmosphäre sind diese Gase von hoher Bedeutung für das Klimasystem der Erde, da sie zu den Treibhausgasen gehören und einen starken Einfluss auf die Strahlungsbilanz der Erde haben (Kap. II).

Seit 10.000 Jahren – dem Ende der letzten Eiszeit – und bis 1750 hat sich die Konzentration von CO_2 und Methan in der Atmosphäre nur in einem sehr schmalen Bereich bewegt (Abb. II.1). Die Werte repräsentierten ein Gleichgewicht im Kohlenstoffkreislauf zwischen der Atmosphäre, den Ozeanen und der Biosphäre. Seit 1750 jedoch nimmt die Konzentration dieser Gase stark zu. Aktuelle Messungen der Weltorganisation für Meteorologie zeigen, dass die Konzentration von CO_2 zwischen 1750 und 2010 um 39 % auf 389 ppm und diejenige von CH_4 um 158 % auf 1.808 ppb angestiegen ist (WMO 2011).

Der Anstieg im CO_2 -Gehalt der Atmosphäre geht auf die Verbrennung von kohlenstoffhaltigen Energieträgern, die Zementherstellung sowie Landnutzungsänderungen (z.B. Veränderung der Bodenbewirtschaftung, Abholzung, Trockenlegung von Mooren) zurück. Diese menschlichen Eingriffe in den Kohlenstoffkreislauf führen dazu, dass große Mengen an Kohlenstoff aus ihren natürlichen Reservoiren in der Lithosphäre (fossile Energieträger, Kalkstein) oder Biosphäre (z.B. Wälder und Moore) in die Atmosphäre freigesetzt werden. In den 1990er Jahren⁶⁹ beliefen sich die mittleren jährlichen Emissionen durch die Verbrennung fossiler Energieträger und die Zementproduktion auf 6,4 Gt C/Jahr (wobei der Anteil der Zementproduktion 3 % betrug), die Emissionen als Folge von Landnutzungsänderungen, insbesondere der großflächigen Abholzung von Tropenwäldern, erreichten rd. 1,6 Gt C/Jahr. Die anthropogenen Emissionen ab 1750 und bis 1995 haben dazu geführt, dass die Kohlenstoffmenge in der Atmosphäre um 165 Gt C angewachsen ist, was einem Anstieg von rd. 28 % gegenüber der natürlichen Kohlenstoffmenge in der Atmosphäre entspricht (Abb. VI.1).

Zu den anthropogenen Quellen für Methanemissionen zählen der Reisanbau, die Viehhaltung, das Verbrennen von Biomasse, Deponien und die Abfallbehandlung sowie die Energieproduktion aus Kohle und Erdgas (IPCC 2007b, S. 513). Der Sektor der Landwirtschaft wird für rund die Hälfte der anthropogenen Methanfreisetzungen verantwortlich gemacht (IPCC 2007a, S. 499).

68 Der Rest besteht aus Kohlenmonoxid (CO) und komplexeren Kohlenstoffverbindungen wie beispielsweise Fluorchlorkohlenwasserstoffe. Auf diese wird im Folgenden nicht weiter eingegangen.

69 Die Darstellung des globalen Kohlenstoffkreislaufs basiert auf Emissionsdaten der 1990er Jahre, da für diesen Zeitraum eine breite Datengrundlage vorliegt.

BIOSPHERE UND PEDOSPHERE

3.2

Die *Biosphäre* und *Pedosphäre* umfassen gemeinsam den von Lebewesen besiedelten Raum einschließlich der Lebewesen (Land- und Meeresorganismen, Vegetation) sowie Teile der unbelebten Materie, die mit den Organismen in Wechselwirkung stehen (z.B. die oberen Bodenschichten). Im Hinblick auf den Kohlenstoffkreislauf sind zwei Prozesse von entscheidender Bedeutung:

- > Die *Photosynthese*, mittels derer Primärproduzenten (Pflanzen, Blaualgen und autotrophe Bakterien) mithilfe von Sonnenlicht CO_2 in energiereichere organische Verbindungen (Biomasse) umwandeln;
- > Die *Zellatmung*, mittels derer pflanzliche und tierische (einschließlich menschliche) Zellen bzw. heterotrophe Bakterien aus der Verbrennung (Oxidation) von organischen Verbindungen Energie gewinnen. Dabei werden die organischen Verbindungen wieder zu CO_2 umgewandelt. Anaerobe Bakterien in sauerstoffarmen Umgebungen wandeln die organischen Verbindungen in Methan (CH_4) um.

