

TELMA	Beiheft 4	Seite 85 - 106	5 Abb.	Hannover, September 2011
-------	-----------	----------------	--------	--------------------------

# Maßnahmen zur Minderung der Treibhausgasfreisetzung aus Mooren im Mittleren Mecklenburg

Measures for the mitigation of greenhouse gas release from peatlands in Central Mecklenburg

STEPHAN GLATZEL, FRANZISKA KOEBSCH, SASCHA BEETZ, JULIANE HAHN, PATRICIA RICHTER und GERALD JURASINSKI

## Zusammenfassung

In der Region Mittleres Mecklenburg existiert eine Vielzahl von Moortypen, an denen unterschiedliche Maßnahmen zur Absenkung von Treibhausgasemissionen erprobt werden. Wir untersuchten in einem Laborexperiment die Methanfreisetzung der Streu unterschiedlicher Bestandsbildner in Süß- und Salzwasser und die in-situ-Methanemission von Dominanzbeständen in einem Küstenversumpfungsmoor vor und nach der Wiedervernässung mit Süßwasser. Weiterhin haben wir Lachgasflüsse von Intensivgrünland und Extensivgrünland über Anmoor gemessen. Die Laborergebnisse zeigen, dass die Überflutung mit Ostseewasser die Methanfreisetzung der Streu unabhängig von der Ausprägung der Pflanzenbestände zumindest kurzfristig stark herabsetzen würde. Die Überflutung mit Süßwasser dagegen führt in situ zunächst zu einer vegetationsabhängigen Verhundertfachung der Methanfreisetzung auf im Mittel ca.  $0,75 \text{ t CH}_4\text{-C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Im ersten Jahr der Extensivierung von Wirtschaftsgrünland stellten wir weder auf der intensiv bewirtschafteten Variante noch auf der Extensivierungsvariante nennenswerte Lachgasflüsse fest. Unsere Untersuchungen belegen die Notwendigkeit von Langzeituntersuchungen, um Maßnahmen zum Moorschutz auf Basis tragfähiger Daten hinsichtlich ihrer Klimawirkung besser abschätzen zu können.

## Abstract

In Central Mecklenburg (NE Germany), various measures are taken to reduce greenhouse gas emissions on a variety of peatland types. In a laboratory experiment we examined methane release of plant litter from fresh and brackish water species. In addition, we measured in-situ-methane fluxes in mono-dominant vegetation stands in a coastal fen before and after rewetting. Finally, we determined nitrous oxide exchange in high and low intensity grasslands on shallow histosols. Our results show that flooding with Baltic Sea water would at least in the short-term decrease methane release substantially, independent of vegetation composition. In contrast, flooding with fresh water leads to a vegetation-specific hundredfold increase of methane emissions of about  $1 \text{ t CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  on average. On the grassland sites we detected no

significant net nitrous oxide release on either the high or the low intensity grassland. Our examinations highlight the necessity of long-term investigations to assess the effectiveness of peatland rewetting as a climate mitigation measure.

