

# 5

## KLIMASCHUTZ DURCH WIEDERVERNÄSSUNG VON KOHLENSTOFFREICHEN BÖDEN

### KOORDINIERENDE AUTORIN

ALETTA BONN

### AUTORINNEN UND AUTOREN

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

### GUTACHTER

ACHIM SCHÄFER, FELIX GRÜTZMACHER

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

## KERNAUSSAGEN

- ▶ Kohlenstoffreiche Böden, oder auch Moorböden, sind von herausragender Bedeutung für Klimaschutz, Wasserhaushalt und Biodiversität. Sie stellen mit 1.200–2.400 Mio. t C den größten terrestrischen Kohlenstoffspeicher Deutschlands dar. In naturnahem Zustand bilden Moore dauerhafte Kohlenstoffsinken – ihr Schutz ist vorsorgender Klimaschutz.
- ▶ In degradiertem Zustand sind Moore signifikante Quellen für Treibhausgase. In Deutschland sind mehr als 95 % der ehemaligen Moorflächen entwässert, vorwiegend für Land- und Forstwirtschaft. Auf ca. 8 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche Deutschlands führt dies zu einer Freisetzung von 41 Mio. t CO<sub>2</sub>-Äq pro Jahr. Dies entspricht ca. 30 % der Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft bzw. 4,4 % der jährlichen Gesamtemissionen Deutschlands.
- ▶ Wiedervernässung von Moorböden ist eine der effektivsten und volkswirtschaftlich kostengünstigsten Klimaschutzmaßnahmen im Landnutzungsbereich und hat ein Reduktionspotential von bis zu 35 Mio. t CO<sub>2</sub>-Äq pro Jahr in Deutschland.
- ▶ Durch Wiedervernässung entstehen Synergien mit Naturschutz und einer Vielfalt von Ökosystemleistungen wie z. B. Gewässergüterregulierung und kulturelle Ökosystemleistungen durch den Erhalt des Archivwerts der Moorböden.
- ▶ Paludikultur bietet Konzepte zur Etablierung einer nachhaltigen Landnutzung auf degradierten wiedervernässen Flächen.

### 5.1 KLIMARELEVANZ VON KOHLENSTOFFREICHEN BÖDEN (MOORBÖDEN)

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

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

Deutschland tragen kohlenstoffreiche Böden mit einer Freisetzung von ca. 41 Mio. t CO<sub>2</sub>-Äq pro Jahr zu ca. 30 % der Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft bei bzw. zu ca. 4,4 % der jährlichen deutschen Brutto-Gesamtemissionen (UBA, 2012). Deutschland hat damit im europäischen Vergleich die höchsten Gesamtemissionen aus der Nutzung kohlenstoffreicher Böden (SRU, 2012). Andererseits erlauben relativ kostengünstige Wiedervernässungsmaßnahmen (siehe Abschnitt 5.9; Schäfer, 2009) eine weitestgehende Vermeidung dieser Emissionen (Freibauer et al., 2009). Dies macht den Schutz kohlenstoffreicher Böden (Infobox 5.1) zu einem wichtigen Handlungsfeld im Rahmen des Klimaschutzes (Drösler et al., 2012a; Joosten et al., 2012).

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

### 5.2 VERBREITUNG UND NUTZUNG KOHLENSTOFFREICHER BÖDEN

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

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

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

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

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

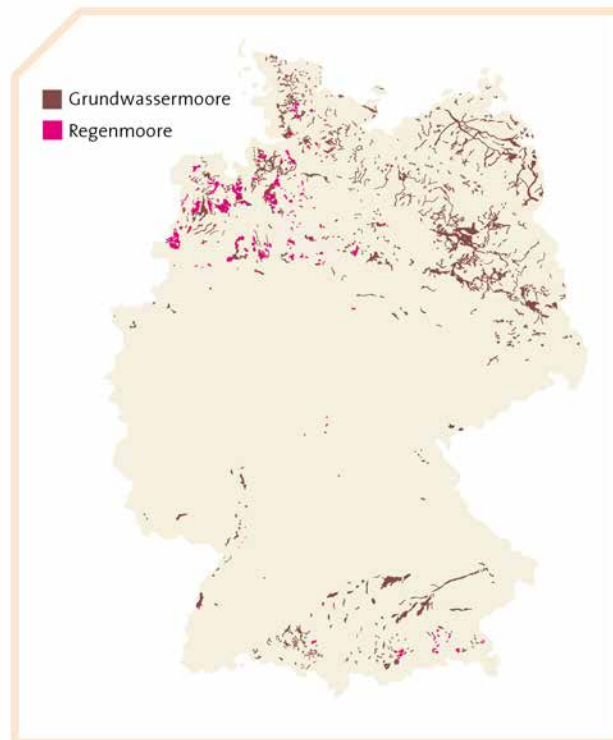
#### INFOBOX 5.1

##### Kohlenstoffreiche (organische) Böden

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

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

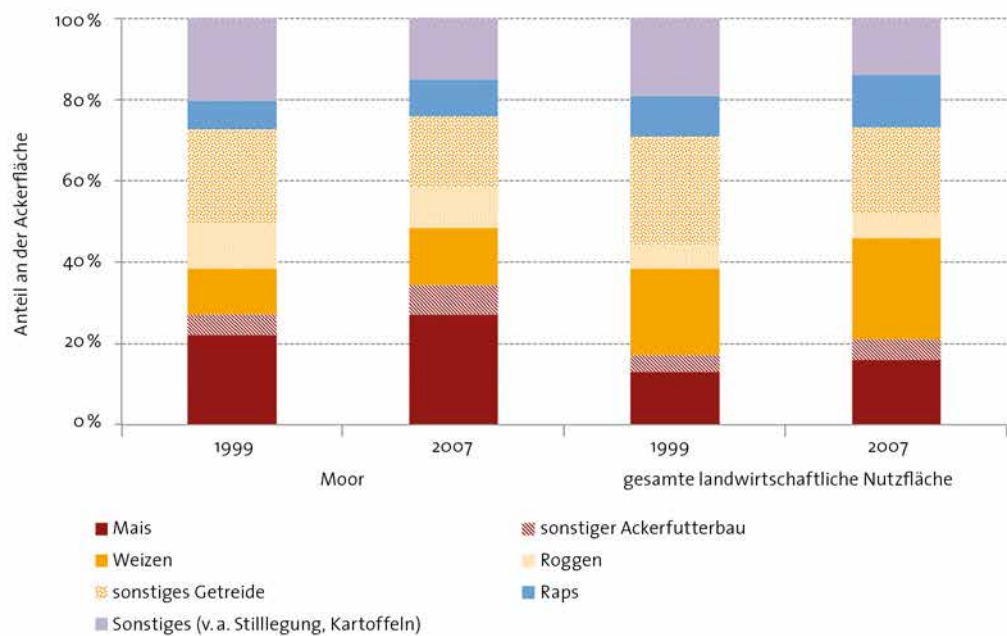
ABBILDUNG 5.1 ▶ Verbreitung der Moorböden in Deutschland. (nach Schopp-Guth, 1999, mit freundlicher Genehmigung aus



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

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

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



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

(leicht verändert nach Jensen et al., 2012).

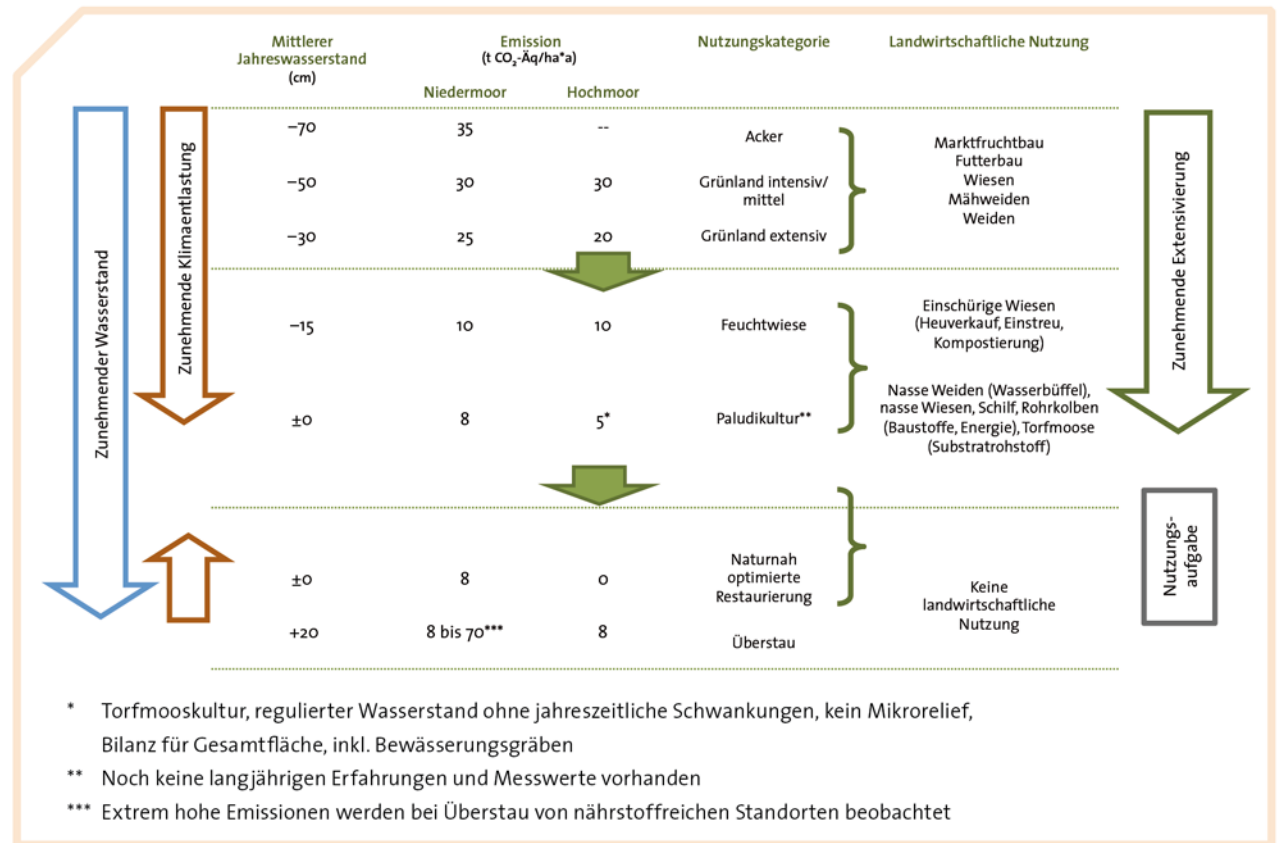
	Schleswig-Holstein	Mecklenburg-Vorpommern	Brandenburg	Bayern	Niedersachsen
<b>Moorfläche</b>	<b>145.000 ha</b>	<b>300.000 ha</b>	<b>210.000 ha**</b>	<b>220.000 ha</b>	<b>420.000 ha</b>
Hochmoorböden	21 %	1 %	0 %	10 %	56 %
Niedermoorböden	79 %	99 %	100 %	42 %	44 %
Anmoorböden				48 %	
Flächenanteil Moore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

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

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

ABBILDUNG 5.3 ▶ Treibhausgasbilanzen deutscher Moore nach Moortyp und Nutzungskategorie.