In den *terrestrischen* Ökosystemen setzen Landpflanzen durch den Prozess der Photosynthese jährlich rd. 440 Gt CO_2 aus der Atmosphäre (entspricht 120 Gt C) in organische Verbindungen um (Bruttoprimärproduktion), wovon allerdings rd. die Hälfte für eigene Stoffwechselprozesse unmittelbar wieder in CO_2 umgesetzt und in die Atmosphäre freigesetzt wird (Pflanzenatmung). Folglich werden jährlich rd. 60 Gt C in Form von ober- und unterirdischer Biomasse gebunden (Nettoprimärproduktion), davon rd. 46 % in tropischen Wäldern (IPCC 2007b, S. 520). In den *marinen* Ökosystemen der Meere wird durch Phytoplankton (Algen) etwa die gleiche Menge an Kohlenstoff in Biomasse festgelegt (rd. 50 Gt C/Jahr, WBGU 2006, S. 74). Diese jährlich in der Biomasse terrestrischer und mariner Ökosysteme gebundene Kohlenstoffmenge übersteigt die anthropogenen Kohlenstoffemissionen um mehr als das 13-Fache.

Der überwiegende Teil der *terrestrischen* Biomasse⁷⁰ gelangt jedoch über vergleichsweise kurze Zeiträume wieder als CO_2 (oder Methan) in die Atmosphäre. Durch Zellatmungsprozesse von heterotrophen Bakterien, Pilzen oder pflanzenfressenden Tieren, die sich von lebender und toter Biomasse (Gras, Streu, Totholz etc.) ernähren, werden 90 % der Biomasse über einen Zeitraum von weniger als 10 Jahren wieder in CO_2 umgewandelt. Ein weiterer Anteil der Biomasse wird durch natürliche oder menschengemachte Feuer in CO_2 umgesetzt oder durch Auswaschungsprozesse in die Ozeane transportiert. Der Mensch nutzt einen Teil der Biomasse als Nahrungsmittel, Energierohstoff, Baumaterial etc. Nur ein sehr geringer Anteil der Biomasse wird in Humus oder Torf umgewan-

⁷⁰ Über den Verbleib der Biomasse in *marinen* Ökosystemen wird im Kapitel VI.3.3 berichtet.

delt und verbleibt über Zeitskalen von Jahrzehnten bis Jahrmillionen in terrestrischen Ökosystemen. Ein noch geringerer Anteil der Biomasse wird durch Brände in schwer abbaubare Kohlenstoffverbindungen wie Ruß oder Holzkohle überführt, die über Jahrhunderte bis Jahrtausende in der Biosphäre verbleiben können. Letztlich werden weniger als 0,5 % der ursprünglich von der Photosynthese umgesetzten Kohlenstoffmenge über längere Zeiträume in terrestrischen Ökosystemen gebunden (Nettobiosphärenproduktivität oder »net biome productivity« [NBP]) (IPCC 2001, S. 191 f.; WBGU 1998, S. 18).

Dennoch hat sich über Jahrmillionen ein bedeutendes Kohlenstoffreservoir in der terrestrischen Bio- und Pedosphäre gebildet, das auf rd. 2.300 Gt C geschätzt wird und damit die Kohlenstoffmenge in der Atmosphäre um mehr als das Dreifache übertrifft (Abb. VI.1). Ein Viertel davon ist in der ober- und unterirdischen Biomasse gespeichert, drei Viertel lagern im Boden (WBGU 1998, S. 14). Vor dem Hintergrund der sehr langen Zeiträume, die für den Aufbau von terrestrischen Kohlenstoffreservoirs benötigt werden, ist deren Erhalt von besonderer Bedeutung für den Klimaschutz.

