

Was haben Moore mit dem Klima zu tun?

What is the link between peatlands and climate change?

Matthias DRÖSLER

Zusammenfassung

Moore sind für den Klimaschutz relevante Ökosystemtypen. Die Moore speichern weltweit ca. 550 Pg^{*)} Kohlenstoff, der seit der letzten Eiszeit der Atmosphäre als CO₂ entzogen wurde. Durch Drainage und Klimawandel kann dieser Kohlenstoff als CO₂ wieder freigesetzt werden. Die durch intensive Landnutzung der deutschen Moore verursachten Emissionen entsprechen 4,5 % der gesamten fossilen Emissionen Deutschlands. Wird Moorrenaturierung gezielt auf Klimaschutz ausgerichtet und sensibel mit dem Wasserstand umgegangen, kann ein erheblicher Beitrag zur Klimaentlastung erreicht werden. Reduktionspotenziale in Regenmooren liegen bei 15 t CO₂-Äquiv. ha⁻¹ a⁻¹ und in Grundwassermooren bei 30 t CO₂-Äquiv. ha⁻¹ a⁻¹. Für eine zukünftige Anrechnung der Emissionsreduktion ist es erforderlich, dass diese mit geeigneten Verfahren messbar, verifizierbar und berichtbar ist, was die hier präsentierten Methoden und Ergebnissen bereits ermöglichen.

Summary

Peatlands are relevant ecosystems in view of climate change. The peatlands of the world store around 550 Pg Carbon which was absorbed as CO₂ from the atmosphere since the last glaciation. But, these carbon pools can be released again to the atmosphere due to drainage and climate warming. The anthropogenic emissions from German peatlands amount to an equivalent of 4.5 % compared to the total fossil emissions of Germany. The reason is the dominating intensive landuse of the peatlands. If peatland restoration is done successfully in view of climate change mitigation goals, significant emission reduction can be achieved: Reduction potentials amount in bogs about 15 t CO₂-equiv. ha⁻¹ a⁻¹ and in fens about 30 t CO₂-equiv. ha⁻¹ a⁻¹. For future accounting of these emission reductions, it is a need that they are measurable, verifiable and reportable, what is possible with the presented methods and results.

1. Einführung

Warum sind Moore für den Klimaschutz relevante Ökosystemtypen?

Das Funktionsprinzip von Mooren ist die Kohlenstoff-Bindung. Unter ungestörten Bedingungen sind Moore die einzigen Ökosystemtypen, die kontinuierlich und dauerhaft Kohlenstoff in signifikanten Mengen aufnehmen. Damit unterscheiden sie sich von mineralischen Böden ebenso wie von Waldökosystemen. Weltweit wird der Kohlenstoffgehalt in Mooren auf 550 Pg C geschätzt, was auf nur 3% der Erdoberfläche ca. 30% des weltweiten Bodenkohlenstoffs entspricht. Für Deutschland wird der Gesamt-Kohlenstoff in Mooren mit 1200-2400 Tg C^{*)} angegeben (HÖPER 2007 und UBA 2009). Die Erhaltung dieser Kohlenstoffspeicher ist vorbeugender Klimaschutz. Austrocknung führt zu einer Freisetzung des in Mooren gebundenen Kohlenstoffs. Während in Deutschland die Drainage und Nutzung durch den Menschen für den Torfschwund verantwortlich gemacht wird, verweist eine britische Studie (BELLAMY et al. 2005) auch auf eine mögliche besondere Gefährdung von Mooren durch den Klimawandel.

Für die Klimarelevanz ist aber nicht das Risiko durch Mineralisation des C-Pools, sondern die aktuelle Bilanz des Austausches an klimarelevanten Spurengasen entscheidend: Parallel zur Bindung von CO₂ (Kohlendioxid) wird in naturnahen Mooren CH₄

(Methan) emittiert. Werden die Moore entwässert und genutzt, wird aufgrund des aeroben Torfabbaus CO₂ und N₂O (Lachgas) emittiert, wobei die natürlichen CH₄-Emissionen zurückgehen. Das Verhältnis der Flüsse bestimmt zusammen mit dem GWP (globales Erwärmungspotential) der einzelnen Gase die Klimawirksamkeit. Daher sind Abschätzungen zum Effekt von Landnutzungsmaßnahmen für den Klimaschutz nur seriös aufzustellen, wenn die Flüsse aller drei klimarelevanten Spurengase (CO₂, CH₄, N₂O) erfasst werden und mit entsprechender Messtechnik der Netto-Ökosystem-Austausch von CO₂ (NEE) bestimmt wird.

Bisherige Messungen in genutzten Mooren ergaben weite standort- und nutzungsabhängige Spannen in der Treibhausgasbilanz genutzter Moore. Mittlere Emissionsfaktoren für die wichtigsten Landnutzungsklassen in Europa (BYRNE et al. 2004) zeigen folgende Tendenz: Als klimaschädlichste Nutzung wurde die Ackernutzung mit einer Emission von 5,6 t CO₂-C Äquiv. ha⁻¹ a⁻¹ in Grundwassermooren und 4,4 t CO₂-C Äquiv. ha⁻¹ a⁻¹ in Regenmooren identifiziert. Naturnahe Flächen emittieren dagegen nur 0,5 t CO₂-C Äquiv. ha⁻¹ a⁻¹ (Grundwassermoore) beziehungsweise 0,2 t CO₂-C Äquiv. ha⁻¹ a⁻¹ (Regenmoore). Im Unterschied zur klassischen, umstrittenen „C-Senke“ durch Erhöhung von C-Vorräten in Mineralböden führt alternative Landnutzung auf Mooren zu einer echten dauerhaften Emissionsminderung.

*) 1 Teragramm ≅ 1 Million Tonnen, 1 Petagramm ≅ 1 Milliarde Tonnen

Tabelle 1: Forschungsprojekte der AG „Global Change Ecology“ (Leitung Matthias Drösler)

Projekt	Förderorganisation	Laufzeit
Klimaschutz durch Moorschutz: Abschätzung des Klimaentlastungspotenzials, der betriebswirtschaftlichen Effekte und des volkswirtschaftlichen Nutzens von alternativen Moornutzungen	BMBF	2006-2010
Erfolgskontrolle und Perspektiven für den langfristigen Schutz und die weitere Entwicklung von Voralpenmooren am Beispiel der Mooseuracher Moore	Heidehofstiftung	2000-2010
MICROMETEOROLOGICAL TECHNIQUES FOR IN SITU MEASUREMENTS OF GREENHOUSE GASES EXCHANGE: GREENFLUX	EU-FP6	2007-2010
Klimarelevanz von Moornaturierungen in Bayern	LfU-Bayern - Klip2020	2008-2011
Auswirkungen des Klimas auf Ökosysteme und klimatische Anpassungsstrategien – FORKAST; TP 4 Auswirkungen des Klimawandels auf ökologische Serviceleistungen von Grasland-Moorökosystemen	BstMWFK - Klip2020	2009-2011
Verbundvorhaben: Klimaberichterstattung „organische Böden“ – Ermittlung und Bereitstellung von Methoden, Aktivitätsdaten und Emissionsfaktoren für die Klimaberichterstattung LULUCF/AFOLU	vTI (BMELV)	2009-2012
Klimaberichterstattung "organische Böden": Teilprojekt EDDY-Kovarianz	vTI (BMELV)	2009-2012
Beitrag ausgewählter Schutzgebiete zum Klimaschutz und ihre monetäre Bewertung	BFN	2009-2010
GHG-Europe - Greenhouse gas management in European land use systems; TP peatland synthesis	EU-FP7	2010-2013

Forschungsbedarf

Es gibt noch erheblichen Forschungsbedarf um:

- die Klimarelevanz der unterschiedlichen Moornutzungen weiter zu differenzieren,
- die räumliche und zeitliche Variabilität des Spurengasaustauschs besser abzubilden,
- die Effekte von Managementmaßnahmen und des zukünftigen Klimawandels besser prognostizieren zu können,
- die Effizienz von Renaturierungsmaßnahmen zur Klimaentlastung besser einzuschätzen,
- die Hochskalierung auf Naturräume, Regionen etc. zu verbessern
- die Politik mit besseren Konzepten in nationalen und internationalen Programmen zur Einbeziehung der Klimarelevanz in flächenrelevante Instrumente und in der Vorbereitung von Anrechnungsmechanismen für die Klimarahmenkonvention zu unterstützen.