(Emissionseinschätzungen nach Couwenberg et al., 2011 und Drösler et al., 2013).



### 5.3 BILANZIERUNG DER TREIBHAUSGAS-EMISSIONEN VON KOHLENSTOFFREICHEN BÖDEN IN DEUTSCHLAND

Für den Klimaschutz ist vor allem die Bilanz des Austausches an klimarelevanten Spurengasen entscheidend (Joosten et al., 2015): In naturnahem, wassergesättigten Zustand erfolgt der Abbau der organischen Substanz (Kohlenstoff) im Boden nur sehr eingeschränkt, da die biologischen Prozesse aufgrund der niedrigen Temperaturen und/oder der Wassersättigung des Boden nur sehr langsam erfolgen. Parallel zur Bindung von CO<sub>2</sub> (Kohlendioxid) wird CH<sub>4</sub> (Methan) emittiert, wobei sich im Mittel schwache, jedoch kontinuierliche Kohlenstoffsenken ergeben. Werden die Böden entwässert und genutzt, wird der Boden belüftet und aufgrund der aeroben Torfzehrung verstärkt CO<sub>2</sub> und N<sub>2</sub>O (Lachgas, ein besonders starkes Spurengas mit hoher Klimawirkung) emittiert, wobei die CH<sub>4</sub>-Emissionen zurückgehen. Die N<sub>2</sub>O-Emissionen werden besonders bei Düngung relevant. Das Verhältnis der Gasflüsse bestimmt zusammen mit dem globalen Erwärmungspotential (GWP) der einzelnen Gase die Klima-

wirksamkeit (GWP über 100 Jahre von CO<sub>2</sub> = 1, CH<sub>4</sub> = 25, N<sub>2</sub>O = 298). Die Emissionen je ha hängen vom Wasserstand, der Landnutzung und dem Vegetationstyp ab (siehe Abbildungen 5.3, 5.4, 5.5; Couwenberg et al., 2011; Drösler et al., 2013). Hierbei weisen vor allem Acker- und intensive Grünlandnutzung die höchsten Emissionen auf.

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



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

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

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

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

Bei Hochmoorböden liegen die durchschnittlichen Reduktionspotentiale bei ca. 15 t CO<sub>2</sub>-Äq und bei Niedermoor-Böden bei ca. 30 t CO<sub>2</sub>-Äq pro ha und Jahr (Drösler et al., 2012b), sofern die Wiedervernässungsmaßnahmen aus Klimaschutz Gesichtspunkten optimal durchgeführt werden. Die höchsten Emissionsreduktionen ergeben sich bei Wiedervernässung von stark gedrännten Böden (intensiv genutzte Grünland- und Ackerstandorte) auf mittlere jährliche Wasserstände von knapp unter der Oberfläche (siehe Abbildung 5.3; Freibauer et al., 2009). Wiedervernässung von nur leicht degradierten Mooren ergeben dagegen geringere Reduktionspotentiale, wobei diese Maßnahmen für den Naturschutz oft sehr interessant sind. Drösler et al. (2012a) ermittelten für 19 Schutzgebiete Emissionsreduktionspotentiale

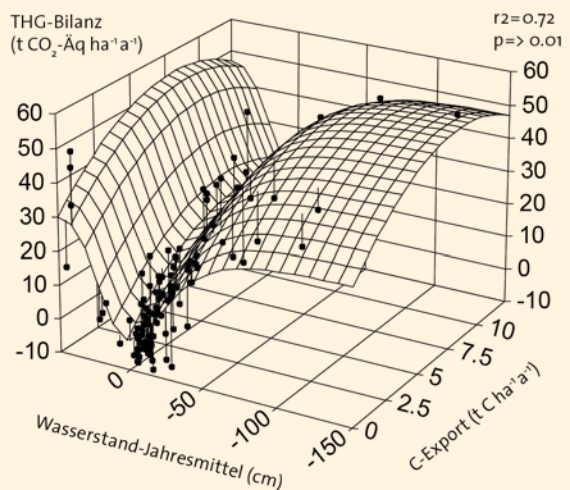
### INFOBOX 5.2

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

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

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

(Drösler et al., 2013).



durch Moorrestaurierung von durchschnittlich 4–15,5 t CO<sub>2</sub>-Äq pro ha und Jahr. Für Deutschland wurde ein maximales Reduktionspotential durch Wiedervernässung kohlenstoffreicher Böden in der Größenordnung von 5–35 Mio. t CO<sub>2</sub>-Äq

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

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

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

### INFOBOX 5.3

#### GEST – Eine praxisnahe Methode zur Bestimmung der Klimawirksamkeit von Mooren

Der GEST-Ansatz zur Bilanzierung des Emissionsverhaltens von Mooren wurde 2008 entwickelt und beschreibt Treibhausgas-Emissions-Standort-Typen (GESTs, nach Couwenberg et al., 2008; Couwenberg et al., 2011). Hierbei werden Vegetationsformen anhand ihrer mittleren jährlichen Wasserstände und Vegetationszusammensetzung Emissionswerte für CH<sub>4</sub> und

CO<sub>2</sub> zugeordnet, basierend auf der Erkenntnis, dass die Vegetationsformen oder Pflanzengesellschaften eines Standorts dessen Standorteigenschaften und somit auch Nutzungstypen spiegeln (Abbildung 5.5). Für tiefentwässerte Standorte werden die Emissionen tendenziell unterschätzt (vgl. Abbildung 5.3, Drösler et al., 2013; Hooijer und Couwenberg, 2013).

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

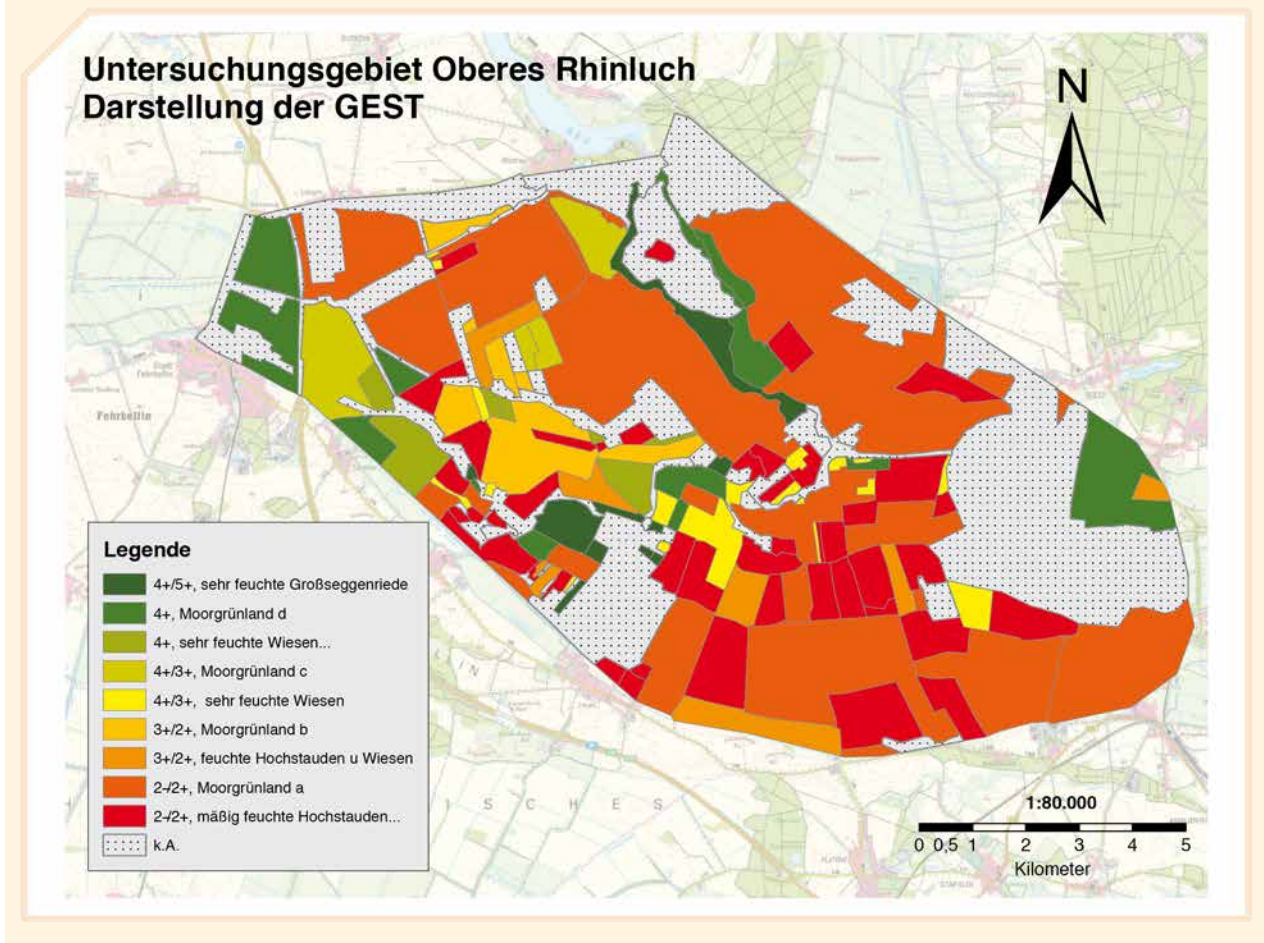
Wasserstufe	2+	3+	4+	5+	6+
	mäßig feucht	feucht	halbnass (sehr feucht)	nass (oberes Eulitoral)	entspricht geflutet (unteres Eulitoral)
Jahresmediane der Wasserstände	ca. 35–85 cm unter Flur	ca. 15–45 cm unter Flur	ca. 5–20 cm unter Flur	ca. 10 cm unter bis 10 cm über Flur	ca. 10–150 cm über Flur
GEST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

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

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



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



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

#### 5.4 TEUFELSKREIS DER MOORBODENNUTZUNG

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

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

Durch Sackung nehmen mit der Zeit die mittleren Grundwasserflurabstände in entwässerten Mooren langsam ab. Dadurch verringern sich die Mineralisationsraten und somit CO<sub>2</sub>-Emissionen, jedoch geht gleichzeitig auch die Befahrbarkeit der Standorte sowie die Zahl der Nutzungsoptionen zurück (Knieß et al., 2010). Um eine intensive landwirtschaftliche Nutzung aufrecht zu erhalten, werden Gräben und Dränagen regelmäßig in Abständen von 10–15 Jahren

## INFOBOX 5.4

**Rechtliche Verankerung der Moore im Klimaregime****Kyoto-Protokoll 1. Periode**

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

**Kyoto-Protokoll 2. Periode**

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

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

samtemissionen aus der Landnutzung. Deutschland könnte durch die Wahl der freiwilligen Aktivität Wiedervernässung/Entwässerung gezielt Emissionen und Einbindungen aus organischen Böden unabhängig von der Nutzung (außer Wald) anrechnen. Das ergäbe derzeit eine Lastschrift von 41 Mio. t CO<sub>2</sub>-Äq pro Jahr – dem gegenüber stünden für das Jahr 2010 25 Mio. t CO<sub>2</sub>-Äq Gutschriften aus Aufforstung, Wiederbewaldung und Waldbewirtschaftung (UBA, 2012).