## 1. Einleitung

### 1.1 Klimapolitischer Rahmen

Mecklenburg-Vorpommern ist, bezogen auf seine Fläche, das moorreichste Bundesland Deutschlands (ZAK et al. 2008). Gegenwärtig sind 300.000 ha als Moor einzustufen. Davon befinden sich 171.000 ha unter landwirtschaftlicher Nutzung. Mehr als 60% der Moore in Mecklenburg-Vorpommern sind stark oder extrem entwässert (MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ 2009). Durch die hiermit verbundene Freisetzung von Kohlendioxid ( $\text{CO}_2$ ) sind drainierte Moore zu einer bedeutenden Quelle von klimarelevanten Spurengasen geworden. In Mecklenburg-Vorpommern sind genutzte Moore mit Emissionen von ca. 37% an der Gesamttreibhausgasfreisetzung eine sehr wichtige Einzelquelle von klimarelevanten Spurengasen (JENSEN et al. 2010). Auch deshalb hat die Landesregierung von Mecklenburg-Vorpommern die Minderung der Freisetzung von klimarelevanten Spurengasen (oder Treibhausgasen, im Folgenden THG) aus Mooren als wichtiges Ziel des neuen Konzepts zum Schutz und der Nutzung der Moore (MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ 2009) definiert und über das Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie verschiedene Projekte zur Analyse der Freisetzung von THG aus Mooren gefördert. Daneben sind in den letzten Jahren mehrere Projekte zu diesem Thema an der Professur für Landschaftsökologie und Standortkunde der Universität Rostock initiiert worden. Verschiedene Maßnahmen zur Minderung der Freisetzung von THG aus Mooren im Raum Rostock (Mittleres Mecklenburg) werden geprüft und in ihren Auswirkungen auf die Treibhausgasemissionen hin untersucht. In diesem Beitrag werden erste Ergebnisse aus einigen dieser Projekte vorgestellt.

### 1.2 Treibhausgasfreisetzung von naturnahen und drainierten Mooren

Die Kohlenstofffestlegung in Mooren ist an die gehemmte Mineralisierung der Torfe und Pflanzenreste durch anoxische Bedingungen gebunden. Daher führt Entwässerung neben der Sackung zwangsläufig auch zur Freisetzung von  $\text{CO}_2$ . In intakten wassergesättigten Mooren wird ebenfalls organisch gebundener Kohlenstoff (C) abgebaut. Dabei entsteht neben  $\text{CO}_2$  vor allem Methan ( $\text{CH}_4$ ). Naturnahe Moore sind daher in der Regel Methanquellen. Aufgrund der stärkeren Klimawirkung eines Methanmoleküls im Vergleich zum  $\text{CO}_2$  ist bereits die Freisetzung geringer  $\text{CH}_4$ -Mengen in starkem Maße klimarelevant (bezogen auf 100 Jahre mit dem Faktor 25, FORSTER et al. 2007). Allerdings werden Moore normalerweise bei langfristiger Betrachtung als Kohlenstoff-Senke wirksam (YU et al. 2003).

HÖPER (2007) schätzt die mittlere Methanfreisetzung aus naturnahen Niedermooren auf  $24 \text{ g CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$  und gibt für diese Standorte eine C-Speicherrate von  $46 \text{ g CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$  an. Unter Grünlandnutzung dagegen nehmen Niedermoore etwas ( $20 \text{ mg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ )  $\text{CH}_4\text{-C}$  auf. Allerdings setzen sie im entwässerten Zustand große Mengen ( $460 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ )  $\text{CO}_2\text{-C}$  frei (HÖPER 2007). Hieraus ergibt sich trotz der Methanfreisetzung eine weit günstigere Treibhausgasbilanz von naturnahen Mooren. Eine verlässliche generalisierbare Angabe zu Methanfreisetzungen als Folge von Wiedervernässungsmaßnahmen steht derzeit nicht zur Verfügung. COUWENBERG (2009) nennt in seiner Zusammenstellung aktueller Arbeiten einen Emissionsfaktor von  $170 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1}$  bei Wasserständen von weniger als 20 cm unter Flur. Unter ungünstigen Bedingungen sind jedoch, insbesondere bei längerfristigem Überstau, höhere Methanemissionen möglich (AUGUSTIN & CHOJNICKI 2008).

Salzwasserbeeinflusste Moore unterliegen einer völlig anderen Methandynamik, denn unter Präsenz von Sulfat wird die Methanogenese kompetitiv unterdrückt (LOVLEY & KLUG 1983). Mehrere Studien haben gezeigt, dass die Zugabe von Salzwasser die Methanfreisetzung inhibiert (BLODAU & MOORE 2003, GAUCI et al. 2002, DISE & VERRY 2001). Andererseits konnten diese Ergebnisse nicht in allen Feldstudien bestätigt werden; z. B. stellen WESTON et al. (2010) eine erhöhte Methanfreisetzung als Folge der Beigabe von künstlichem Meerwasser fest.