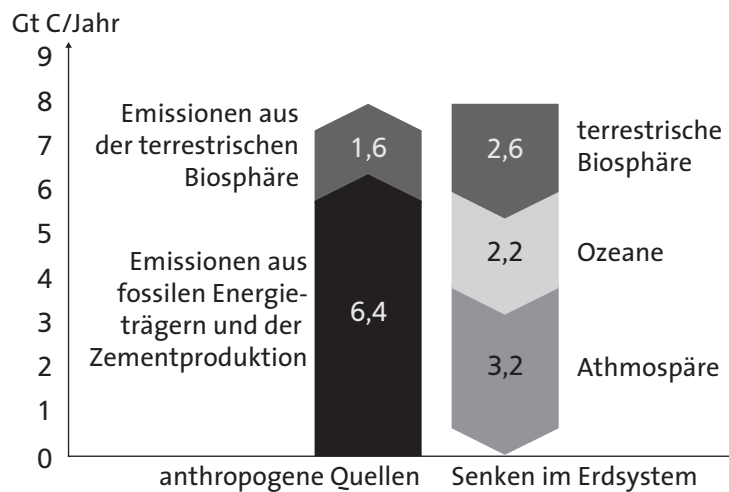
Allerdings werden durch anthropogene Störungen (z.B. Waldrodung, Umwandlung von Mooren in Ackerland) die in terrestrischen Ökosystemen festgelegten Kohlenstoffvorräte vergleichsweise schnell wieder abgebaut. Der jüngsten Schätzung des IPCC zufolge gelangten während der 1990er Jahre durch menschliches Zutun jährlich rd. 1,6 Gt C aus diesen Reservoiren zurück in die Atmosphäre⁷¹, im Zeitraum von 1750 bis 1994 entspricht dies einer Gesamtmenge von 140 Gt C (rd. 6 % des ursprünglich in der terrestrischen Bio- und Pedosphäre vorhandenen Kohlenstoffs, Abb. VI.1).

Zusammen mit der Verbrennung fossiler Energieträger und der Zementproduktion (dies verursachte Emissionen in der Höhe von rd. 6,4 Gt C/Jahr) betragen die anthropogenen Kohlenstoffemissionen während der 1990er Jahre jährlich rd. 8 Gt C. Davon sind aber lediglich 3,2 Gt C in der Atmosphäre verblieben, wie aus Messungen der atmosphärischen CO₂-Konzentration gefolgert werden kann. Die beobachtete Erhöhung der CO₂-Konzentration im Meerwasser erlaubt den Schluss, dass als Folge der gestiegenen atmosphärischen CO₂-Konzentration die Ozeane zusätzlich 2,2 Gt C/Jahr absorbierten (Kap. VI.3.3). Die Bilanzierung der Kohlenstoffquellen und -senken zeigt damit, dass die terrestrischen Ökosysteme eine Senke für 2,6 Gt C/Jahr darstellen (Abb. VI.2). Die Ursachen für diese

71 Die Abschätzungen des IPCC berücksichtigen auch den Biomassezuwachs durch die Vergrößerung der Waldfläche in den gemäßigten Breiten und im nördlichen Nadelwaldgürtel (boreale Zone) als Folge der natürlichen Waldregeneration sowie Aufforstungsmaßnahmen (Kap. IV). Der IPCC (2007b, S. 517 f.) verweist allerdings auf große Unsicherheiten. Es handelt sich um den Mittelwert der Ergebnisse aus zwei Abschätzungen, die auf unterschiedlichen Methoden (Entwaldungsstatistiken vs. Satellitenfernerkundung) basieren. Die Ergebnisse unterscheiden sich um den Faktor 2,2.

zusätzliche terrestrische Aufnahmekapazität («residual land sink») sowie deren künftige Entwicklung sind wissenschaftlich noch nicht aufgeklärt. Eine bedeutende Kohlenstoffsенke könnten ungestörte tropische Regenwälder darstellen, die als Folge der gestiegenen atmosphärischen CO₂-Konzentration eine höhere Photosyntheseleistung zeigen. Dieser mögliche sogenannte CO₂-Düngungseffekt könnte allerdings durch steigende Temperaturen – dadurch steigen auch die Umwandlungsraten von Biomasse in CO₂ durch Bodenorganismen – wieder kompensiert werden. Angesichts der Größenordnung dieser zusätzlichen Senke ist ein besseres Verständnis der Zusammenhänge von großer Bedeutung (IPCC 2007b, S. 515 ff.).