**Effort Sharing Decision (ESD)**

Die europäische Lastenteilungsentscheidung (Englisch »Effort Sharing Decision«) erfasst ab 2013 die Sektoren außerhalb des Europäischen Emissionshandels. Die CO<sub>2</sub>-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Mooren werden im Landnutzungssektor (LULUCF) inventarisiert. Da LULUCF in der ESD ausgeschlossen ist, werden diese Emissionen also nicht berücksichtigt. Jedoch ist der Sektor Landwirtschaft ausdrücklich einbezogen und man könnte also vermuten, dass zumindest alle THG-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Mooren bilanziert werden. Jedoch werden unter Landwirtschaft nach den IPCC guidelines aus methodischen Gründen nur Lachgas- und Methanemissionen erfasst, aber nicht die CO<sub>2</sub>-Emissionen. Somit sind auch nach der ESD die Emissionen aus drainierten Mooren nicht berücksichtigt.

**Neuer Rechtsrahmen der EU zur Anrechnung**

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

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

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

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

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

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

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

### 5.5 ANPASSUNG AN DEN KLIMAWANDEL DURCH WIEDERVERNÄSSUNG KOHLENSTOFFREICHER BÖDEN

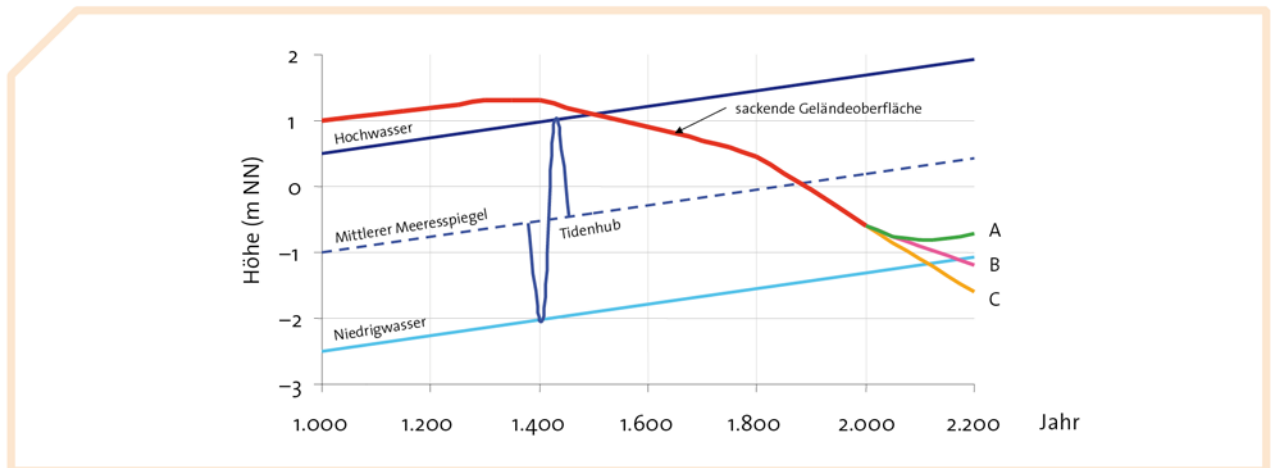
Durch den Klimawandel, verbunden mit einem steigenden Meeresspiegel, verstärken sich die oben beschriebenen wasserwirtschaftlichen Probleme in küstennahen Gebieten (Verhagen et al., 2009). Abbildung 5.7 zeigt den auf Messwerten basierenden Verlauf des Meeresspiegelanstiegs der Nordsee und die rekonstruierte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

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

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

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

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



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

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

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

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

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

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

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

### 5.7 PALUDIKULTUR – AUSGEWOGENE SICHERUNG DER ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN VON MOOREN

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

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

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

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



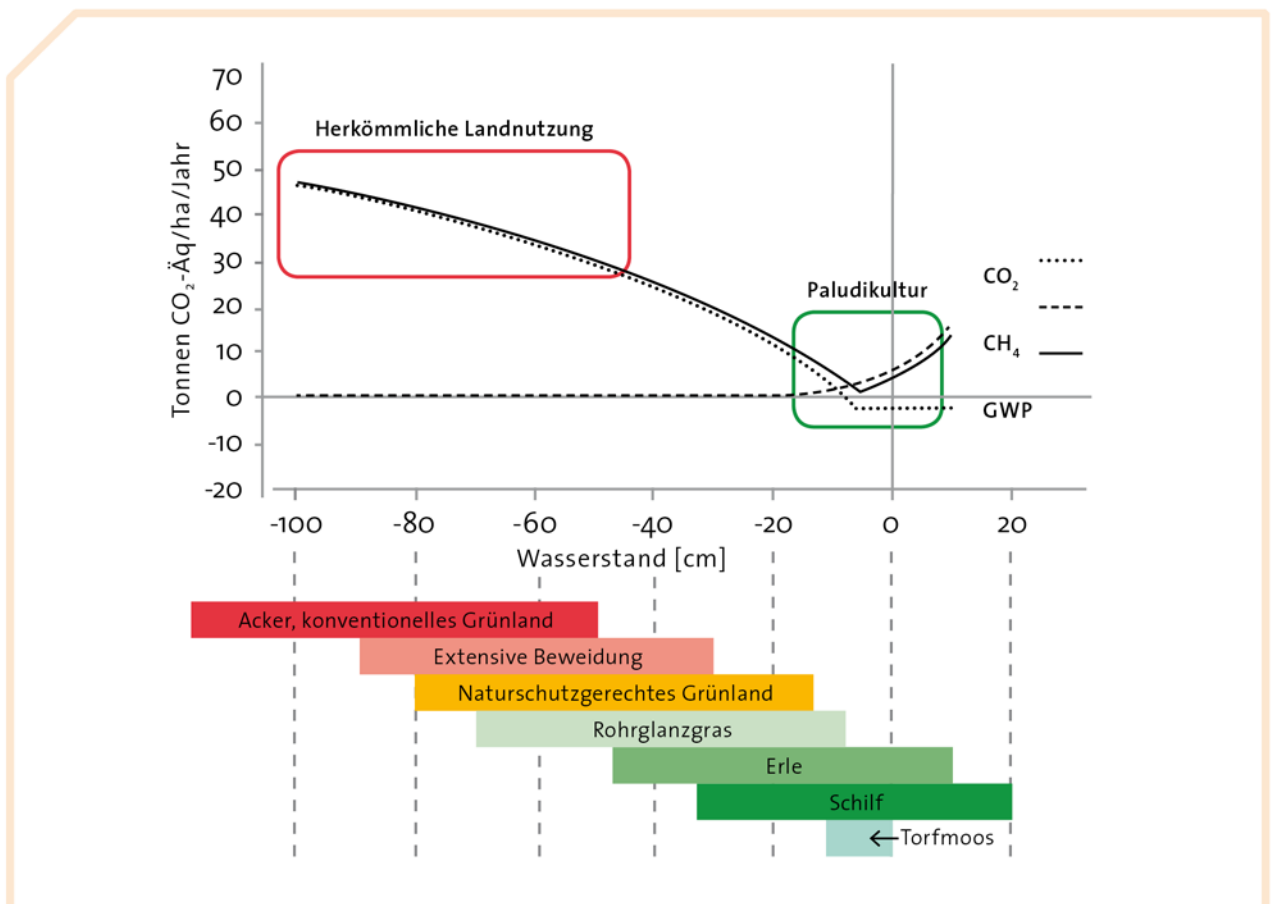
der Kultivierung von Heilpflanzen und der Nutzung heterogener Röhricht- bzw. Ried-Biomasse zur Verfeuerung als Mono- oder Ko-Brennstoff, zur Vergärung in Biogasanlagen sowie zur Veredlung über angepasste Tierarten wie Wasserbüffel. Eine Übersicht über Forschungs- und Demonstrationsvorhaben der letzten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

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

**ABBILDUNG 5.8** ▶ Schematische Darstellung von Treibhausgasemissionen (ohne  $N_2O$ ) und ausgewählten, landwirtschaftlichen Nutzungsmöglichkeiten auf Moorböden in Abhängigkeit vom mittleren Wasserstand.

Eine Anhebung des Wasserstandes knapp unter Flur ermöglicht eine starke Reduktion von THG-Emissionen, erfordert jedoch die Etablierung neuer landwirtschaftlicher Nutzpflanzen (Paludikulturen, wie Schilf und Erlenbestände auf nassen Flächen). GWP = Globales Erwärmungspotential oder Summe  $CO_2$ -Äq; Gepunktete Kurve:  $CO_2$ -Emissionen, Gestrichelte Kurve: Methanemissionen ( $CH_4$ ) in  $CO_2$ -Äq pro ha und Jahr, Kurve mit durchgängigem Strich: Summe aus  $CO_2$ - und  $CH_4$ -Emissionen in  $CO_2$ -Äq pro ha und Jahr.

(Sabine Wichmann, eigene Darstellung, verändert nach Couwenberg et al., 2011; Hooijer und Couwenberg, 2013; Nutzungsmöglichkeiten nach Wichtmann et al., 2010).





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

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

vom jeweiligen Produktionsverfahren und Standort abhängig. In jedem Fall können auf bisher degradierten Standorten Feuchtgebietsbiozönosen befördert werden, die eine Bereicherung der Vielfalt der Landschaft darstellen.