Lachgas ( $\text{N}_2\text{O}$ ) besitzt eine noch stärkere Klimawirkung: Bezogen auf einen 100 Jahre-Zeithorizont wirkt es 298-mal so stark wie  $\text{CO}_2$  (FORSTER et al. 2007). Da  $\text{N}_2\text{O}$  als Zwischenprodukt der Denitrifikation bei häufig schwankendem Wasserspiegel bzw. mittleren Bodenfeuchteverhältnissen freigesetzt wird und die Freisetzung von der Verfügbarkeit von freiem Nitrat im Porenwasser abhängt, wird es in naturnahen Mooren in der Regel nicht freigesetzt. Landwirtschaftlich genutzte Moore dagegen sind häufig eine Lachgasquelle.

### 1.3 Wege zur Minderung der Treibhausgasfreisetzung

Für die Minderung von Treibhausgasemissionen aus Mooren in der Region Mittleres Mecklenburg ergeben sich verschiedene Optionen. In landwirtschaftlich genutzten Mooren könnte eine Extensivierung den Stickstoffüberschuss und damit die Nitratverfügbarkeit herabsetzen und so zu einer Minderung der Lachgasfreisetzung beitragen. Wiedervernässungen können grundsätzlich als Maßnahme zur Minderung der Emission von THG angesehen werden, da sie die  $\text{CO}_2$ -Freisetzung sehr stark reduzieren (JOOSTEN & COUWENBERG 2009). Es ist jedoch mit einer anfänglichen Erhöhung der Methanfreisetzung zu rechnen. AUGUSTIN & CHOJNICKI (2008) stellten im Peenetal in den ersten Jahren nach starker Wiedervernässung (Überflutung) extrem hohe  $\text{CH}_4$ -Emissionen von bis zu  $3,7 \text{ t CH}_4\text{-C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  fest. Weil im Peenetal bei der Wiedervernässung etablierte *Phalaris arundinacea*-Bestände überflutet worden sind, wird allerdings derzeit davon ausgegangen, dass derartig hohe Methanemissionen nicht zwangsläufig Konsequenzen der

Wiedervernässung sind und bei besserer Vorbereitung (Mahd der stehenden Biomasse vor Einrichtung der Wiedervernässungsmaßnahmen) vermieden werden könnten.

In küstennahen, von Deichen oder Dünen vom Meer getrennten Mooren bietet sich – wenn nicht Küstenschutzbelange entgegenstehen – die Möglichkeit einer Wiedervernässung mit Süßwasser oder Meerwasser an. Bei der Wiedervernässung mit Süßwasser wird das küstennahe Moor mit vom Land her zuströmenden Wasser vernässt. Bei der Wiedervernässung mit Meerwasser wird der Deich in seiner Funktion als Wasserbarriere zum Land hin eingeschränkt oder zerstört. In diesem Beitrag berichten wir über Untersuchungen zur Minderung von Methan- und Lachgasfreisetzung im Rahmen der folgenden Maßnahmen: a) Laboruntersuchungen zu den möglichen Folgen einer Wiedervernässung eines Küstenmoors mit Salzwasser b) Flutung eines Küstenmoors mit Süßwasser und c) Düngeenthaltung auf Intensivgrünland über Anmoor. Das Ziel der Untersuchungen ist es, einen Überblick über den kurzzeitigen Erfolg der genannten Maßnahmen zur Minderung der Treibhausgasfreisetzung von Mooren im Mittleren Mecklenburg zu liefern. Auf der Basis der geschilderten Kenntnisse werden folgende Hypothesen überprüft (in Klammern die verwendeten methodischen Ansätze):

1. Die Flutung eines Küstenversumpfungsmoores mit Meerwasser reduziert dessen Methanfreisetzung (Inkubationsexperiment im Labor, zweijährige Feldmessreihe mit Gashaubenmessungen).
2. Die Wiedervernässung eines Küstenversumpfungsmoores mit Süßwasser erhöht dessen Methanfreisetzung (Inkubationsexperiment im Labor, Zweijährige Feldmessreihe mit Gashaubenmessungen).
3. Düngeenthaltung und Extensivierung auf Wirtschaftsgrünland über Anmoor reduzieren die Lachgasfreisetzung (Einjährige Feldmessreihe auf stark entwässertem Anmoor mit unterschiedlichen Nutzungsintensitäten).