ABB. VI.2 JÄHRLICHE KOHLENSTOFFBILANZ (IN DEN 1990er JAHREN)



Eigene Darstellung nach IPCC 2007b, S. 516

HYDROSPHÄRE

3.3

Die *Hydrosphäre* umfasst sämtliche Formen von Wasser auf und unter der Erdoberfläche. Die Ozeane nehmen im globalen Kohlenstoffkreislauf eine Schlüssel-funktion ein. Sie speichern rd. 38.000 Gt C und damit über 60-mal mehr als die Atmosphäre und über 15-mal mehr als die terrestrischen Ökosysteme (vorindustrielle Angaben, Abb. VI.1).

Zwischen der Atmosphäre und den Wassermassen an der Ozeanoberfläche findet ein kontinuierlicher CO₂-Gasaustausch statt, der dafür sorgt, dass die CO₂-Konzentrationen in der Atmosphäre und im Oberflächenwasser in einem Gleichgewicht stehen. Der Anstieg der CO₂-Konzentration in der Atmosphäre infolge der anthropogenen Emissionen führt dazu, dass ein Teil des atmosphärischen CO₂ im Oberflächenwasser der Ozeane gelöst wird. Das Oberflächenwasser ist damit eine wichtige Senke für CO₂ aus anthropogenen Emissionen.



Die Aufnahmekapazität des Oberflächenwassers für atmosphärisches CO_2 ist allerdings begrenzt. Ist das oberflächennahe Wasser einmal mit CO_2 gesättigt, kann es kein weiteres CO_2 aus der Atmosphäre aufnehmen. Allerdings sorgen zwei natürliche Prozesse dafür, dass ein Teil des aufgenommenen CO_2 aus dem Oberflächenwasser in tiefere Wasserschichten absinken kann, die nicht im direkten Austausch mit der Atmosphäre stehen. Dadurch wird das Oberflächenwasser wieder in die Lage versetzt, neues CO_2 aus der Atmosphäre aufzunehmen. Erst diese natürlichen CO_2 -Transportvorgänge machen den Ozean zur bedeutenden CO_2 -Senke.

Bei den zwei Prozessen, die für den CO_2 -Transport in die Tiefsee verantwortlich sind, handelt es sich um die *physikalische* und die *biologische Pumpe* (IPCC 2007b, S. 514 ff.; WBGU 2006): Bei der sogenannten physikalischen Pumpe sinken die durch verminderte Sonneneinstrahlung im Nordatlantik und im südlichen Ozean abgekühlten und CO_2 -gesättigten Wassermassen infolge ihrer höheren Dichte in die Tiefsee (sogenannte Tiefenwasserbildung). Die Wassermassen werden durch globale Zirkulationsströme über das gesamte Ozeanbecken verteilt und gelangen durch Auftriebsprozesse langsam wieder an die Oberfläche (thermohaline Zirkulation), wo das CO_2 ggf. wieder in die Atmosphäre abgegeben wird. Da die Umwälzzeit dieser Zirkulation aber im Bereich von 1.000 Jahren liegt, verbleibt das in diesen Wassermassen gebundene CO_2 für mehrere Jahrhunderte in den Ozeanen.

Der zweite Prozess ist die sogenannte *biologische Pumpe*. Im mit Sonnenlicht ausreichend versorgten Oberflächenwasser (100 bis 200 m Wassertiefe) setzen Meeresalgen (Phytoplankton) das im Wasser gelöste CO_2 mithilfe der Photosynthese in organische Kohlenstoffverbindungen zum Aufbau ihrer Biomasse um. Dadurch verringert sich im Oberflächenwasser die CO_2 -Konzentration, wodurch wieder CO_2 aus der Atmosphäre ins Oberflächenwasser aufgenommen werden kann. Die Algenbiomasse steht an der Basis der marinen Nahrungskette. Sie wird von heterotrophen Bakterien und Zooplankton gefressen, welche wiederum die Nahrungsgrundlage für die höheren Meereslebewesen bilden. Durch die Stoffwechselprozesse der Meereslebewesen wird ein großer Teil des organischen Materials bereits in den oberen Wasserschichten unter Sauerstoffverbrauch wieder zu CO_2 und Nährstoffen umgesetzt. Da diese Wasserschichten in direktem Kontakt zur Atmosphäre stehen, gelangt das CO_2 infolge des Gasaustausches an der Wasseroberfläche wieder zurück in die Atmosphäre.