## 5.8 ERNEUERBARE ENERGIETRÄGER AUF KOHLENSTOFFREICHEN BÖDEN

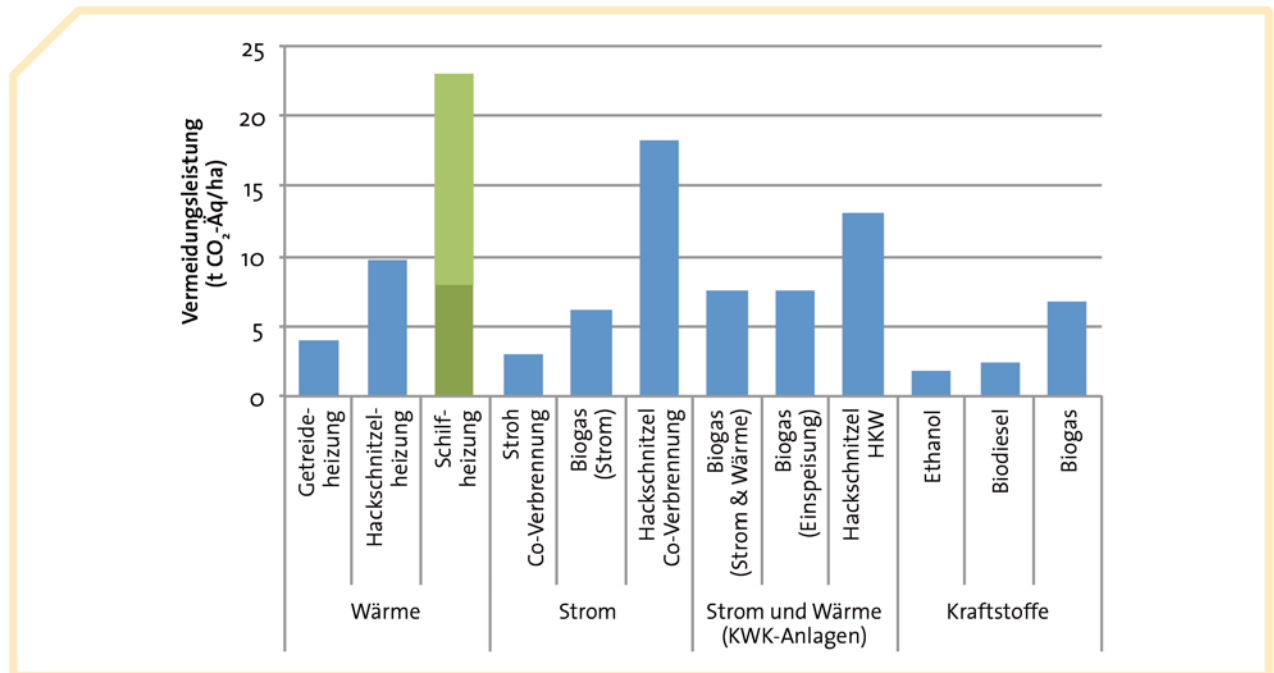
Der Anbau erneuerbarer Energieträger auf kohlenstoffreichen Böden (Moorböden) ist differenziert nach Anbau auf entwässerten und nassen kohlenstoffreichen Böden zu betrachten.

### Erneuerbare Energieträger auf entwässerten kohlenstoffreichen Böden

Bei Anbau von allen erneuerbaren Energieträgern auf entwässerten Moorböden betragen die Treibhausgasemissionen –

bei Berücksichtigung der Torfzehrung – ein Vielfaches derjenigen Emissionen, die die Nutzung einzusparender fossiler Rohstoffe verursacht hätte (siehe Tabelle 5,5). Für die Erzeugung flüssiger Energieträger aus Biomasse wird daher die Entwässerung von Moorböden durch die europäische Erneuerbare-Energien-Richtlinie (2009/28/EG, in Bundesrecht umgesetzt durch die Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung), eigentlich explizit ausgeschlossen. Außerdem ist gegenüber dem fossilen Referenzkraftstoff eine Emissionsminderung von mindestens 35 % (ab 2017: 50 %) festgeschrieben. Diese Regelung läuft aber aus zwei Gründen ins Leere. Erstens gibt es für die angebauten Pflanzen (z.B. Raps, Weizen, Mais) Verwendungen außerhalb des Energiesektors. Hier ist die Produktion nicht an die oben genannten Nachhaltigkeitskriterien gebunden. Zweitens erfolgt eine

ABBILDUNG 5.9 ▶ Vermeidungsleistung ( $t\ CO_2\text{-Äq}/ha$ ) unterschiedlicher erneuerbarer Energieträger auf Mineralböden (blau; nach WBA, 2007) im Vergleich zu Paludikultur (grün) auf nassen Moorböden – Emissionsvermeidung durch Vernässung des Torfkörpers (hellgrün) und der Nutzung von Schilf als Brennstoff zum Ersatz von Heizöl (dunkelgrün).



pauschalierte Betrachtung auf Ebene von Anbauregionen (in Deutschland Regierungsbezirke). Hier ist der Anteil von Moorböden an der Ackerfläche so gering, dass in Deutschland keine Herkunft von der späteren Verwendung im Energiesektor ausgeschlossen ist.

Die Biogaserzeugung aus Mais- oder Grassilage auf entwässerten Moorböden wird dagegen durch EEG-Einspeisevergütung und EU-Flächenprämien weiterhin gefördert. Biogaserzeugung auf entwässerten Moorböden ist hierdurch für die Gesellschaft nicht nur teuer (hohe Förderung), sondern verfehlt das Klimaschutzziel gänzlich, indem sie durch Torfzehrung weit mehr Treibhausgasemissionen erzeugt als vermieden werden können (hohe Schadenskosten).

#### Anbau erneuerbarer Energieträger auf wiedervernässten Moorböden (Paludikultur)

Paludikultur mit energetischer Verwertung der Biomasse trägt in zweifacher Weise zur Vermeidung von THG-Emissionen bei: einerseits durch die Wiedervernässung degradierter Moorböden und andererseits durch den Ersatz fossiler Energieträger (vgl. Wichmann und Wichmann, 2011a,b). Wird als Referenzzustand ein Grünland mit Emissionen von  $25\ t\ CO_2\text{-Äq}$  angenommen, das vernässt und in ein

Schilfröhricht mit konservativ angesetzten Emissionen von  $10\ t\ CO_2\text{-Äq}$  umgewandelt wird, erhält man eine Einsparung von  $15\ t\ CO_2\text{-Äq}$  je ha und Jahr (siehe Abbildung 5.8). Schilf ist ähnlich wie Stroh als Brennstoff geeignet. Bei einem Schilfertrag von  $8\ t$  Trockenmasse pro ha erzielt man einen Nettoenergieertrag von  $100\ GJ/ha$  Wärmeenergie. Beim Ersatz von Heizöl durch thermische Verwertung von Schilf können somit ca.  $9\ t\ CO_2\text{-Äq}/ha$  pro Jahr eingespart werden. Bei Abzug der Emissionen aus Ernte, Lagerung und Transport verbleibt ein  $CO_2$ -Vermeidungspotential von  $8\ t/ha$ . Somit ergibt sich im beschriebenen Beispiel durch den Ersatz fossiler Brennstoffe ( $8\ t\ CO_2\text{-Äq}/ha$ ) und die Wiedervernässung ( $15\ t\ CO_2\text{-Äq}/ha$ ) eine konservative Gesamtreduktion von ca.  $23\ t\ CO_2\text{-Äq}/ha$  pro Jahr. Die energetische Verwertung von Paludikultur-Biomasse ist somit nicht nur eine sinnvolle Alternative zur THG-Emissionen-erhöhenden Produktion von erneuerbaren Energieträgern auf entwässerten Moorböden, sondern das Potential der Vermeidungsleistung ist auch vergleichbar bzw. deutlich höher als von erneuerbaren Energieträgern auf Mineralböden (siehe Abbildung 5.9).

Der Anbau herkömmlicher erneuerbarer Energieträger, insbesondere die silomaisbasierte Biogaserzeugung, wird jedoch mit  $150\ €$  bis weit über  $300\ €$  pro vermiedener Tonne

CO<sub>2</sub>-Äq auch auf Moorböden hoch subventioniert (WBA, 2007, 2011). Mit Paludikultur kann jedoch eine nachhaltige Landnutzung etabliert werden, bei der die Erlöse aus der Wärmeerzeugung die privaten Produktionskosten decken können. Bei vorhandenem Subventionsbedarf (z. B. für Wiedervernässung, einmaliger Bestandesbegründung oder Anschaffung von Spezialtechnik) würden die Vermeidungskosten weit unterhalb aktueller Aufwendungen für den Großteil der Bioenergielinien liegen.

#### Kosten und Nutzen aus Energiemaisanbau auf Moorböden

Verschiedene Kosten und Nutzen der Landnutzung werden deutlich, wenn man Ökosystemleistungen in den Blick nimmt. Abbildung 5.10 stellt am Beispiel nordwestdeutscher Niedermoorstandorte die betrieblichen Gewinne den gesellschaftlichen Kosten gegenüber. Hierzu werden drei Varianten miteinander verglichen: Einerseits ein entwässerter Standort, genutzt für den Energiepflanzenanbau für Biogas bzw. für die Futtermaisproduktion (Milchviehhaltung) so wie andererseits ein wiedervernässter Standort.

Strom aus Energiepflanzen stiftet betriebliches Einkommen, der allerdings mit etwa viermal so hohen gesellschaftlichen Kosten und Transferzahlungen einhergeht. Die Gewinnung von Strom aus Energiepflanzen von Moorstandorten ist eindeutig klimaschädlich, da die für den Energiepflanzenanbau notwendige Entwässerung der Moorböden deutlich mehr

Emissionen verursacht als durch die Substitution von fossilen Energieträgern eingespart wird. Hier wirken staatliche Anreize kontraproduktiv. Am Beispiel der Milchviehhaltung wird deutlich, dass der Ackerbau auf Moorböden auch ohne EEG-Förderung bei hohen Weltmarktpreisen für Milch und der hohen Produktivität großen privaten Nutzen stiftet.

Eine intensive landwirtschaftliche Nutzung von Moorböden ist aber mit hohen gesellschaftlichen Kosten verbunden. Hauptproblem ist dabei die entwässerungsbedingte Emission von Treibhausgasen aus dem Boden. Dies gilt auch für die auf Moorböden verbreitete intensive Grünlandnutzung.

Daraus folgt: Aus privatwirtschaftlicher Sicht ist die Wiedervernässung und ggfs. die standortangepasste Bewirtschaftung mittels Paludikultur (s. o.) gegenüber einer ackerbaulichen Nutzung unter den aktuellen Rahmenbedingungen nicht attraktiv. Aus gesellschaftlicher Sicht erscheint sie jedoch als die mit Abstand beste Nutzung von Mooren, weil sie Klima und Gewässer weniger belastet und auch weitere Ökosystemleistungen vielfach nicht vermindert, sondern steigert. Nur wenn Ordnungsrecht und Förderpolitik die standorttypischen Ökosystemleistungen bzw. deren Beeinträchtigungen berücksichtigen sowie besser aufeinander abgestimmt werden, kann die Nutzung von Moorböden den gesellschaftlichen Anforderungen entsprechen.

**ABBILDUNG 5.10** ▶ Privater Nutzen und gesellschaftliche Kosten und Transferzahlungen von Landnutzung auf entwässerten Niedermoorstandorten in Norddeutschland. Schätzwerte in € pro ha und Jahr für Biogas-Strom aus Energiepflanzenanbau, Futtermaisproduktion für Milchviehhaltung und Wiedervernässung für Paludikultur oder Natur-/Klimaschutz (Quelle: Berghöfer und Röder, eigene Erhebungen)

Annahmen pro ha/Jahr, Gewinn (ohne evtl. Pachtkosten)

**Biogas:** Modellrechnung für 500 kW-Anlage auf reiner Pflanzensubstrat-Basis mit Vergütung nach EEG 2012 (Gömann et al., 2013). Die Grundrente (Gewinn pro ha) beträgt 667 € und kann sich bei anderen Anlagen und Kraftstoffkombinationen auf bis zu 922 €/ha steigern (ibid.). Die erhöhte Planungssicherheit durch eine auf 20 Jahre festgelegte Einspeisevergütung ist zusätzlich von besonderer betriebswirtschaftlicher Bedeutung.