## 2. Material und Methoden

### 2.1 Untersuchungsgebiete

#### **Wiedervernässstes Küstenversumpfungsmoor Rodewiese**

Das Untersuchungsgebiet „Rodewiese“ befindet sich im Mittleren Mecklenburg, nordöstlich von Markgrafenheide im Stadtgebiet Rostock (Abb. 1). Die Rodewiese ist Teil des NSG „Heiligensee und Hütelmoor“ und befindet sich auf ca. 54°12' nördl. Breite und 12°10' östlicher Länge im Nordosten der Rostocker Gemarkung in der Rostocker Heide. Das Gebiet ist durch Versumpfung mit Schilf- und Seggentorfen aus einer Nehrung ent-

standen. Erst im Jüngerem Subatlantikum wurde ein Brackwassereinfluss deutlich. Dies führte zur Ausbildung eines Küstenversumpfungsmoores (SCHARRSCHMIDT 1989). Seit 1770 mit dem Ausbau des Moorgrabens zum Abtransport von Torfsoden und noch stärker mit dem Ausbau der Gräben 1838 wurde der Wasserhaushalt insbesondere der Niedermoorbereiche im Gebiet des NSG „Heiligensee und Hütelmoor“ nachhaltig geschädigt und die Torfbildung kam zum Erliegen (KURECK 2008). Die Komplexmelioration der 1970er Jahre senkte den Wasserspiegel auf 1,60 m unter Flur ab und verursachte eine Hypertrophierung der umliegenden Gewässer. Seit 1990 sind die hydrologischen Eingriffe in das Gebiet aufgegeben worden. Das Schöpfwerk wurde außer Betrieb genommen. Dies führte zu einem beträchtlichen Grundwasseranstieg und zu durchschnittlichen Wasserspiegeln von 0,3 m unter Flur. Dieser war mit dem Überstau weiter Flächen im Frühjahr und einer saisonalen Ionenkonzentrationsdynamik verbunden: Durch die Evapotranspiration im Sommer wurde die Ionenkonzentration im Bodenwasser (und damit die Leitfähigkeit) erhöht. Bei vermehrtem Zustrom von Süßwasser aus dem Einzugsgebiet bei gleichzeitig geringer Evapotranspiration sanken die Ionenkonzentrationen im Winterhalbjahr meist wieder ab (BOHNE & BOHNE 2007).