Ein Teil der (abgestorbenen) Organismen bzw. deren Ausscheidungen sinken jedoch in tiefere Wasserschichten, bevor sie von den Meereslebewesen wieder zu CO_2 und Nährstoffen umgesetzt werden. Wasser aus mittleren Tiefen (rd. 500 bis 1.000 m) gelangt durch natürliche Mischvorgänge erst über einen Zeitraum von Jahrzehnten bis Jahrhunderten wieder an die Oberfläche, tiefere Wasserschichten brauchen Jahrtausende, bis sie wieder an die Oberfläche gelangen. Je



tiefer folglich die organische Substanz herabsinkt, desto länger bleibt der Kohlenstoff in den Ozeanen gebunden (IPCC 2007b, S. 514).

Diese Prozesse sind dafür verantwortlich, dass der Ozean jährlich rd. 2,2 Gt C aus der Atmosphäre aufnehmen kann (rd. 28 % der anthropogenen Kohlenstoffemissionen von 8 Gt C/Jahr, Abb. VI.1) und damit eine sehr bedeutende CO₂-Senke darstellt. Seit Beginn der anthropogenen Emissionen wurden insgesamt rd. 118 Gt C von den Ozeanen absorbiert, was 27 bis 34 % der kumulierten anthropogenen CO₂-Emissionen entspricht (WBGU 2006, S. 67). Ohne diese bedeutende Senke läge die CO₂-Konzentration in der Atmosphäre um 55 ppm über dem derzeitigen Niveau (Sabine et al. 2004).

Die CO₂-Transportvorgänge in tiefere Wasserschichten laufen jedoch vergleichsweise langsam ab: Das anthropogene CO₂, das seit 1750 bis heute vom Ozean aufgenommen wurde, ist noch nicht bis in tiefere Wasserschichten vorge drungen (im Mittel bis in eine Wassertiefe von rd. 1.000 m, in Regionen der Tiefenwasserbildung im Nordatlantik bis in eine Tiefe von rd. 3.000 m). Infolge der langsamen Prozesse wurden bisher lediglich rd. 30 % des gesamten anthropogenen Kohlenstoffs von den Ozeanen absorbiert, der prinzipiell bei gegenwärtiger atmosphärischer Konzentration aufgenommen werden könnte. Über Zeiträume von mehreren Jahrhunderten könnte der Ozean – je nach Gesamtmenge des emittierten Kohlenstoffs – rd. 65 bis 80 % der anthropogenen CO₂-Emissionen aufnehmen (Sabine et al. 2004; WBGU 2006, S. 67 ff.).

Die Funktion der Ozeane als Senke für anthropogenes CO₂ hat jedoch teils gravierende Folgen für die Ökosysteme in den Meeren: Im Wasser gelöstes CO₂ trägt zu einer Absenkung der pH-Werts bei, d.h. zu einer Versauerung des Meerwassers. Davon betroffen sind insbesondere Meereslebewesen, die für ihre Schalen oder Skelette Kalk (Calciumkarbonat, CaCO₃) bilden, z.B. Korallen, Muscheln, Seeigel, aber auch kalkbildende Planktonorganismen, die für die Nahrungskette von besonderer Bedeutung sind. Die zunehmende Versauerung des Meerwassers geht mit einer Schwächung bzw. Auflösung ihrer Schalen- bzw. Skelettstrukturen einher, da mit zunehmenden Säuregehalt im Wasser der Gehalt an Carbonationen (CO₃²⁻), die die Lebewesen für die Kalkbildung benötigen, abnimmt. Beispielsweise zeigten Experimente mit natürlichen kalkbildenden Planktongesellschaften, dass sich deren Kalkbildung bei erhöhten atmosphärischen CO₂-Konzentrationen deutlich abschwächt. Allerdings besteht gegenwärtig noch große Unsicherheit in Bezug auf die Anpassungsfähigkeit der Organismen an eine zunehmende Versauerung der Meere, da bisher nur wenige Ergebnisse aus Langzeitexperimenten vorliegen (WBGU 2006, S. 68 ff.).