**Milchviehhaltung:** Modellrechnung für Futtermaisproduktion in Top-25-Betrieb in Niedersachsen bei etwa 100 Großvieheinheiten. Basierend auf Futter-Energiegehalt wird von einer Milchproduktion von ~8.500 l/ha ausgegangen (basierend auf de Witte, 2012, mit aktualisiertem Kraftfutterpreis). Gewinnspanne (min: 623 €–max: 2.069 €) ergibt sich aus Schwankungen in der Milchleistung (+/–5%) und im Milchpreis (30 ct–35 ct/kg ECM).

**Wiedervernässung:** Gewinne aus Paludikultur, Vertragsnaturschutz oder dem Verkauf von THG-Emissionsreduktionszertifikaten sind potentiell vielversprechende Landnutzungsalternativen, jedoch variabel und bisher unzureichend belegt.

**Transferzahlung bzw. Einkünfte aus Agrarförderung:**

a) Direktzahlung: erwarteter Wert eines Zahlungsanspruchs in Niedersachsen für 2013: 359 € pro ha/Jahr (ZID, 2013).

b) Weitere Agrarförderung für Niedersachsen 297 €: Davon 45 € z. Säule GAP (2008), 21 € Agrardieselförderung (Ø 1995–2008), 231 € Agrarsozialpolitik (Ø 1996–2008) pro ha/Jahr (Plankl, 2011). Nicht berücksichtigt sind evtl. weitere Beihilfen und Förderungen für Vertragsnaturschutz, Entwässerung, Investitionen.

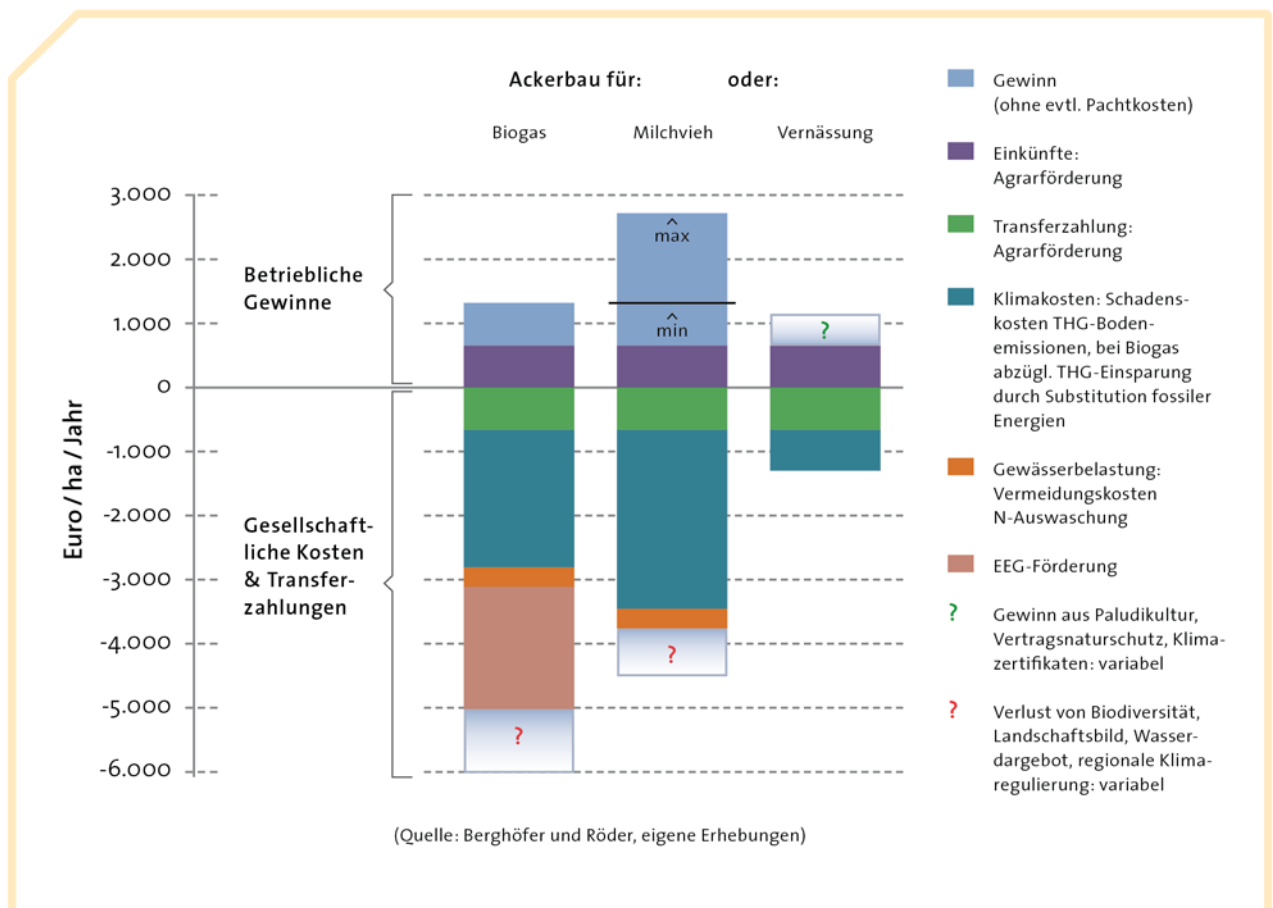
**EEG-Förderung:** Durchschnittliche EEG-Einspeisevergütung für Strom aus Biogasanlagen in 2012: 17,2 ct/kW<sub>hel</sub> (BDEW, 2013) Vergütung variiert mit Anlagentyp und Bestückung. Durchschnittlicher Strompreis 2012 Strombörse Leipzig: 4,26 ct/kW<sub>hel</sub> (EPEX, 2013). Nur die Differenz wird hier als Förderung erachtet (12,94 ct/kW<sub>hel</sub>). Für 14.775 kW<sub>hel</sub> eingespeisten Strom/ha (Gömann et al., 2013) ergibt das 1.912 €.

**Klima-Schadenskosten:**

- a) 1 kW<sub>hel</sub> aus Biogas hat einen spezifischen Vermeidungsfaktor von 0,549 kg CO<sub>2</sub>-Äq gegenüber fossilem Strom-Mix (UBA, 2012). Daraus ergibt sich für 14.775 kW<sub>hel</sub> eingespeisten Strom/ha eine THG-Ersparnis von 8,11 t CO<sub>2</sub>-Äq. Bei Schadenskosten von 80 €/t entspricht das eingesparten Schäden i. H. v. 649 €. Weitere potentielle THG-Einsparungen aus Wärmenutzung sind hier nicht berücksichtigt.
- b) Es werden allein Bodenemissionen berücksichtigt. Schätzungen/Messungen zu THG-Emissionen aus entwässertem Acker auf Moorböden variieren zwischen 24–50 t CO<sub>2</sub>-Äq (UBA, 2011; Drösler, 2011; Couwenberg et al., 2008). Hier wird angenommen: 35 t CO<sub>2</sub>-Äq/Jahr. Bei 80 € Schadenskosten pro t CO<sub>2</sub>-Äq ergibt dies für Biogasmais, abzüglich der eingesparten Schäden (siehe a): 2.151 €. Bei Futteranbau für Milchviehhaltung, sind volle Schadenskosten i. H. v. 2.800 € anzusetzen. Bei Vernässung werden nicht alle Emissionen vermieden und es wird von THG-Bodenemissionen von 8 t CO<sub>2</sub>-Äq/ha ausgegangen. Das entspricht Klimaschadenskosten von 640 €. Werte zu THG-Emissionen aus wiedervernässten oder naturnahen Mooren (mittlere Flurwasserstände –20 cm – +10 cm) variieren zwischen 3,3–8,5 t CO<sub>2</sub>-Äq (Drösler et al., 2011; Joosten et al., 2013).

**Gewässerbelastung:** Vermeidungskosten N-Eintrag in Gewässer: Behrendt et al. (2004) schätzen 122 kg N-Austrag aus Maisanbau auf Moorböden/ha/Jahr. N-Belastungen in Gewässern sind regional sehr unterschiedlich. Auch Vermeidungskosten rangieren zwischen 0,5 € und 30 €/kg N je nach Maßnahme (Böhm et al., 2002). Hier werden deshalb konservativ 2,5 € Vermeidungskosten pro kg N angesetzt (siehe auch Grossmann et al., 2010).

**Weitere Ökosystemleistungen:** Änderungen im Landschaftsbild, Verluste an Biodiversität, an Wasserdargebot und regionaler Klimaregulierung sind räumlich sehr variabel und deshalb hier nicht monetär beziffert. Signifikante Gewinne dieser Leistungen können jedoch vielerorts durch Wiedervernässung von entwässerten Mooren realisiert werden (Joosten et al., 2013).



## 5.9 SOZIO-ÖKONOMISCHE ASPEKTE DER WIEDERVERNÄSSUNG LANDWIRTSCHAFTLICH GENUTZTER MOORBÖDEN

Die Intensität, mit der Moorflächen in Deutschland landwirtschaftlich genutzt werden, unterscheidet sich in Abhängigkeit von den regionalen und betrieblichen Gegebenheiten stark. So liegt der mittlere Besatz mit Raufutterfressern auf den Grünlandflächen in Brandenburg bei nur 0,85 Großvieheinheiten (GV) pro ha Futterfläche, während er in Niedersachsen mit 1,7 GV pro ha fast doppelt so hoch ist (Röder und Grützmaker, 2012). Auch innerhalb einzelner Regionen bestehen Unterschiede in der Bewirtschaftungsintensität (Röder und Osterburg, 2012b), was sich in den großen Spannen der landwirtschaftlichen Wertschöpfung zeigt (Abbildung 5.11): Die Milchwirtschaft auf den Moorflächen im Nordwesten von Niedersachsen, im westlichen Schleswig-Holstein und im Alpenvorland erzielt mittlere Deckungsbeiträge von rund 2.000 € pro ha. In weiten Teilen Brandenburgs liegt der mittlere Deckungsbeitrag dagegen unter 500 € je ha. Im westlichen Niedersachsen führt die intensive Veredlungswirtschaft zu einem zusätzlichen Flächendruck, insbesondere aufgrund der zur Gülleausbringung benötigten Fläche.

Eine emissionsmindernde Umstellung der landwirtschaftlichen Moorbewirtschaftung ist in der Regel mit Kosten für die Landwirtschaft und die Gesellschaft verbunden. Verschiedene Forschungs- und Umsetzungsprojekte haben sich mit der ökonomischen Bewertung der Umsetzungskosten und insbesondere mit der Ausweisung der Vermeidungskosten klimaschonender Moorbewirtschaftung befasst.