Diesen Forschungsbedarf zu bedienen hat sich die AG „Global Change Ecology“ am Lehrstuhl für Vegetationsökologie der Technischen Universität München unter Leitung des Autors vorgenommen. Seit 2006 werden hier eine Reihe von nationalen und internationalen Projekten zur Thematik „Moore und Klima“ durchgeführt (siehe Tabelle 1).

Der deutschlandweite Ansatz der beiden BMBF- und vTI-Verbund-Projekte kommt in Abbildung 1 (abgedruckt auf Seite 62) zum Ausdruck. Ziel war es, die Hauptmoorregionen, die Hauptmoortypen und Hauptmoornutzungen repräsentativ abzubilden und die Spurengase an allen Standorten mit einer einheitlichen Methodik (nach DRÖSLER 2005) zu erfassen.

2. Material und Methoden

Spurengaserafassung

Die Erfassung des Austauschs klimarelevanter Spurengase in Mooren ist ein technisch und personell aufwändiges Unterfangen. Je nach Vegetationstyp, Fragestellung, Dynamik des zu betrachtenden Gases, Skala etc. muss die beste Technik eingesetzt werden. Es gibt grundsätzlich drei verschiedene Ansätze: Die Eddy-Kovarianz-Technik (siehe zum Beispiel AUBINET et al. 2000), automatische Haubentechniken (AUGUSTIN unpubl.) oder manuelle Hauben (DRÖSLER 2005). Um eine objektive Auswahl der geeigneten Technik durchzuführen, wurde ein qualitatives Bewertungsschema entwickelt (siehe Tabelle 2).

Mit diesen Techniken werden die Flussraten von CO₂, CH₄ und N₂O auf den verschiedenen Vegetations- und Nutzungstypen in den laufenden Verbundprojekten der Arbeitsgruppe des Lehrstuhls für Vegetationsökologie erfasst.

Modellierung

Aus den erfassten Flussraten werden Jahresbilanzen gebildet (typischerweise in g C oder N m⁻² a⁻¹), die letztlich die entscheidende Größe für den Vergleich von Vegetationstypen oder Nutzungsvarianten darstellen. Je nach eingesetzter Technik liegt ein geringerer oder größerer Schwerpunkt auf der Modellierung der Gasflüsse aus den erfassten Flussraten, um auf die Austauschkurven und Jahresbilanzen zu kommen: Bei Eddy-Kovarianz wird die Modellierung nur für die Messausfall-Perioden zum so genannten „gap-filling“ genutzt. Bei den automatischen Hauben ist das im Prinzip ähnlich, wobei insbesondere im Winter die Ausfallzeiten größer sind und mehr

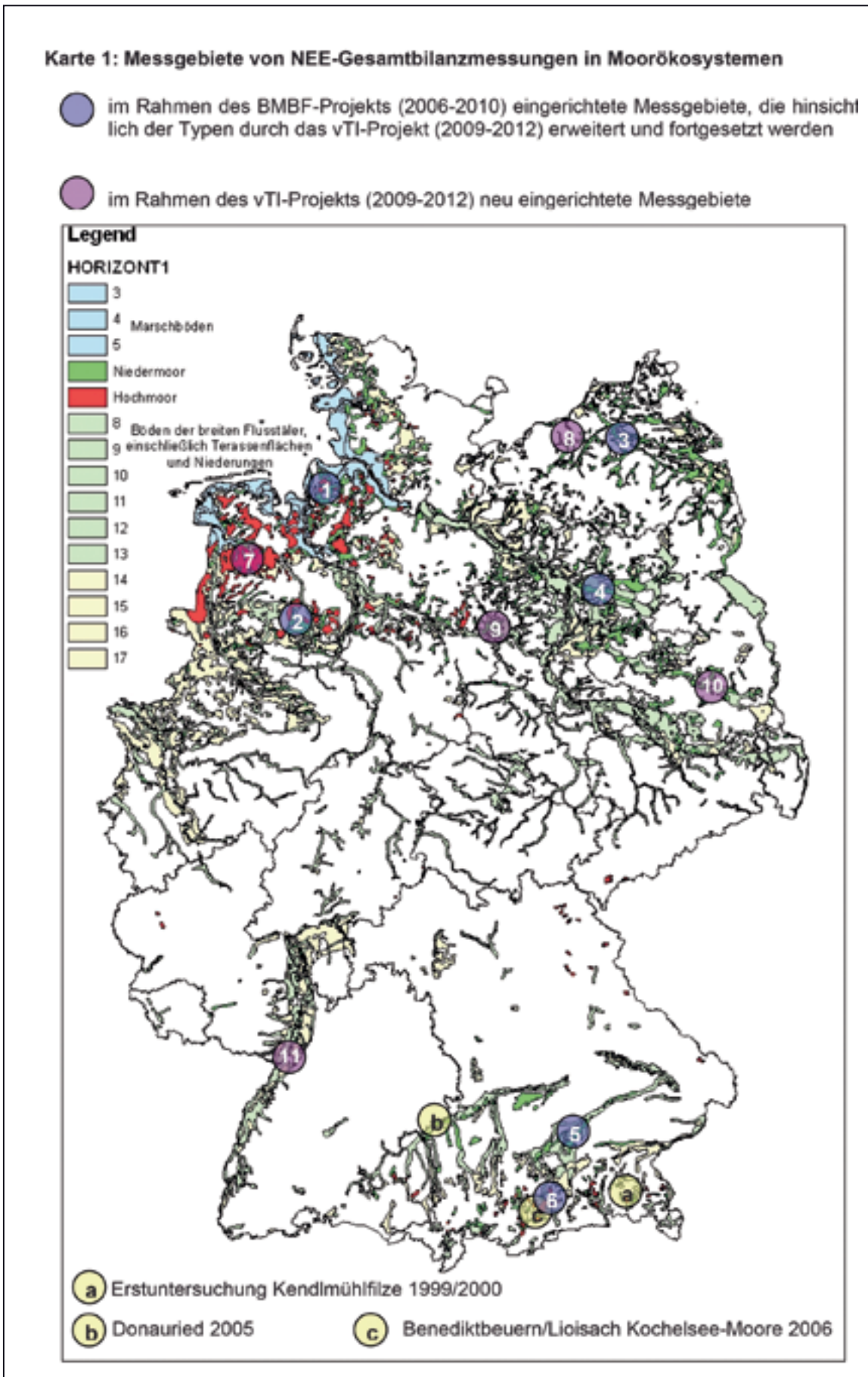


Abbildung 1: Karte 1 des vTI und BMBF-Projekts

Tabelle 2: Qualitative Einschätzung der Eigenschaften der drei gängigen Methoden zur Erfassung des Austauschs klima-relevanter Spurengase in Ökosystemen