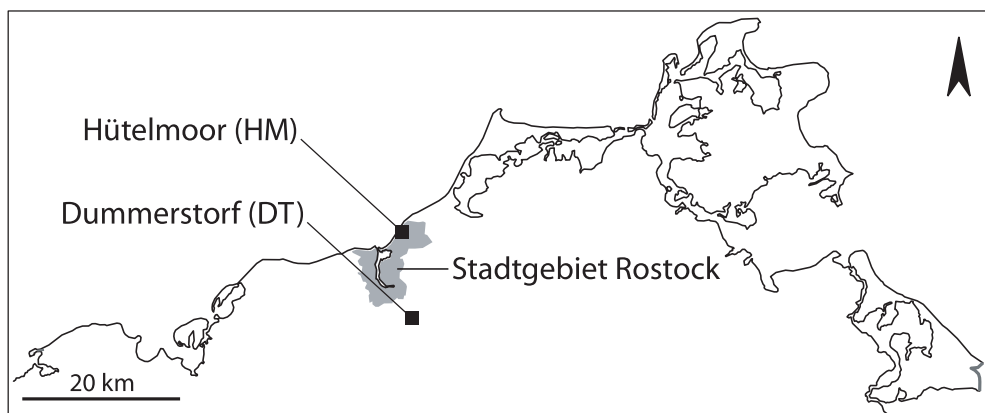


Abb. 1: Lage der Untersuchungsgebiete in Mecklenburg-Vorpommern. Südlich von Rostock, bei Dummerstorf finden die Treibhausgasmessungen auf anmoorigen Standorten (extensiv versus intensiv genutzt) statt. Im NSG „Heiligensee und Hütelmoor“, im Norden des Stadtgebiets Rostock stehen die Beiträge verschiedener Vegetationstypen und der Einfluss des Brackwassers der Ostsee auf die Treibhausgasbilanzen im Vordergrund.

Location of the investigation areas in Mecklenburg-Western Pomerania. South of Rostock, near Dummerstorf, greenhouse gas exchange measurements are being conducted on intensively and extensively managed non peatland histosols. In the nature conservation area „Heiligensee und Hütelmoor“, in the north of the city of Rostock, the contribution of different vegetation types on greenhouse gas budgets is the main object of investigation.

Episodisch (und zuletzt 1995) strömt brackiges Ostseewasser in das Gebiet ein und erhöht die Chloridkonzentrationen im Oberflächenwasser (SCHARRSCHMIDT 1989), was die oben beschriebene, sich mit der Zeit in ihren Extremen abschwächende Dynamik wieder in Gang bringt. Das NSG „Heiligensee und Hütelmoor“ ist von der Ostseeküste nur durch einen Dünendeich getrennt, der jedoch seit einigen Jahren nicht mehr unterhalten wird (LEIPE 2009). Dadurch soll eine Redynamisierung der Küste erreicht werden. Die dabei entstehende Überflutung des Moores mit Ostseewasser ist erwünscht und unproblematisch, seitdem der angrenzende Ortsteil Markgrafenheide durch einen Ringdeich vor Überschwemmungen geschützt ist. Unsere Messungen legen nahe, dass auch ohne einen offensichtlichen Deichdurchbruch schon jetzt Ostseewasser bei Sturmereignissen in das Gebiet gelangt (siehe unten). Im Herbst 2009 wurde das alte Wehr im Nordwesten des NSG „Heiligensee und Hütelmoor“ am Auslass des Hauptgrabens durch eine Sohlschwelle ersetzt. Dabei sollte die Stauhöhe um 0,5 m angehoben werden. Dies führte zu einer seit Oktober 2009 andauernden Überflutung mit Wasserständen von 10-80 cm über Flur.

VOIGTLÄNDER et al. (1996) haben im Pflege- und Entwicklungsplan des NSG „Heiligensee und Hütelmoor“ wesentliche Erkenntnisse über die aktuellen pedologischen und hydrologischen Verhältnisse zusammengestellt: Es dominieren heute stark grundwassergeprägte Niedermoorböden mit schwefelwasserstoffhaltigen Schilf- und Grobseggen-, seltener auch Feinseggen-, und Bruchwaldtorfen. Die Torfmächtigkeiten betragen 1 bis 3 m. Die oberen 1 bis 5 dm sind stark vererdet bis schwach vermulmt (bis max. Fenmulm) und stark durchwurzelt. Die tiefer anstehenden Torfe sind mittel bis stark zersetzt und besitzen eine geringere hydraulische Wasserleitfähigkeit (von Post-Skala H5-H8,  $k_f$ : 0,33 bis 0,95 m d<sup>-1</sup>). Das mittlere C/N-Verhältnis in den oberen 20 cm des Torfs ist 16, doch tiefere Torflagen besitzen ein C/N-Verhältnis von bis zu 32. Der pH-Wert liegt in 0-20 cm Tiefe bei 6,8, in tiefer gelegenen Torflagen schwankt er zwischen 4,6 und 7,6 (RICHTER 2010). Die Grundwasserleiter werden von unter den Torfen anstehenden glazifluviogenen Fein- bis Mittelsanden ( $k_f$ : 4,5 bis 5 m d<sup>-1</sup>) gebildet. Darunter formen Geschiebemergel eine weitgehend undurchlässige Schicht, die Richtung Ostsee einfällt und einen Grundwasserstrom in Richtung Ostsee bewirkt (BOHNE & BOHNE 2007).