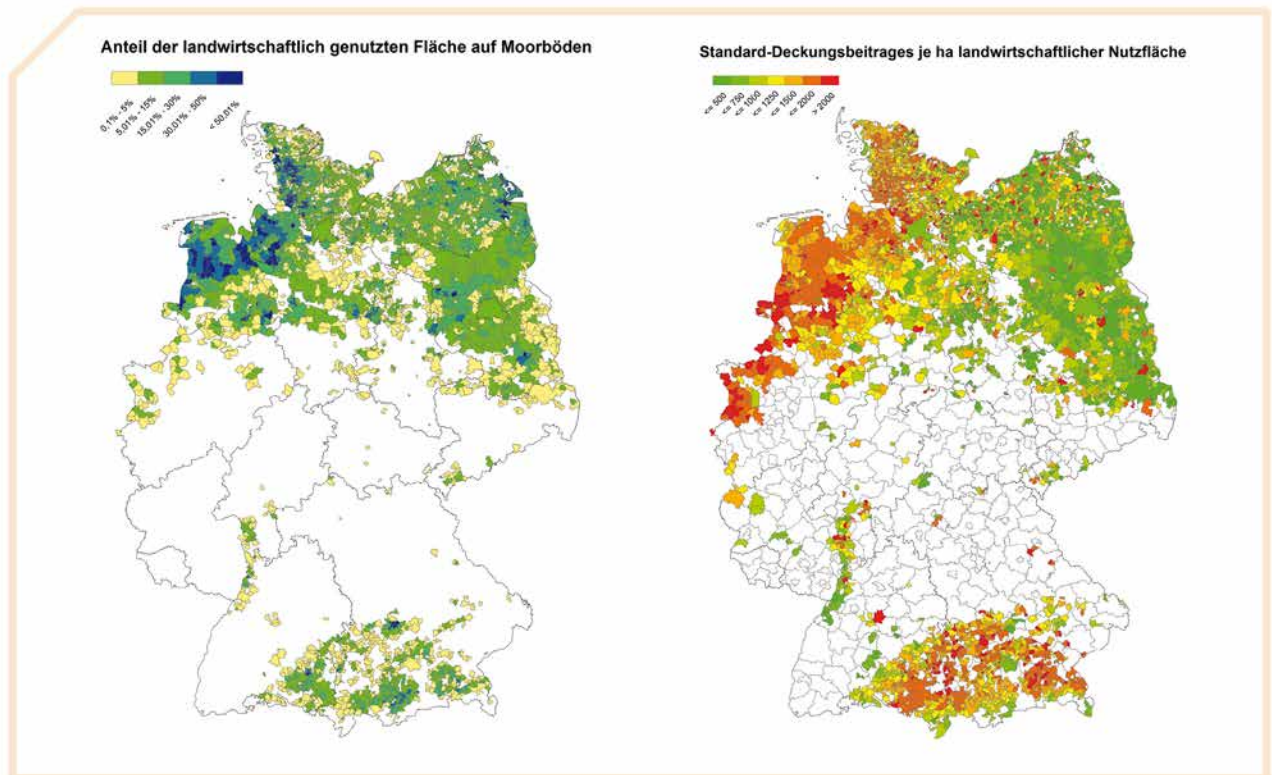
- ▶ Schäfer und Joosten (2005) berechnen durchschnittliche, einmalige Investitionskosten für Maßnahmenumsetzungen im Rahmen des Moorschutzprogramms Mecklenburg-Vorpommern von 1.000 €/ha, wobei jährliche Kosten für Pacht, Kauf, Ausgleichszahlungen, Pflege unberücksichtigt bleiben.
- ▶ Drösler et al. (2012b) errechnen für ausgewählte, national geförderte Naturschutzgroßprojekte aus den Investitionskosten für die Verfügbarmachung von Fläche, Biotopereinrichtung, Management, Öffentlichkeitsarbeit, Monitoring sowie den Folgekosten eine Kostenspanne von 40–110 €/t CO<sub>2</sub>-Äq
- ▶ Röder und Grützmaker (2012) setzen den kurzfristigen Ausfall von Deckungsbeiträgen bei vollständigem Nutzungsverzicht auf allen landwirtschaftlich genutzten Moorflächen Deutschlands an und errechnen mittlere Kosten von 1.115 €/ha bzw. von 40 €/t CO<sub>2</sub>-Äq
- ▶ Röder und Osterburg (2012b) setzen Pachtkosten für Ersatzflächen bzw. die Änderung der Bruttowertschöpfung an. Dies entspricht eher mittel- bis langfristigen Anpassungskosten. Sie kommen ausgehend von dem Preisniveau in 2007 zu Kosten von 2–10 €/t CO<sub>2</sub>-Äq.
- ▶ Drösler et al. (2013) und Schaller (2015) untersuchen einzelbetriebliche, flächenspezifische Einkommensverluste sowie regionale Pachtwertminderungen bei Umsetzung optimierter Revitalisierungsmaßnahmen in 6 deutschen Mooregebieten und errechnen maximale Kostenspannen von 215–3.800 €/ha, bzw. von 10–180 €/t CO<sub>2</sub>-Äq.
- ▶ Grunewald und Schweppe-Kraft (2013) setzen in einer langfristigen Betrachtung den degressiven Rückgang kurzfristiger Kosten, die Kapitalkosten der Anfangsinvestition sowie den Pachtwert der Flächen an und errechnen so Kosten von 560 €/ha bzw. von 40 €/t CO<sub>2</sub>-Äq.

Grundsätzlich erscheinen die in den Studien kalkulierten Vermeidungskosten, im Vergleich zu beispielsweise den in der Methodenkonvention des Umweltbundesamtes (siehe Kapitel 2) angesetzten Schadenskosten von 80 €/t CO<sub>2</sub>-Äq verhältnismäßig niedrig. Der Überblick zeigt allerdings, dass sich die in den Studien verwendeten Bewertungsansätze grundlegend unterscheiden und so zu unterschiedlichen Ergebnissen führen: So verwenden die Studien unterschiedliche Betrachtungszeiträume. Zudem werden in den Studien unterschiedliche Kostenpositionen berücksichtigt. Ein direkter Vergleich der in den Studien kalkulierten Vermeidungskosten ist somit nur eingeschränkt möglich. Trotz der unterschiedlichen Methodiken liegen die Vermeidungskosten in einem ähnlichen Bereich und die Spanne der Vermeidungskosten innerhalb einer Studie aufgrund unterschiedlicher natürlicher (Moortyp, aktuelle Nutzung und Entwässerungstiefe, Hydrologie des Gebietes etc.) und sozio-ökonomischer Standort- und Randbedingungen (Betrachtungszeitraum, Agrarpreisniveau, Flächenausstattung der Betriebe etc.) ist größer als zwischen den Studien.

Hinsichtlich des Vergleichs von Vermeidungskosten von Landnutzungsänderungen ist auch zu bedenken, dass sich die regionalen landwirtschaftlichen und ökologischen Ausgangsbedingungen in Deutschland stark in Bezug auf landwirtschaftliche Kosten und auch Einsparungspotentiale pro ha unterscheiden (Abbildung 5.9). Da Moorschutzmaßnahmen bisher meist auf extensiv genutzten Flächen durchgeführt wurden, gibt es zudem bislang nur wenige Vergleichsstudien auf intensiv genutzten Standorten. Bei der



ABBILDUNG 5.11 ▶ Verteilung des Anteils der landwirtschaftlich genutzten Fläche auf Moorböden und des Standard-Deckungsbeitrages (StDB) je ha landwirtschaftlicher Nutzfläche (LF) im Jahr 2007 (verändert nach Röder und Osterburg, 2012b).



Berechnung von Vermeidungskosten wird meist davon ausgegangen, dass landwirtschaftliche Betriebe nur mit einem geringen Teil ihrer Flächen betroffen sind. Innerhalb großflächiger und zusammenhängender Moorkomplexe, wie z. B. in Nord-West-Deutschland, müssten landwirtschaftliche Betriebe jedoch hohe Anteile der Flächennutzung umgestalten, um Klimaschutzfachliche Ziele zu erfüllen, was zu einer geringeren Akzeptanz dieser Maßnahmen im Gegensatz zu Betrieben mit einem geringen Flächenanteil führt.

Die Umsetzung klimaschonender Moorbewirtschaftung betrifft neben der Landwirtschaft vielfältige weitere sozio-ökonomische Interessensbereiche wie z. B. Wasserwirtschaft, Tourismus, Regionalentwicklung und Naturschutz, die die Realisierung von Maßnahmen hemmen oder fördern können. Neben der Rentabilität der Flächennutzung, Nutzungsgeschichte, Traditionen und persönlichen Einstellung der Betroffenen sind zwei weitere technisch-finanzielle und sozio-kulturelle Faktoren maßgeblich: Zum einen unterscheidet sich der zu erwartende Aufwand von Wiedervernässungs- und Revitalisierungsmaßnahmen in unterschiedlichen Moorregionen Deutschlands signifikant

Einfluss nehmen dabei in erster Linie Standortfaktoren (Moortyp, regionales Wasserdargebot, Zustand der Böden), der Zustand des Entwässerungssystems und der Entwässerungstechnik, sowie rechtliche Rahmenbedingungen, die den Zugriff auf die wasserbaulichen Anlagen regeln. Unter ungünstigen Voraussetzungen können die Investitionskosten 6.000 € pro ha übersteigen (Drösler et al., 2013). Des Weiteren beeinflussen die Vernetzung und Austausch relevanter Interessensvertreter, inwieweit Konfliktpotentiale (z. B. zwischen Biodiversitäts- und Klimaszutzziele) überwunden und lösungsorientierte Ansätze diskutiert und akzeptiert werden können.

Basierend auf Expertenworkshops in sechs deutschen Moorregionen konnte Schaller (2015) zeigen, dass sich die Umsetzungspotentiale klimaschonender Moorbewirtschaftung aufgrund der Ausprägung der genannten Einflussfaktoren regional stark unterscheiden. In Regionen, in denen klimaschonende Moorbewirtschaftung aus Kostengründen leicht umsetzbar erscheint, kann fehlendes Interesse und Engagement der regionalen Akteure die Umsetzung verhindern, gleichermaßen kann eine Umsetzung



auch unter ungünstigen ökonomischen und technischen Voraussetzungen gelingen, wenn sie von aktiven und vernetzten Akteuren unterstützt und vorangetrieben wird.

Die Umsetzung klimaschonender Moorbewirtschaftung kann sowohl über ordnungsrechtliche Maßnahmen (z.B. Schutzgebietsverordnungen) als auch über Anreizinstrumente realisiert werden. Anreizinstrumente können zeitlich befristet (z.B. Agrarumweltprogramme, Vertragsnaturschutz, Anpacht von Flächen) oder zeitlich unbefristet sein (Sicherung einzelner Flächeneigenschaften z.B. über Grundbucheinträge oder Sicherung tiefgreifender Maßnahmen z.B. über Flächenkauf, Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen, Flurneuordnungsverfahren).

Lösungen könnten demnach zum einen im Rahmen bestehender Naturschutz- und Agrarprogramme angestrebt werden, die in Bezug auf Klimaschutz weiterentwickelt werden. Zum anderen ist über die Neuentwicklung von Programmen, die direkt klimaschonende Moorbewirtschaftung zum Ziel haben, nachzudenken, wie z.B. Vertragsklimaschutz (BMELV, 2011). Hier sind bei der Gestaltung der Programme potentielle Zielkonflikte zwischen Klimaregulation und anderen Zielen z.B. Regulation von Gewässerqualität oder Schutz der biologischen Vielfalt zu berücksichtigen.