	Eddy-Kovarianz (z.B. Aubinet et al. 2000)	Automatische Hauben (z.B. Augustin, unpub.)	Manuelle Hauben (z.B. Drösler 2005)
Durch Messgerät unbeeinflusster Gasaustausch	++	+/- (cross checks!)	+/- (cross checks!)
Eignung für alle drei Gase	+/- (Standard für CO ₂ ; für CH ₄ erste Geräte auf dem Markt, für N ₂ O noch nicht marktreif)	+/- (bisher nicht in einer Haube kombiniert: Entweder CO ₂ oder CH ₄ /N ₂ O)	++ (CO ₂ und CH ₄ /N ₂ O Messungen werden vom Programm getrennt aber mit denselben Hauben und auf denselben Plots durchgeführt)
Integration über räumliche Variabilität	++	-- (Anzahl der Hauben)	+/- (Anzahl der Hauben)
direkte Messung kleinräumiger Standortmosaiken	--	+	++
Erfassung der zeitlichen Variabilität	++	++	- (Kampagnen als Basis der Modellierung)
Kosten	--	-	++
Messungen ohne Stromanschluss	--	-	++
Arbeitsbelastung	++	+	--
Eignung unter allen Wetterbedingungen	- (Einschränkungen: Regen; Nacht)	+/- (Einschränkungen: Winter; Wind)	++
Eignung unter allen topographischen Bedingungen	- (erfordert große homogene, ebene Flächen)	+/-	++

modelliert werden muss. Bei den manuellen Hauben werden Austauschkurven grundsätzlich modelliert. Für die Modellierung werden in Kampagnen die Abhängigkeitskurven der Atmung gegen Temperatur und der Bruttophotosynthese gegen Strahlung parametrisiert (zur Vorgehensweise siehe DRÖSLER 2005). Bei Methan und Lachgas liegt der Jahresbilanzermittlung meist eine blockweise Extrapolation zu Grunde. Nur bei hohen Methanflüssen (auf naturnahen oder auch renaturierten Moorstandorten) haben sich temperaturgetriebene Modelle anwenden lassen. Prozessorientierte Modelle wie PEATLAND (VAN HUISSTEDEN 2007) haben sich bisher nur auf naturnahen Standorten parametrisieren lassen. Der überwiegende Teil der degradierten Moore lässt sich damit aber bisher nicht modellieren. Lachgas-Flüsse sind besonders schwer zu prognostizieren und zeigen zum Teil stochastisches Auftreten. BRUMME et al. (1999) haben die Lachgas-Flüsse als Überlagerung von Hintergrund-Fluss (der nicht erklärbar ist), saisonalem Fluss (Temperatur-Einfluss) und Event-basiertem Fluss (Frost-Tau, Regen etc.) eingeteilt. Hierauf bauen auch einfache Modelle wie DENIT (RETH et al. 2005) auf.

C-Bilanz und Klimawirksamkeit

Die C-Bilanz eines Moores wird über die Gasflussbilanzen vereinfacht nach

$$\text{C-Bilanz} = \text{CO}_2\text{-C} - \text{CH}_4\text{-C} + \text{C}_{\text{imp}} - \text{C}_{\text{exp}} \quad (1)$$

berechnet. In C_{exp} sind gelöste und feste Exporte

vereint. DOC und DIC (Fraktionen der gelösten Kohlenstoffe), sind als Konzentrationen gut messbar, aber die in der Regel fehlende Hydrologie der Standorte lässt eine Exportberechnung nur mit großen Unsicherheiten zu. SALLANTUS & KAIPAINEN (1996) gehen von ca. 7 g Export über diesen Pfad aus, der in den Größenordnungen der C-Bilanzen meist vernachlässigbar ist.

Die C-Bilanz ist der Parameter, der zum Beispiel aus Naturschutzsicht für die Erfolgskontrolle wichtig ist, denn letztlich drückt er aus, ob ein Moor wächst, sich im Stillstand befindet oder degradiert. Für den Klimaschutz ist aber die Klimawirksamkeit der Standorte entscheidend. Diese ergibt sich aus

$$\text{GWP}_{\text{tot}} = \text{CO}_2\text{-C} * \text{GWP}_{\text{CO}_2} + \text{CH}_4\text{-C} * \text{GWP}_{\text{CH}_4} + \text{N}_2\text{O-N} * \text{GWP}_{\text{N}_2\text{O}} \quad (2)$$

Es werden für die nachfolgenden Berechnungen die GWP's (global warming potential; 100 Jahre Bezugszeit) nach IPCC (1996) verwendet (CO₂-C : 1; CH₄-C : 7,6; N₂O-N : 133), die die Grundlage für die internationale Emissionsberichterstattung darstellen.

3. Ergebnisse

Wie wirken sich unterschiedliche Standortbedingungen in Mooren auf den Spurengasaustausch aus?

Der dominierende Steuerfaktor in Mooren, der sich sowohl auf den Vegetationstyp als auch auf den Spurengasaustausch auswirkt, ist der Wasserstand.

Bei naturnahen Situationen mit mittleren Jahres-Wasserständen knapp unter der Geländeoberfläche (ca. -10 cm) sind die Bedingungen für torfbildende Vegetationstypen wie zum Beispiel bunte Torfmoosrasen oder Wollgrasstadien in Hochmooren gegeben. Unter diesen naturnahen Bedingungen überwiegt die Brutto-Primärproduktion (GPP) gegenüber der Ökosystematmung (Reco), wodurch der Jahresbilanzwert des Netto-Ökosystemaustauschs (NEE) negativ wird, das heißt eine Aufnahme ins System findet statt. Dies spiegelt der nach unten gerichtete CO_2 -Pfeil im ersten Teilbild der Abb. 2 wieder. Unter diesen naturnahen Bedingungen werden in Regenmooren am Alpenrand CO_2 -C Aufnahmen von über $100 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ erreicht (siehe DRÖSLER 2005). Parallel dazu verliert das System aber CH_4 in erheblichen Mengen. Dies können in naturnahen Regenmoorbulten bis zu ca. $30 \text{ g CH}_4\text{-C}$ sein (ebd.). Die aktuelle Kohlenstoff-Bilanz der naturnahen Regenmoore weist damit aber immer noch eine deutlich höhere Aufnahme auf als das stratigraphisch bestimmte langjährige Mittel seit der Entstehungszeit der Moore (LORCA: Long term rate of carbon accumulation). Wird nun der Wasserstand mäßig abgesenkt oder entsteht eine außergewöhnliche Trockenheit (siehe zweites Teilbild in Abb. 2), dann dreht sich der Pfeil des Netto-Ökosystemaustauschs um, das heißt die Ökosystematmung überwiegt die Brutto-Primärproduktion. Dies tritt ein, weil unter aeroben Bedingungen die Mineralisation des Torfs um ca. eine Zehnerpotenz schneller verläuft als unter anaeroben Bedingungen. Die Methanemissionen sinken auf ein unbedeutendes Niveau und sind in der Richtung nicht mehr eindeutig bestimmt. Dafür werden die Lachgasemissionen angeworfen, weil sich nun die für die Denitrifikation günstigen Bedingungen (ausreichende Bodenfeuchte und Benachbarung von aeroben und anaeroben Zonen) einzustellen beginnen. Erfolgt eine weitere Dränage (siehe drittes Teilbild Abb. 2) kann sich einerseits keine torfbildende Vegetation an der Oberfläche mehr halten und andererseits sind die Bedingungen für eine effiziente aerobe Bodenatmung sehr günstig. Dadurch überwiegt die Reco die GPP deutlich und das System weist einen hohen Kohlenstoffverlust auf. Der CO_2 -C Verlust in dränierten ehemaligen Torfstichen kann unter solchen Bedingungen $450 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ erreichen (DRÖSLER 2005), was ein Vielfaches der maximalen jährlichen Aufnahme beträgt. Werden die Standorte renaturiert, (siehe viertes Teilbild der Abb. 2) werden sie aus mehr oder weniger stabilen Zuständen (naturnah und degradiert) in eine dynamische Entwicklung überführt. Je nach Art der Renaturierung, vorhandener Vegetation, Geschwindigkeit der Sukzession, Dynamik des Wasserspiegels etc. stellen sich die Stoffflüsse schnell um. Die Reco lässt sich mit einer Wasserstands-anhebung drastisch und mehr oder weniger unmittelbar reduzieren. Andererseits ist die Entwicklung einer effizienten GPP davon abhängig, wie