LITHOSPHERE**3.4**

Die Lithosphäre besteht aus der Gesteinshülle der Erde und stellt mit über 75 Mio. Gt C den bei weitem größten Kohlenstoffspeicher der Erde dar (über 99,9 % der globalen Kohlenstoffvorkommen). Diese bestehen überwiegend aus karbonathaltigen Kalkgesteinen (mehr als 60 Mio. Gt C) und in den Sedimenten fein verteiltem organischem Material (Kerogene, rd. 15 Mio. Gt C) (Falkowski et al. 2000). Die Menge an fossilem Kohlenstoff in Form von Kohle, Erdöl oder Erdgas wird auf 3.700 Gt C geschätzt (Abb. VI.1). Zudem wird angenommen, dass sich ein weiteres bedeutendes Kohlenstoffreservoir in sogenannten Methanhydraten⁷² befindet. Der Nachweis von Methanhydraten ist schwierig, sodass Abschätzungen der globalen Vorkommen mit hohen Unsicherheiten verbunden sind. Der WBGU (2006, S.93) hält Schätzungen in einem Bereich von 500 bis 3.000 Gt C für plausibel, wobei unterhalb der Methanhydratschicht noch einmal dieselbe Kohlenstoffmenge als gasförmiges Methan liegen könne.

Die Kohlenstoffvorräte in der Erdkruste stehen in sehr schwacher *natürlicher* Wechselwirkung mit den Vorräten der anderen Teilsysteme. Austauschprozesse finden nur über vergleichsweise sehr langsame Prozesse statt, z.B. durch vulkanische Aktivität oder über die Verwitterung von Kalk- oder Silikatgesteinen. Bei letzterer reagiert CO₂ in der Luft oder im Boden mit Wasser zu Kohlensäure, die mit dem Gestein reagiert und dieses auflöst. Der Kohlenstoff wird dabei in den Verwitterungsprodukten gebunden und über die Gewässer in die Ozeane geleitet. Durch diesen natürlichen Prozess werden jährlich 0,2 Gt C aus der Atmosphäre entfernt, was im Vergleich zu anderen Kohlenstoffflüssen eine geringe Menge darstellt (Abb. VI.1).

Ohne menschliches Zutun spielt der in der Erdkruste festgelegte Kohlenstoff eine untergeordnete Rolle für das Klimageschehen. Durch die Verbrennung fossiler Energieträger sowie die Zementherstellung beeinflusst der Mensch diese Kohlenstoffvorräte jedoch in erheblichem Maße. In den 1990er Jahren betragen die dadurch verursachten Emissionen jährlich rd. 6,4 Gt C, im Zeitraum von 2000 bis 2005 bereits 7,2 Gt C/Jahr (IPCC 2007b, S. 517). Für das Jahr 2011 wurden diese Emissionen bereits auf 8,6 Gt C veranschlagt (IEA 2012).

Durch die Erwärmung der Ozeane infolge des Klimawandels könnte es in der langfristigen Perspektive – über mehrere Jahrhunderte, da die Erwärmung des Ozeanwassers nur langsam bis in tiefe Wasserschichten und in die Sediment-

⁷² Methanhydrat ist gefrorenes Wasser, in dessen Struktur Methanmoleküle eingeschlossen sind. Da dieses nur unter ganz bestimmten Temperatur- und Druckbedingungen stabil ist, kommen Methanhydrate in einer rd. 100 m dicken Stabilitätszone am Meeresboden in einer Tiefe von etwa 500 m vor (WBGU 2006, S. 93).



ANHANG

schicht vordringt⁷³ – möglicherweise dazu kommen, dass durch eine Destabilisierung der Methanhydratvorkommen größere Mengen von Methan freigesetzt werden, die wiederum zur weiteren Erwärmung der Atmosphäre beitragen könnten. Allerdings bestehen bezüglich der Risiken einer möglichen Destabilisierung der Methanhydratvorkommen als Folge des Klimawandels noch große Unsicherheiten und Wissenslücken (WBGU 2006, S. 94 ff.).

73 Allerdings könnte unter besonderen lokalen Bedingungen, z.B. Methanhydratvorkommen in geringer Meerestiefe und in gut durchmischten Meeresgebieten, die Methanhydrat-schicht auch kurzfristig (innerhalb dieses Jahrhunderts) destabilisiert werden (WBGU 2006, S. 95).



BÜRO FÜR TECHNIKFOLGEN-ABSCHÄTZUNG
BEIM DEUTSCHEN BUNDESTAG

KARLSRUHER INSTITUT FÜR TECHNOLOGIE (KIT)

Neue Schönhauser Straße 10
10178 Berlin

Fon +49 30 28491-0
Fax +49 30 28491-119

buero@tab-beim-bundestag.de
www.tab-beim-bundestag.de