Die Finanzierung klimaschonender Moorbewirtschaftung kann aus öffentlichen und privaten Mitteln erfolgen (Reed et al., 2014). Allein vom Fördervolumen sind die Agrarumwelt- und Vertragsnaturschutzprogramme, die über den

Europäischen Landwirtschaftsfonds Entwicklung des ländlichen Raums (ELER) finanziert werden, das mit Abstand wichtigste Instrument. Niedersachsen finanziert Klimaschutz durch Moorschutz, inklusive Förderung angepasster Nutzung, in der neuen Förderperiode in erster Linie über den Europäischen Fonds für regionale Entwicklung (EFRE) Fonds. Über das Instrument LIFE+ werden EU-weit wichtige Naturschutzprojekte in europäischen Ländern kofinanziert.

Der Bund fördert über das Förderprogramm »chance.natur – Bundesförderung Naturschutz« den Schutz und die langfristige Sicherung national bedeutsamer und repräsentativer Naturräume mit gesamtstaatlicher Bedeutung. Auch im Rahmen des Energie- und Klimafonds des Bundes könnten Moorschutzprojekte als innovative Modellprojekte für den Klimaschutz förderbar sein. Die Länder können Schutzgebietsprojekte ebenfalls mit Eigenmitteln fördern (mit oder ohne Kofinanzierung). Über Flächenpools und Ökokonten zur Umsetzung von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen können private Investoren mit Maßnahmen belegte Flächen kaufen.

Zudem unterstützen diverse gemeinnützige Stiftungen öffentlichen Rechts Maßnahmen, die dem Moorschutz dienen können (z.B. Deutsche Bundesstiftung Umwelt, verschiedene Stiftungen auf Landesebene). Darüber hinaus gibt es erste marktbasierende Lösungen zum Klimaschutz, wie z.B. die MoorFutures-Emissionszertifikate (Joosten et al., 2013; siehe Kapitel 9).

## LITERATUR

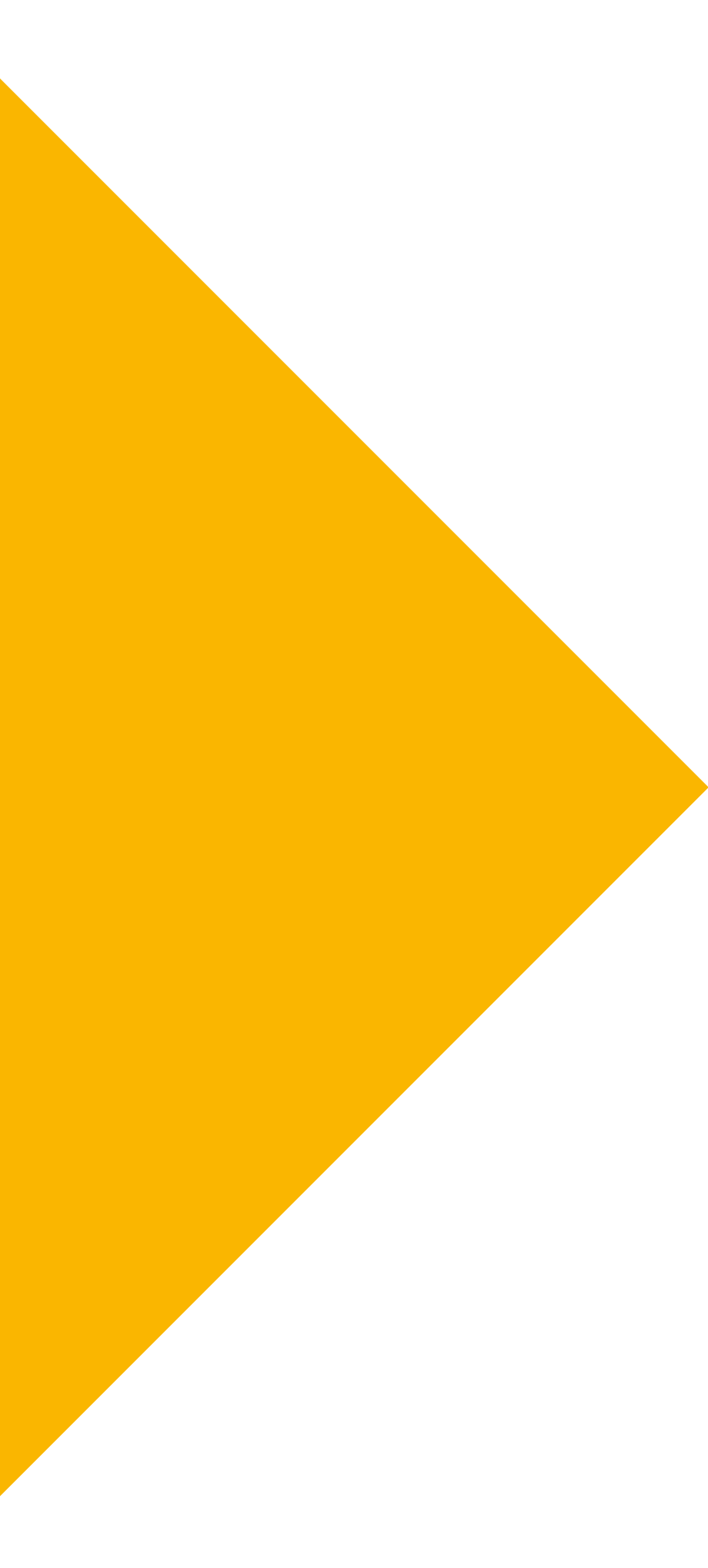
- BEHRENDT, A., SCHALITZ, G., MÜLLER, L., SCHINDLER, U., 2004. Effects of different drain depths on nutrient leaching of lowland soils in North-East Germany. Drainage VIII : Proceedings of the Eighth International Drainage Symposium, 21–24 March 2004: 241–245. American Society of Agricultural Engineers, Sacramento, California.
- BMELV – BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ, 2011. Amtschef- und Agrarministerkonferenz vom 26. bis 28. Oktober 2011 in Suhl, TOP 26: Beitrag der Landwirtschaft zum Klimaschutz.
- BÖHM, E., HILLENBRAND, T., LIEBERT, J., SCHLEICH, J., WALZ, R., 2002. Kosten-Wirksamkeit von nachhaltigen Maßnahmen im Gewässerschutz. Texte des Umweltbundesamt 12/02. Umweltbundesamt, Berlin.
- BONN, A., ALLOTT, T., EVANS, M., JOOSTEN, H., STONEMAN, R., 2015. Peatland Restoration and Ecosystem Services – Science, Policy and Practice. Cambridge University Press, Cambridge. (im Druck)
- BONN, A., REED, M., BAIN, C., EVANS, C.D., JOOSTEN, H., FARMER, J., EMMER, I., COUWENBERG, J., MOXEY, A., ARZT, R., TANNEBERGER, F., VON UNGER, M., SMYTH, M.-A., BIRNIE, R., 2014. Investing in nature: developing ecosystem service markets for peatland restoration. *Ecosystem Services* 9: 54–65.
- COUWENBERG, J., 2007. Biomass energy crops on peatlands: on emissions and perversions. *IMCG Newsletter* 3: 12–44.
- COUWENBERG, J., AUGUSTIN, J., MICHAELIS, D., WICHTMANN, W., JOOSTEN, H., 2008. Entwicklung von Grundsätzen für eine Bewertung von Niedermooren hinsichtlich ihrer Klimarelevanz. Endbericht für Studie im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern, Greifswald.
- COUWENBERG, J., THIELE, A., TANNEBERGER, F., AUGUSTIN, J., BÄRISCH, S., DUBOVİK, D., LIASHCHYNSKAYA, N., MICHAELIS, D., MINKE, M., SKURATOVICH, A., JOOSTEN, H., 2011. Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. *Hydrobiologia* 674: 67–89.
- DE WITTE, T., 2012. Entwicklung eines betriebswirtschaftlichen Ansatzes zur Ex-ante-Analyse von Agrarstrukturwirkungen der Biogasförderung – angewendet am Beispiel des EEG 2009 in Niedersachsen. Johann Heinrich von Thünen-Institut, 248, *Landbauforschung vTI agriculture and forestry research – Sonderheft* 366.
- DRÖSLER, M., ADELMANN, W., AUGUSTIN, J., BERGMAN, L., BEYER, C., CHOJNICKI, B., FÖRSTER, C., FREIBAUER, A., GIEBELS, M., GÖRLITZ, S., HÖPER, H., KANTELHARDT, J., LIEBERSBACH, H., HAHN-SCHÖFL, M., MINKE, M., PETSCHOW, U., PFADENHAUER, J., SCHALLER, L., SCHÄGNER, P., SOMMER, M., THUILLIE, A., WEHRHAN, M., 2013. Klimaschutz durch Moorschutz. Schlussbericht des BMBF-Vorhabens: Klimaschutz – Moornutzungsstrategien 2006–2010. Arbeitsberichte aus dem vTI-Institut für Agrar relevante Klimaforschung 04/2011. Download 15.10.2014 (<http://edok01.tib.uni-hannover.de/edoks/eo1fb13/735500762.pdf>)
- DRÖSLER, M., AUGUSTIN, J., BERGMAN, L., FÖRSTER, C., FUCHS, D., HERMANN, J.-M., KANTELHARDT, J., KAPFER, A., KRÜGER, G., SCHALLER, L., SOMMER, M., SCHWEIGER, M., STEFFENHAGEN, P., TIEMEYER, B., WEHRHAN, M., 2012a. Beitrag ausgewählter Schutzgebiete zum Klimaschutz und dessen monetäre Bewertung.
- DRÖSLER, M., SCHALLER, L., KANTELHARDT, J., SCHWEIGER, M., FUCHS, D., TIEMEYER, B., AUGUSTIN, J., WEHRHAN, M., FÖRSTER, C., BERGMAN, L., KAPFER, A., KRÜGER, G.-M., 2012b. Beitrag von Moorschutz- und -revitalisierungsmaßnahmen zum Klimaschutz am Beispiel von Naturschutzgroßprojekten. *Natur und Landschaft* 87: 70–76.
- DRÖSLER, M., FREIBAUER, A., ADELMANN, W., AUGUSTIN, J., BERGMAN, L., BEYER, C., CHOJNICKI, B., FÖRSTER, C., GIEBELS, M., GÖRLITZ, S., HÖPER, H., KANTELHARDT, J., LIEBERSBACH, H., HAHNSCHÖFL, M., MINKE, M., PETSCHOW, U., PFADENHAUER, J., SCHALLER, L., SCHÄGNER, P., SOMMER, M., THUILLIE, A., WEHRHAN, M., 2011. Klimaschutz durch Moorschutz in der Praxis. Arbeitsberichte aus dem vTI-Institut für Agrar relevante Klimaforschung 04/2011.
- FREIBAUER, A., DRÖSLER, M., GENSIOR, A., SCHULZE, E.-D., 2009. Das Potential von Wäldern und Mooren für den Klimaschutz in Deutschland und auf globaler Ebene. *Natur und Landschaft* 84: 20–25.
- FNR – FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E. V., 2013. Anbau nachwachsender Rohstoffe 2013 auf 2,4 Millionen Hektar. Download 15.10.2014 ([http://www.fnr.de/presse/pressemitteilungen/aktuelle-mitteilungen/aktuelle-nachricht/archive/2013/september/article/anbau-nachwachsender-rohstoffe-2013-auf-2,4-millionen-hektar/?tx\\_ttnews\[day\]=16&cHash=a8e2d1ab365fd476b6226f9a3296343b](http://www.fnr.de/presse/pressemitteilungen/aktuelle-mitteilungen/aktuelle-nachricht/archive/2013/september/article/anbau-nachwachsender-rohstoffe-2013-auf-2,4-millionen-hektar/?tx_ttnews[day]=16&cHash=a8e2d1ab365fd476b6226f9a3296343b))
- GÖMANN, H., DE WITTE, T., PETER, G., TIETZ, A., 2013. Auswirkungen der Biogaserzeugung auf die Landwirtschaft. Thünen Report 10. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig.