schnell sich eine torfbildende Vegetation einstellt. Dies kann bei Sphagnen-Rasen in Regenmooren in wenigen Jahren gelingen. Die Ausbildung von reinen Kalkkleinseggenriedern kann dagegen mehrere Jahrzehnte dauern. Erst wenn aber die vegetations-abhängige GPP größer ist als die Reco, wirkt der Bestand als CO_2 -C Senke. Dies ist im vierten Teilbild der Abb. 2 durch einen CO_2 -Pfeil in beide Richtungen symbolisiert. Der CH_4 -Fluss steigt andererseits an auf ein naturnahes Niveau wohingegen die N_2O -Emissionen wegfallen. Schließlich hängt in der Überstauvariante (fünftes Teilbild Abb. 2) ebenso wie in der Anstauvariante die Aufnahme oder Abgabe von CO_2 von der Vorläufer-Vegetation und der Entwicklungsgeschwindigkeit und Richtung der Sukzessionsprozesse der Vegetation ab. Die Emissionen von CH_4 werden aber durch den Überstau erheblich ansteigen und in Grundwassermooren bis mehr als $300 \text{ g CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ erreichen (AUGUSTIN & CHOJNICKI 2008), was weit über naturnahen Bedingungen liegt.

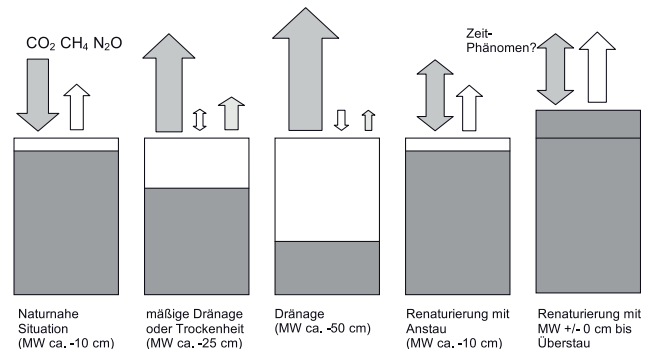


Abbildung 2: Synthese der Abhängigkeit der Spurengasflüsse vom Wasserstand in Mooren. Die Größen der Pfeile entsprechen nur Relationen keinen exakten Flussraten! (nach DRÖSLER et al. 2008)

C-Bilanz versus Klimawirksamkeit

Die Regenmoorstandorte der beispielhaft dargestellten Ergebnisse aus der Kendlmühlfilze gliedern sich entlang eines Naturnähe-Gradienten zwischen den beiden Achsen der Kohlenstoff-Akkumulation (C-Bilanz) und der Klimawirksamkeit (GWP-Bilanz) (Abb. 3). Es wird die Konvention der Meteorologie übernommen, dass negative Zahlen einen Verlust für die Atmosphäre und einen Gewinn fürs Ökosystem darstellen. Auffällig ist, dass die degradierten Standort-/Vegetationstypen am rechten Ende der Abb. 3 sowohl als Kohlenstoff-Verlustflächen als auch als Klima-Erwärmer wirken. Die naturnahen Flächen dagegen wirken als Kohlenstoffsenken (links der y-Achse) und zwar in Größenordnungen, die mit im Mittel ca. $100 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (DRÖSLER 2005) dem 2-3 fachen der langfristigen mittleren Kohlenstoffbindung (LORCA) entsprechen. Andererseits sind diese Standorte noch leichte Klima-Erwärmer (oberhalb der x-Achse). Generell kann man davon ausgehen, dass sich die naturnahen Standorte nahe an der Klimaneutralität

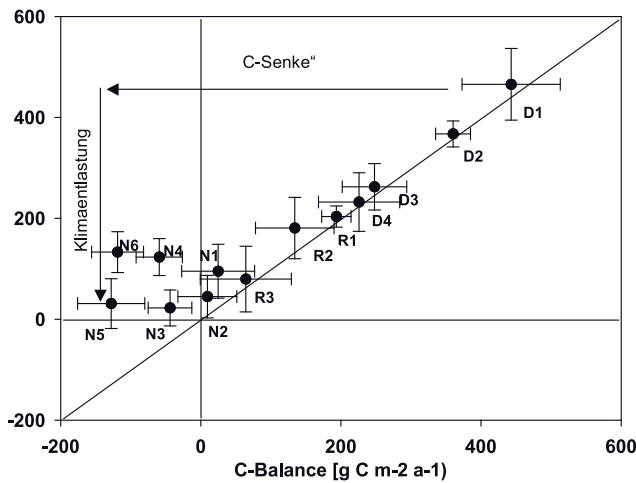


Abbildung 3: C-Bilanz vs. Klimarelevanz von Regenmoorstandorten (Kendlmühlfilze; DRÖSLER 2005). Konvention: negative Werte bedeuten Aufnahme ins Ökosystem. D1, D2: aufgelassener trockener Torfstich; D3, D4: vorentwässerte Hochmoorheide; R1: gefluteter ehemaliger Torfstich; R2: renaturierte feuchte Hochmoorheide; R3: renaturierter Sphagnumrasen; N1, N2: feuchte Hochmoorheide; N3: Sphagnumrasen; N4: Eriophorum-Bulte; N5: Übergang Bult-Schlenke; N6: Schlenke

verhalten. Im Vergleich zu den degradierten Standorten wirken die naturnahen Standorte als erhebliche Klimaentlastung.

Ermittlung der Klimarelevanz von Moorstandorten über einfache Indikatoren

Nachdem der Wasserstand vom Prozessverständnis her als dominierender Faktor für den Austausch der klimarelevanten Spurengase identifiziert wurde (siehe Abb. 2) stellt sich die Frage ob es auch quantitative Beziehungen zwischen Mittlerem Wasserstand (MW) und Klimawirksamkeit der Moore gibt. Anhand des Datensatzes aus der Kendlmühlfilze (DRÖSLER 2005) wurde diese Beziehung geprüft. Auffällig ist, dass es einen Optimum-Bereich gibt, bei dem die Klimawirksamkeit am geringsten ist: ca. -5 bis -10 cm MW (siehe Abb. 4). Steigt der Wasserstand bis zur Geländeoberkante oder wird überstaut, dann steigt die Klimawirksamkeit wieder an. Daraus lassen sich Management-Empfehlungen für die Moorrenaturierung ableiten. Allerdings repräsentieren diese Werte nur einen Zeitpunkt in einer dynamischen Entwicklung nach Renaturierung. Daher wird derzeit (2009/2010) im Rahmen des LfU-Projektes (siehe Tabelle 1) geprüft, inwieweit sich die Klimabilanz 10 Jahre nach Überstau auf exakt denselben Flächen verändert hat und eine zeitliche Komponente in die Beziehung Wasserstand zu Klimarelevanz aufgenommen werden kann. Dies ist für die Prognose der Klimaentlastung durch Renaturierung entscheidend.

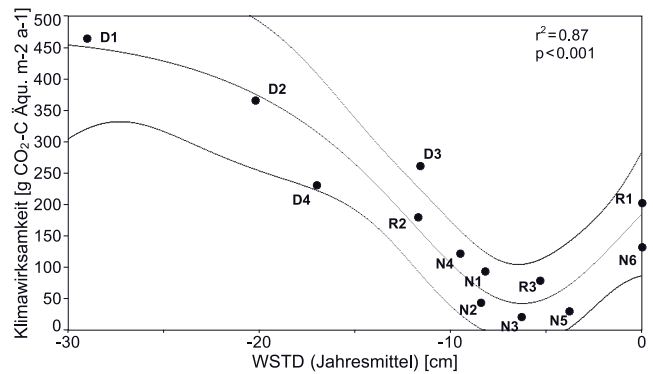


Abbildung 4: Klimawirksamkeit vs. Mittlerer Jahreswasserstand (Daten aus DRÖSLER 2005); Überstau auf 0 cm skaliert; dargestellt Regressionskurve und 95% Konfidenzintervall). D1, D2: aufgelassener trockener Torfstich; D3, D4: vorentwässerte Hochmoorheide; R1: gefluteter ehemaliger Torfstich; R2: renaturierte feuchte Hochmoorheide; R3: renaturierter Sphagnumrasen; N1, N2: feuchte Hochmoorheide; N3: Sphagnumrasen; N4: Eriophorum-Bulte; N5: Übergang Bult-Schlenke; N6: Schlenke

Welche Bedeutung haben die deutschen Moore unter aktueller Nutzung für die Klimabilanz?

Deutschland ist nach neuesten Abschätzungen mit mindestens 11% der zweitgrößte Emittent an Treibhausgasen aus Mooren im gesamt-europäischen Vergleich, obwohl die deutsche Moorfläche nur 3,2% der europäischen umfasst (BYRNE et al. 2004). Damit steht Deutschland im europäischen Vergleich an 7. Stelle der Moorfläche, aber an 2. Stelle der Klimabelastung durch moorbürtige Emissionen. Grund dafür ist die Dominanz von Grundwassermooren und die Tatsache, dass mehr als 80% der deutschen Moore landwirtschaftlich genutzt werden. Die Emissionen aus deutschen Mooren sind damit zum größten Teil anthropogen bedingt und daher Bestandteil der deutschen Emissionsinventare unter der Klimarahmenkonvention (UNFCCC). Emissionen aus genutzten Mooren werden erstmals im vierten nationalen Bericht für die UNFCCC mit ca. 12 Tg C-Äqu. a⁻¹ berichtet (UBA 2009). Die anthropogenen Treibhausgasemissionen aus Mooren entsprechen damit ca. 4,5% der deutschen fossilen Gesamtemissionen und sind daher eine Hauptquelle. Für Bayern haben eigene Schätzungen ergeben, dass die moorbürtigen Emissionen ca. 8% der fossilen Emissionen entsprechen.

Wie hoch sind die Reduktionspotenziale durch Moorrenaturierung?

Werden die Moorrenaturierungen aus Klimaschutz Gesichtspunkten optimal durchgeführt, lassen sich bei Regenmooren Reduktionspotenziale von ca. 15 t CO₂-Äqu. ha⁻¹ a⁻¹ und bei Grundwassermooren von ca. 30 t CO₂-Äqu. ha⁻¹ a⁻¹ erreichen (siehe FREIBAUER & DRÖSLER 2009). Dies setzt voraus, dass in der Renaturierung von den belastendsten Niveaus (intensive Grünland- und Ackernutzung) aus gestartet wird und sich Zielbestände etablieren lassen, die

Mittel-Wasserstände knapp unter der Oberfläche (-10 cm) aufweisen. Überstauvarianten in Grundwassermooren können dagegen die Belastungssituation sogar verschärfen, weil die erheblichen Methan-Emissionen die reduzierten Kohlendioxidemissionen in ihrer Klimawirksamkeit überkompensieren (siehe AUGUSTIN & CHOJNICKI 2008). Für Deutschland wurde nach eigenen Berechnungen ein maximales Reduktionspotenzial durch Moorrenaturierung von 35 Mio t CO₂-Äquivalenten ermittelt.

4. Diskussion

Das in der Studie in der Kendlmühlfilze eingesetzte Messsystem (DRÖSLER 2005) hat sich für die Erfassung der Spurengasflüsse von kleinräumigen Vegetationsmosaiken und ohne Stromanschluss als geeignet erwiesen. Ähnliche Haubentechniken werden zum Beispiel von TUUTTILA et al. (1999), WADDINGTON & ROULET (2000) und WILSON et al. (2008) eingesetzt, wobei deren finanzieller und instrumenteller Aufwand durch sehr aufwändige Klimatisierungssysteme sehr hoch ist.

Umfassende Tests der eigenen manuellen Haubententwicklung haben die Vergleichbarkeit mit der Eddy-Kovarianz-Technik bestätigt (siehe DRÖSLER 2005). Die Vergleichbarkeit der automatischen Hauben mit den manuellen Hauben wurde von BEYER et al. (in Vorbereitung) geprüft. Aufgrund des erheblichen Arbeitsaufwandes einerseits und der begrenzten zeitlichen Auflösung andererseits liegt die Zukunft in der Entwicklung von automatischen, klimatisierten „stand-alone“-Hauben, die alle drei Gase erfassen können.

Die hier eingesetzte Modellierungsstrategie ist angelehnt an BELLISARIO et al. (1998) und BUBIER et al. (1998), die die Parametrisierung der Flüsse gegenüber einfachen Steuerfaktoren erprobt haben. Diese datenorientierten Modellansätze sind robust und können mit wenigen Parametern für konkrete Messjahre zuverlässig eingesetzt werden. Die Limitierung der CO₂-Bodenatmung durch Feuchte, die für Mineralböden von REICHSTEIN et al. (2003) modelliert wurde, konnte auf den hier untersuchten Standorten nicht identifiziert werden. Prozessorientierte Modelle für CH₄- und CO₂-Emissionen wie zum Beispiel PEATLAND (van HUISSTEDEN et al. 2006) sind geeignet, das Verständnis der Flussratenbildung und Emission zu erhöhen, lassen sich aber unter Realbedingungen meist nur unzureichend parametrisieren.

Die aus der C-Bilanzierung über die Gasflüsse (siehe Gleichung 1 auf Seite 63) hervorgehenden Größenordnungen der C-Akkumulation sind 2-3 mal so hoch wie die langjährigen mittleren C-Akkumulationsraten (LORCA), die mit stratigraphischen Methoden bestimmt wurden (siehe zum Beispiel TURUNEN & TOLONEN 1996; TURUNEN et al. 2002). Dieser Unterschied kann daran liegen, dass zufällig besonders

effiziente Flächen mit den Haubenmethoden erfasst wurden. Dagegen spricht allerdings, dass das Mittel der verschiedenen naturnahen Flächen signifikant über den Raten der LORCA liegt. Alternativ könnten daher derzeit günstige Wachstumsbedingungen für Moore diese erhöhten Akkumulationsraten erklären. Längere Vegetationsperioden, höhere Temperaturen bei dennoch ausreichendem oder sogar steigendem Niederschlag begünstigen das Wachstum der torfbildenden Vegetation.