- GROSSMANN, M., HARTJE, V., MEYERHOFF, J., 2010. Ökonomische Bewertung naturverträglicher Hochwasservorsorge an der Elbe. Naturschutz und Biologische Vielfalt 89. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- HARGITA, Y., MEISSNER, F., 2010. Bewertung von Mooren aus ökonomischer Sicht am Beispiel des Oberen Rhinluch. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 19: 206–210.
- HOOIJER, A., COUWENBERG, J., 2013. Towards robust subsidence-based soil carbon emission factors for peat soils in south-east Asia, with special reference to oil palm plantations. Mires and Peat 12: 1–13.
- HÖPER, H., 2007. Freisetzung klimarelevanter Gase aus deutschen Mooren. Telma 37: 85–116.
- IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 2006. Good practice guidance for land use, land use change and forestry.
- JENSEN, R., LANDGRAF, L., LENSCHOW, U., PATERAK, B., PERMIEN, T., SCHIEFELBEIN, U., SORG, U., THORMANN, J., TREPL, M., WÄLTER, T., WREESMANN, H., ZIEBARTH, M., 2012. Potentiale und Ziele zum Moor- und Klimaschutz. Gemeinsame Erklärung der Naturschutzbehörden, Kiel.
- JOOSTEN, H., SIRIN, A., COUWENBERG, J., LAINE, J., SMITH, P., 2015. The role of peatlands in climate regulation. In: Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H., Stoneman, R. (Hrsg.), Peatland restoration and ecosystem services. Cambridge University Press, Cambridge. (im Druck)
- JOOSTEN, H., BRUST, K., COUWENBERG, J., GERNER, A., HOLSTEN, B., PERMIEN, T., SCHÄFER, A., TANNEBERGER, F., TREPEL, M., WAHREN, A., 2013. MoorFutures® Integration von weiteren Ökosystemdienstleistungen einschließlich Biodiversität in Kohlenstoffzertifikate – Standard, Methodologie und Übertragbarkeit in andere Regionen. BfN-Skripten 350. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- JOOSTEN, H., TAPIO-BISTRÖM, M.-L., TOL, S., 2012. Peatlands – guidance for climate change mitigation by conservation, rehabilitation and sustainable use. Mitigation of climate change in agriculture series. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- KNISS, A., HOLSTEN, B., KLUGE, W., TREPEL, M., 2010. Prediction of long-term changes in ecosystem functions of a peatland site with the semi-quantitative decision support system PMDSS. Geoderma 154: 233–241.
- LUTHARDT, V., WICHMANN, S., 2015. Ökosystemdienstleistungen von Mooren. In: Wichtmann, W., Schröder, C., Joosten, H. (Hrsg.), Paludikultur – Bewirtschaftung nasser Moore: Perspektiven für Klimaschutz, Biodiversität und regionale Wertschöpfung. Schweizerbart, Stuttgart (im Druck).
- MLUV, 2009. Konzept zum Schutz und zur Nutzung der Moore. Fortschreibung des Konzeptes zur Bestandssicherung und zur Entwicklung der Moore in Mecklenburg-Vorpommern (Moorschutzkonzept). Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin. Download 7.3.2015 ([http://www.regierung-mv.de/cms2/Regierungsportal\\_prod/Regierungsportal/de/lm/\\_Service/Publikationen/?publikid=2351](http://www.regierung-mv.de/cms2/Regierungsportal_prod/Regierungsportal/de/lm/_Service/Publikationen/?publikid=2351))
- MUGV, 2009. Klimagasinventur 2008 für das Land Brandenburg. MUGV Brandenburg, Potsdam. Download 7.3.2015 ([http://www.mlul.brandenburg.de/media\\_fast/4055/kginvo8.pdf](http://www.mlul.brandenburg.de/media_fast/4055/kginvo8.pdf))
- NIEUWENHUIS, H.S., SCHOKKING, F., 1997. Land subsidence in drained peat areas of the Province of Friesland, The Netherlands. Quarterly Journal of Engineering Geology 30: 37–48.
- PARISH, F., SIRIN, A., CHARMAN, D., JOOSTEN, H., MINAYEVA, T., SILVIUS, M., STRINGER, L., 2008. Assessment on Peatlands, Biodiversity and Climate Change: Main Report. Global Environment Centre, Kuala Lumpur and Wetlands International, Wageningen.
- PLANKL, R., 2011. Finanzielle Staatshilfen für den Agrarsektor und deren regionale Verteilung. Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie, Braunschweig.
- QUERNER, E.P., JANSEN, P.C., VAN DEN AKKER, J.J.H., KWAKERNAAK, C., 2012. Analysing water level strategies to reduce soil subsidence in Dutch peat meadows. Journal of Hydrology 446: 59–69.
- REED, M.S., MOXEY, A., PRAGER, K., HANLEY, N., SKATES, J., BONN, A., EVANS, C.D., GLENK, K., THOMSON, K., 2014. Improving the link between payments and the provision of ecosystem services in agri-environment schemes. Ecosystem Services 9: 44–53.
- RÖDER, N., GRÜTZMACHER, F., 2012. Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Mooren – Vermeidungskosten und Anpassungsbedarf. Natur und Landschaft 87(2): 56–61.
- RÖDER, N., OSTERBURG, B., 2012a. The impact of map and data resolution on the determination of the agricultural utilization of organic soils in Germany. Journal of Environmental Management 49: 1150–1162.
- RÖDER, N., OSTERBURG, B., 2012b. Reducing GHG emissions by abandoning agricultural land use on organic soils – A cost assessment. Paper presented at the 2012 IAAE-Conference, August 18–24, 2012, Foz do Iguaçu, Brazil. Download 15.10.2014 (<http://purl.umn.edu/125134>)
- SCHÄFER, A., 2009. Moore und Euros – die vergessenen Millionen. Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie 43: 156–160.

- SCHÄFER, A., JOOSTEN, H., 2005. Erlenaufforstung auf wiedervernässten Niedermooren. DUENE e.V, Greifswald.
- SCHALLER, L., 2015. Landwirtschaftliche Nutzung von Moorflächen in Deutschland – Sozioökonomische Aspekte einer klimaschonenden Bewirtschaftung. Dissertation an der Technischen Universität München.
- SCHOPP-GUTH, A., 1999. Renaturierung von Moorlandschaften. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- SCHWEPPE-KRAFT, B., GRUNEWALD, K., 2013. Ansätze zur ökonomischen Bewertung von Natur. In: Grunewald, K., Bastian, O. (Hrsg.), Ökosystemdienstleistungen – Konzept, Methoden und Fallbeispiele. Springer, Berlin, Heidelberg, 90 – 110.
- SMITH, P., 2004. Soils as carbon sinks: the global context. *Soil Use and Management* 20: 212–218.
- SRU – SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN, 2012. Verantwortung in einer begrenzten Welt. Sachverständigenrat für Umweltfragen, Berlin.
- TANNEBERGER, F., WICHTMANN, W., 2011. Carbon Credits from peatland rewetting. *Climate – biodiversity – land use*. Schweizerbart Science publishers, Stuttgart.
- TREPEL, M., 2013. Moorböden – ein nasser Schatz mit großer Bedeutung. *Geographische Rundschau* 65: 36–42.
- TREPEL, M., 2009. Nährstoffrückhalt und Gewässerrenaturierung. *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft* 2(4/09): 211–215.
- UBA – UMWELTBUNDESAMT, 2012. Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2012. Nationaler Inventarbericht zum deutschen Treibhausgasinventar 1990–2010. Umweltbundesamt, Dessau.
- VERHAGEN, A., VAN DEN AKKER, J.J.H., BLOK, C., DIEMONT, W.H., JOOSTEN, J.H.J., SCHOUTEN, M.A., SCHRIJVER, R.A.M., DEN UYL, R.M., VERWEIJ, P.A., WÖSTEN, J.H.M., 2009. Climate Change. Scientific Assessment and Policy Analysis. Peatlands and carbon flows. Outlook and importance for the Netherlands. Netherlands Environmental Assessment Agency, The Hague/Bilthoven.
- WBA – WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT AGRARPOLITIK BEIM BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ, 2011. Förderung der Biogaserzeugung durch das EEG. Stellungnahme zur geplanten Novellierung des Erneuerbare-Energien-Gesetz. Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik, Berlin.
- WBA – WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT AGRARPOLITIK BEIM BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ, 2007. Nutzung von Biomasse zur Energiegewinnung – Empfehlungen an die Politik. Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik, Berlin.
- WICHTMANN, W., SCHRÖDER, C., JOOSTEN, H., 2015. Paludikultur – Bewirtschaftung nasser Moore für regionale Wertschöpfung, Klimaschutz und Biodiversität, Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart. (im Druck)
- WICHTMANN, W., WICHMANN, S., 2011a. Environmental, Social and Economic Aspects of a Sustainable Biomass Production. *Journal of Sustainable Energy an Environment Special Issue*: 77–81.
- WICHTMANN, W., WICHMANN, S., 2011b. Paludikultur: Standortgerechte Bewirtschaftung wiedervernässter Moore. *Telma Beiheft* 4, Deutsche Gesellschaft für Moor- und Torfkunde (DGMT): 215–234.
- WICHTMANN, W., WICHMANN, S., TANNEBERGER, F., 2010. Paludikultur – Nutzung nasser Moore: Perspektiven der energetischen Verwertung von Niedermoorbiomasse. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 19: 211–218.
- ZID – ZENTRALE INVEKOS DATENBANK, 2013. Download 15.10.2014 (<http://www.zi-daten.de/>)

# NATURKAPITAL UND KLIMAPOLITIK

SYNERGIEN UND KONFLIKTE





# NATURKAPITAL UND KLIMAPOLITIK

SYNERGIEN UND KONFLIKTE

Herausgegeben von  
Volkmar Hartje, Henry Wüstemann und Aletta Bonn

Berlin, Leipzig 2015

# IMPRESSUM

## Zitationsempfehlung

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

## Naturkapital Deutschland – TEEB DE Koordinierungsgruppe

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

## Förderung und Fachbetreuung

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

## Disclaimer

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

## Grafisches Konzept | Layout

Metronom | Agentur für Kommunikation und Design GmbH, Leipzig

## Titelbild

Marco Barnebeck, Pixelio.de

## Gesamtherstellung

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

## Erschienen 2015

## Auflage

1.000

## Papier aus ökologischer Waldwirtschaft

ISBN: 978-3-944280-15-8