Dass Renaturierungsmaßnahmen aber nicht unmittelbar zur Klima-Entlastung beitragen müssen oder sogar die Klimabelastung steigern können, haben WILSON et al. (2008) für Regenmoore und AUGUSTIN & CHOJNICKI (2008) für Grundwassermoore gezeigt. Schlüsselfaktor ist der Wasserstand, denn die hohen CH₄ Emissionen bei Überstau liegen einerseits daran, dass durch die Vorläufervegetation in der Regel leicht verfügbare Kohlenstoffe vorhanden sind, die unter anaeroben Bedingungen von den methanogenen Bakterien genutzt werden. Andererseits fehlt bei Überstau die aerobe oberste Torfschicht, in der das CH₄, das in den tieferliegenden Torfschichten gebildet wurde, von den methanotrophen Bakterien zu CO₂ aufoxidiert wird. Daher sind gerade die Überstauvarianten in der Klimabilanz problematisch. Schließlich haben die Aerenchyme der Helophyten eine bypass-Funktion für den Transport des CH₄ in die Atmosphäre. Daher sind Renaturierungsverfahren erforderlich, die einerseits ohne permanenten Überstau auskommen und andererseits die Bedingungen für die Entwicklung von torfbildender Vegetation schaffen. Neben der gezielten Steuerung des Wasserstandes ist deshalb insbesondere die Lenkung der Vegetationsentwicklung in der Etablierungsphase erforderlich. Hier können die umfassenden Kenntnisse zur vegetationsbasierten Renaturierungsforschung für die Absicherung der Klimaentlastungsleitung durch Moorrenaturierung eingesetzt werden (PFADENHAUER et al. 1990; PFADENHAUER 1999; PFADENHAUER & GROOTJANS 1999; PFADENHAUER & ZEITZ 2001; PFADENHAUER & HEINZ 2004).

Wie schnell kann man durch Renaturierung Klimaentlastungsleistung erreichen? Die renaturierten Standorte nehmen entlang der Chronosequenz in den Kendlmühlfilzen eine Mittelstellung ein (siehe Abb. 3), das heißt sie verlieren weniger Kohlenstoff und sind weniger klimawirksam als die degradierten Standorte, haben aber das günstige Niveau der naturnahen Standorte noch nicht vollständig erreicht. Für die kurze Zeit seit der Renaturierung (15 Jahre bei R2 und R3) ist aber mit 66-336 g CO₂-C Äquiv. m⁻² a⁻¹ Einsparung gegenüber den degradierten Standorten schon eine erhebliche Klimaentlastung durch Renaturierung zu verzeichnen (DRÖSLER 2005). Bereits im ersten Jahr konnte an einem Standort eine Klimaentlastung von 160 g CO₂-C Äquiv. m⁻² a⁻¹ erreicht werden (ebd.).

Aber auch naturnahe Moore sind bestenfalls klimaneutral: Dies liegt daran, dass die erhöhten CH_4 -Emissionen auf den naturnahen Standorten gepaart mit dem höheren GWP des Methans die Bilanz der Klimawirksamkeit der naturnahen Standorte dominiert (siehe Abb. 3).

Da der Wasserstand ein dominierender Faktor für die Steuerung der Klimarelevanz von Mooren ist (siehe Abb. 4), bietet sich an, diesen Parameter als einzigen Skalierungsfaktor für die Flüsse zu verwenden und darüber hinaus für den Wasserstand einfache Indikatoren wie Vegetationstypen zu verwenden (siehe zum Beispiel COUWENBERG et al. 2008). Diese Verfahren sind von großen Unsicherheiten begleitet, weil die stabile Beziehung zwischen Wasserstand und Klimabilanz nicht ausreichend über weite Standortgradienten abgesichert ist, für ein weites Spektrum der extrapolierten Vegetationstypen keine realen Spurengasflüsse vorliegen und insbesondere eine einfache Indikation des Wasserstandes mit der Vegetation nur unter naturnahen Bedingungen gelingt (siehe BUBIER et al. 1998).

Der Einsatz biologischer Senken zum Klimaschutz wird kritisiert, da unter anderem bei Wäldern die zusätzliche Aufnahme (additionality) durch Management-Maßnahmen nicht eindeutig verifizierbar ist und nicht ausreichend von den Effekten zusätzlicher Düngung durch Nährstoffeintrag über die Luft getrennt werden kann. Zudem ist die Aufnahme-Leistung jährlichen Schwankungen unterworfen und es stellen die schwierige Messbarkeit der geringfügig veränderten Aufnahmeleistungen in kurzen Zeiträumen sowie die Nicht-Permanenz der Bindung (insbesondere in Wäldern, siehe Waldbrände) die Senken-Idee in Frage (NOBLE & SCHOLLES 2001, MISSFELDT & HAITES 2001).

Werden Moore zum Klimaschutz renaturiert, trifft diese Kritik nur zum Teil zu: Die Reduktion der Emissionen, beziehungsweise die Erhöhung der Senkenfunktion ist in Mooren eindeutig Management-Maßnahmen zuzuordnen (additionality), die am Wasserstand und/oder der Nutzungsintensität ansetzen. Die Flüsse klimarelevanter Spurengase reagieren signifikant auf Management-Maßnahmen insbesondere, weil intensiv genutzte oder degradierte Flächen aufgrund des großen C-Pools im Boden um bis zu fünffach höhere Verluste aufweisen, als naturnahe Flächen aufnehmen (DRÖSLER 2005). Damit sind die Einflüsse von Management sicherer messbar als bei Wäldern oder mineralischen Böden. Die Nicht-Permanenz der Bindung ist weitgehend durch entsprechende Management-Auflagen auszuschließen (Nutzungsform und -Intensität, Wasserstandregulierung). Von interannuellen Schwankungen der Spurengasflüsse bleiben auch Moore nicht verschont. Die Schwankungen der Produktivität werden in Mooren aber besonders über den Wasserhaushalt gesteuert. Je naturnaher ein Moorstandort ist, desto

besser kann aber die funktionsfähige Torfstruktur die Wasserstands-Schwankungen ausgleichen und damit die interannuellen Unterschiede dämpfen. So waren beispielsweise im extremen Trockenjahr 2003 diejenigen Bauern im Vorteil, die (extensives) Niedermoor-Grünland bewirtschafteten, wie Beispiele aus dem Freisinger Moos gezeigt haben (Ertl, mdl.). Der wesentliche Vorteil des Moorschutzes zum Klimaschutz ist die Tatsache, dass der weitaus bedeutendste Teil des Klimaschutzeffektes aus echter Reduktion der Emissionen herrührt.

Andererseits sind Senken relativ schnell und kostengünstig zu etablieren, können in den ersten Jahrzehnten nach Etablierung (insbesondere Wald) erhebliche C-Speicherungsleistungen vorweisen und sollten deshalb für die nächsten 20-30 Jahre in keinem Maßnahmenkatalog für Klimaschutzmaßnahmen fehlen (SMITH 2004c). Damit wird die „Brückenfunktion“ der Senken, bis technische Innovationen marktreif und in großem Umfang eingeführt sind, als Hauptargument für deren Einsatz zum Klimaschutz hervorgehoben (NOBLE & SCHOLLES 2001).

Dies gilt auch für das Konzept, Moore zum Klimaschutz einzusetzen, wobei hier die erheblichen Emissionsminderungen im Vordergrund stehen. Insbesondere die „Brückenfunktion“ ist dabei hervorzuheben, da eine Emissionsreduktion bei einer Nutzungsumstellung unmittelbar wirksam werden kann. So konnte zum Beispiel durch die Renaturierung von ehemaligen Torfstichen bereits im ersten Jahr die Emission von $360 \text{ g CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ auf $190 \text{ g CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ nahezu halbiert werden (DRÖSLER 2005). Grundsätzlich sind die durchzuführenden Maßnahmen nicht kostspielig, solange der Wasserstand mit vertretbarem Aufwand geregelt werden kann. Eine differenzierte Bewertung der Kosteneffizienz hinsichtlich betriebswirtschaftlicher und volkswirtschaftlicher Effekte von Klimaschutz durch Moorschutz bietet die Basis, über die ökonomische Rationalität dieser Klimaschutzmaßnahmen zu urteilen.

Aus der Synthese der aktuellen Forschungsprojekte lassen sich generell folgende Aussagen zum Unterschied zwischen Regenmooren und Grundwassermooren ableiten: Die Reduktion der Klimabelastung durch Moorrenaturierung ist bei den Regenmooren geringer aber andererseits sicherer prognostizierbar. Für die Grundwassermoore sind die Reduktionspotenziale grundsätzlich höher, weil höhere Belastungswerte (Emissionen) gegeben sind. Andererseits ist die Abschätzung der Reduktionspotenziale unsicherer, da (1) eine größere Standortvielfalt gegeben ist, (2) eine Vielzahl von Management-Einflüssen einwirken, (3) die Ausgangsbedingungen für mögliche Umnutzungen zum Teil ungünstig sind und (4) Sukzessionsvorgänge daher schlechter prognostizierbar/lenkbar sind. Etablierungsuntersuchungen unter Einbeziehung populationsbiologischer Kenntnisse (siehe KRATZ & PFADENHAUER 2001) können in Zu-

kunft die Prognosemöglichkeiten der Effizienz von Moorrenaturierungen für den Klimaschutz verbessern.

5. Schlussfolgerungen

Renaturierungsmaßnahmen von Mooren können einen relevanten Beitrag zum Klimaschutz leisten. Die Größenordnung hängt aber einerseits von der Emissions-Bezugsgröße und andererseits von den zur Verfügung stehenden Flächen für eine Renaturierung ab. Bayern hat im Rahmen des Klip2020 vorreiterhaft ein üppig ausgestattetes Programm (2008-2011) der Moorrenaturierung zum Klimaschutz aufgelegt, das sich derzeit in Umsetzung befindet. Die Vegetationsökologie führt dazu eine wissenschaftliche Begleitforschung durch. Hiermit wird zeitnah der wissenschaftliche Erkenntnisstand in die Umsetzungspraxis eingebunden. Die Ausrichtung der Forschung auf anwendungsrelevante Grundfragen entspricht der Tradition des von Jörg Pfadenhauer geprägten Lehrstuhls für Vegetationsökologie an der TU-München.

Literatur

- AUBINET, M.; GRELE, A.; IBROM, A.; RANNIK, Ü.; MONCRIEFF, JB; FOKEN, T.; KOWALSKI, AS.; MARTIN, PH.; BERBIGIER, P.; BERNHOFER, C.; CLEMENT, R.; ELBERS, J.A.; GRANIER, A.; GRÜNWALD, T.; MORGENSTERN, K.; PILEGAARD, K.; REBMANN, C.; SNIJDERS, W.; VALENTINI, R. & VESALA, T. (2000): Estimates of the annual net carbon and water exchange of European forests: the EUROFLUX methodology, *Advances in Ecological Research*, 30, 113-175.
- AUGUSTIN, J. & CHOJNICKI, B. (2008): Austausch von klimarelevanten Spurengasen, Klimawirkung und Kohlenstoffdynamik in den ersten Jahren nach der Wiedervernässung von degradiertem Niedermoorgrünland. In: GELBRECHT, J.; ZAK, D. & AUGUSTIN J. (Hrsg.): Phosphor- und Kohlenstoff-Dynamik und Vegetationsentwicklung in wiedervernässten Mooren des Peenetales in Mecklenburg-Vorpommern. *Berichte des IGB*, Heft 26/2008, pp. 50-67.
- BELLAMY, P.H.; LOVELAND, P.J.; BRADLEY, R.I.; LARK, R.M. & KIRK, G.J.D. (2005): Carbon losses from all soils across England and Wales 1978-2003. *Nature*, 437, 245-248.
- BELLISARIO, L.M.; MOORE, T.R. & BUBIER, J.L. (1998): Net ecosystem CO₂ exchange in a boreal peatland, northern Manitoba. *Ecoscience*, 5(4): 534-541.
- BRUMME, R.; BORKEN, W. & FINKE, S. (1999): Hierarchical control on nitrous oxide emission in forest ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles* 13, 1137-1148.
- BUBIER, J.L.; CRILL, P.M.; MOORE, T.R.; SAVAGE, K. & VARNER, R.K. (1998): Seasonal patterns and controls on net ecosystem CO₂ exchange in a boreal peatland complex. *Global Biogeochemical Cycles* 12: 703-714.
- BYRNE, K.A.; CHOJNICKI, B; CHRISTENSEN, T.R.; DRÖSLER, M.; FREIBAUER, A. ET AL. (2004): EU peatlands: Current carbon stocks and trace gas fluxes. CarboEurope-GHG Concerted Action – Synthesis of the European Greenhouse Gas Budget, Report 4/2004, Specific Study, Tipo-Lito Recchioni, Viterbo, October 2004, ISSN 1723-2236.
- COUWENBERG, J.; AUGUSTIN, J.; MICHAELIS, D. & JOOSTEN, H. (2008): Emission reductions from rewetting of peatlands. Towards a field guide for the assessment of greenhouse gas emissions from Central European peatlands. Greifswald. Duene. in press.
- DRÖSLER, M. (2005): Trace gas exchange and climatic relevance of bog ecosystems, Southern Germany. Dissertation an der Technischen Universität München, 179 S. published online: [urn:nbn:de:bvb:91-diss20050901-12494310](http://nbn:de:bvb:91-diss20050901-12494310).
- DRÖSLER, M.; FREIBAUER, A.; CHRISTENSEN, T. & FRIBORG, T. (2008): Observation and status of peatland greenhouse gas emission in Europe. In: The Continental-Scale Greenhouse Gas Balance of Europe. DOLMAN, H.; VALENTINI, R. & FREIBAUER, A. (Eds.): *Ecological Studies*, Vol. 203 2008, 305 p. ISBN: 978-0-387-76568-6.
- FREIBAUER, A.; DRÖSLER, M.; GENSIOR, A. & SCHULZE, E.-D. (2009): Das Potenzial von Wäldern und Mooren für den Klimaschutz in Deutschland und auf globaler Ebene. *Natur und Landschaft*. Heft 1/2009. Sonderheft Biodiversität und Klimawandel. pp. 20-25.
- HÖPER, H. (2007): Freisetzung klimarelevanter Gase aus deutschen Mooren. *Telma* 37., 85-116.
- KAULE, G. (1974): Die Übergangs- und Hochmoore Süddeutschlands und der Vogesen. – *Diss. Bot.* 27, Verlag Cramer, Lehre. 355 S.
- KRATZ, R. & PFADENHAUER, J. (2001): Ökosystemmanagement für Niedermooere: Strategien und Verfahren zur Renaturierung. Ulmer, Stuttgart. 317 S.
- MISSFELDT, F. & HAITES, E. (2001): The potential contribution of sinks to meeting the Kyoto protocol commitments. *Environmental Science and Policy*, 4, pp. 269-292.
- NOBLE, I. & SCHOLE, R.J. (2001): Sinks and the Kyoto protocol. *Climate Policy*, 1/2001, 5-25.
- PFADENHAUER, J.; SIUDA, C.; KRINNER, C. (1990): Ökologisches Entwicklungskonzept Kendlmühlfilzen. *Schriftenreihe BayLfU*, Heft 91, München. pp 61.
- PFADENHAUER, J. (1999): Leitlinien für die Renaturierung süddeutscher Moore. *Natur und Landschaft* 74, S.18-29.
- PFADENHAUER, J. & GROOTJANS, A. (1999): Wetland restoration in Central Europe: Aims and methods. *Journal of Applied Vegetation Science* 2, pp. 95-106.
- PFADENHAUER, J. & ZEITZ, J. (2001): Leitbilder und Ziele für die Renaturierung norddeutscher Niedermooere. – In: KRATZ, R. & PFADENHAUER, J. (Hrsg.): Ökosystemmanagement für Niedermooere: Strategien und Verfahren zur Renaturierung. Ulmer, Stuttgart. S. 17-24.
- PFADENHAUER, J. & HEINZ, S. (2004): Renaturierung von niedermooertypischen Lebensräumen – 10 Jahre Niedermooermanagement im Donaumoos. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 9, 299 S.
- RETH, S.; HENTSCHEL, K.; DRÖSLER, M. & FALGE, E. (2005): DenNit – Experimental analysis and modelling of soil N₂O efflux in response on changes of soil water content, soil temperature, soil pH, nutrient availability and the time after rain event. *Plant and Soil* 272: 349–363.

REICHSTEIN, M.; REY, A. & FREIBAUER, A. ET AL. (2003): Modelling temporal and large-scale spatial variability of soil respiration from soil water availability, temperature and vegetation productivity indices. *Global Biogeochemical Cycles*, Vol. 17, No. 4, 1104.

SALLANTUS, T. & KAIPAINEN, H. (1996): Leaching and accumulation of elements in ombrotrophic bogs as indicators of recent and past deposition quality. pp 412-417. In: ROOS J., (editor): *The Finnish Research Programme on Climate Change. Final Report. The Academy of Finland, Helsinki, Finland.*

SMITH, P. (2004c): Soils as carbon sinks: the global context. *Soil Use and Management* Vol. 20, Special Issue 1, 212-218.

TUITTILA, E.S.; KOMULAINEN V.M.; VASANDER H. & LAINE J. (1999): Restored cut-away peatland as a sink for atmospheric CO₂. *Oecologia*, 120, 563-574.

TURUNEN, J. & TOLONEN, K. (1996): Rate of Carbon accumulation in boreal peatlands and climate change. In: Lappalainen (ed.) *Global peat resources, IPS, Finland 1996.* pp. 21-36.

TURUNEN, J.; TOMPPONEN, E.; TOLONEN, K. & REINIKAINEN, A. (2002): Estimating carbon accumulation rates of undrained mires in Finland – application to boreal and subarctic regions. *The Holocene*, 12: 69-80.

UBA (Hrsg.) (2009): Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990-2007. *Climate Change 02 09 ISSN 1862-4359 Dessau.*

WADDINGTON, J.M. & ROULET, N.T. (2000): Carbon balance of a boreal patterned peatland. *Global Change Biology*, 6, 87-97.

WILSON, D.; ALM, J.; LAINE, J.; BYRNE, K.A.; FARRELL, E.P. & TUITTILA, E-S. (2008): Rewetting of Cutaway Peatlands: Are We Re-Creating Hot Spots of Methane Emissions? *Restoration Ecology*. 10.1111/j.1526-100X.2008.00416.x

VAN HUISSTEDEN, J.; VAN DEN BOS. R. & I. MARTICORENA ALVAREZ, I. (2006): Modelling the effect of water-table management on CO₂ and CH₄ fluxes from peat soils, *Netherlands Journal of Geosciences – Geologie en Mijnbouw* 85-1 pp 3-18.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Matthias Drösler
Technische Universität München
Lehrstuhl für Vegetationsökologie
Emil-Ramann-Str. 6
85350 Freising
droesler@wzw.tum.de

Laufener Spezialbeiträge 2/09

Vegetationsmanagement und Renaturierung –
Festschrift zum 65. Geburtstag von Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer

ISSN 1863-6446 – ISBN 978-3-931175-87-0

Verkaufspreis 10,- €

Die Themenheftreihe „Laufener Spezialbeiträge“ (abgekürzt: LSB) ging im Jahr 2006 aus der Fusion der drei Schriftenreihen „Beihefte zu den Berichten der ANL“, „Laufener Forschungsberichte“ und „Laufener Seminarbeiträge“ hervor und bedient die entsprechenden drei Funktionen.

Daneben besteht die Zeitschrift „ANLIEGEN NATUR“ (vormals „Berichte der ANL“).

Herausgeber und Verlag:

Bayerische Akademie für Naturschutz
und Landschaftspflege (ANL)

Seethalerstr. 6

83406 Laufen a.d.Salzach

Telefon: 08682/8963-0

Telefax: 08682 8963-17 (Verwaltung)

08682 8963-16 (Fachbereiche)

E-Mail: poststelle@anl.bayern.de

Internet: <http://www.anl.bayern.de>

Die Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege ist eine dem Geschäftsbereich des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt und Gesundheit zugeordnete Einrichtung.

Schriftleitung:

Ursula Schuster, ANL

Telefon: 08682 8963-53

Telefax: 08682 8963-16

Ursula.Schuster@anl.bayern.de

Für die Einzelbeiträge zeichnen die jeweiligen Autoren verantwortlich. Die mit dem Verfassernamen gekennzeichneten Beiträge geben nicht in jedem Fall die Meinung der Schriftleiterin wieder.

Schriftleitung und Redaktion für das vorliegende Heft:

Ursula Schuster und Dr. Harald Albrecht,

Lehrstuhl für Vegetationsökologie,

Technische Universität München.

Wissenschaftlicher Beirat:

Prof. em. Dr. Dr. h. c. Ulrich Ammer, PD Bernhard Gill,

Prof. em. Dr. Dr. h. c. Wolfgang Haber, Prof. Dr. Klaus Hackländer,

Prof. Dr. Ulrich Hampicke, Prof. Dr. Dr. h. c. Alois Heißenhuber,

Prof. Dr. Kurt Jax, Prof. Dr. Werner Konold, Prof. Dr. Ingo Kowarik,

Prof. Dr. Stefan Körner, Prof. Dr. Hans-Walter Louis,

Dr. Jörg Müller, Prof. Dr. Konrad Ott, Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer,

Prof. Dr. Ulrike Pröbstl, Prof. Dr. Werner Rieß,

Prof. Dr. Michael Suda, Prof. Dr. Ludwig Trepl.

Herstellung:

Satz: Hans Bleicher, Grafik · Layout · Bildbearbeitung,
83410 Laufen

Druck und Bindung:

Korona Offset-Druck GmbH & Co.KG, 83395 Freilassing

Erscheinungsweise:

unregelmäßig (ca. 2 Hefte pro Jahr).

Urheber- und Verlagsrecht:

Das Heft und alle in ihr enthaltenen einzelnen Beiträge, Abbildungen und weiteren Bestandteile sind urheberrechtlich geschützt.

Jede Verwendung außerhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung der ANL und der AutorInnen unzulässig.

Bezugsbedingungen/Preise:

Jedes Heft trägt eine eigene ISBN und ist zum jeweiligen Preis einzeln bei der ANL erhältlich: bestellung@anl.bayern.de oder über den Internetshop www.bestellen.bayern.de.

Auskünfte über Bestellung, Versand und Abonnement:

Annetarie Maier,

Tel. 08682 8963-31

Über Preise und Bezugsbedingungen im einzelnen:
siehe Publikationsliste am Ende des Heftes.

Zusendungen und Mitteilungen:

Manuskripte, Rezensionsexemplare, Pressemitteilungen, Veranstaltungsankündigungen und -berichte sowie Informationsmaterial bitte nur an die Schriftleiterin senden.

Für unverlangt Eingereichtes wird keine Haftung übernommen und es besteht kein Anspruch auf Rücksendung.

Wertsendungen (Bildmaterial) bitte nur nach vorheriger Absprache mit der Schriftleiterin schicken.