Zentrale Bereiche der Rodewiese werden z. Z. vorwiegend von einem Strandsimsen-Brackwasserröhricht mit *Bolboschoenus maritimus* (L). Palla und *Schoenoplectus tabernaemontani* (C.C.Gmel.) Palla dominiert. Die Ufer der ehemaligen Entwässerungsgräben werden von *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. bewachsen. Auf den trockeneren, waldnahen Gebieten existieren in Form größerer *Lolium perenne* L.-Bestände zudem noch Reste des eingesäten Wirtschaftsgrünlandes.

## Stark entwässerte Anmoorflächen südlich von Dummerstorf

Das Untersuchungsgebiet „Dummerstorf“ befindet sich ca. 10 km südöstlich von Rostock auf 54°00' nördl. Breite und 12°14' östlicher Länge. Es befindet sich in der flachwelligen Grundmoräne und ist in den Niederungen vermoort. Hochmoorbildungen treten im Umland auf. Die mineralischen Böden sind oft staunass.

Die Landnutzungs- und Moorgeschichte in Dummerstorf ist im Vergleich zur Rodewiese wesentlich schlechter dokumentiert, da dieses Gebiet nie im Zentrum naturschützerisch motivierter Untersuchungen stand. Im weiteren Umfeld des Standorts befindet sich das Göldenitzer Moor, ein noch in Abtorfung befindliches Hochmoor (UMWELTMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN 2003). Im engeren Untersuchungsgebiet dominiert ein für die Grundmoräne im Rückland der Pommerschen Haupteisrandlage typisches Nebeneinander von mineralischen und organischen Böden. In von KRESSNER (2009) georeferenzierten und digital aufgearbeiteten Kartenwerken des 18. Jhdts. (Wiebekingsche Karte 1786, Schmettau'sche Karte 1788) ist das Untersuchungsgebiet als „Großes Moor“ ohne erkennbaren Torfabbau und andere Landnutzung vermerkt. Im ebenfalls von KRESSNER (2009) bearbeiteten Preußischen Messtischblatt von 1888 wird neben dem Flurnamen „Das große Moor“ auf „Torfschuppen“ hingewiesen und es liegen Signaturen des Torfabbaus vor. In den 60/70er Jahren wurde das Untersuchungsgebiet komplexmelioriert und präsentiert sich heute als Intensivgrünland mit vererdeten Verlandungsniedermooren in den Senken und Mineralböden auf den flachen Kuppen. Die Untersuchungen fanden auf Anmooren (Niedermoor-Stagnogley) mit einem verbliebenen 15 cm mächtigen nHm-Ha-Horizont unter dichtem *Lolium perenne* L. statt. Der Torfhorizont ist stark humifiziert (von Post Humifizierungsstufe 10), dicht gelagert ( $0,7 \text{ g cm}^{-2}$ ) und besitzt ein C/N-Verhältnis von 12. Die darunter liegenden mineralischen Horizonte (SwAa und Sd-Cv) sind aus lehmigem Sand aufgebaut und, wie auch der Torfhorizont, kalkhaltig (alle Angaben von ROBKOPF 2011). Der Wasserstand liegt bei 48 bis 288 cm unter Flur. Seit Mai 2009 wird ein Teil des Untersuchungsstandorts Anmoor Dummerstorf weiterhin betriebsüblich mit 220 bis 320 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> gedüngt (Intensivvariante) und ein anderer Teil wird nicht mehr gedüngt. Die Intensivvariante wird 4-mal jährlich geschnitten während die ungedüngte Variante einen jährlichen Pflegeschnitt erfährt.

### 2.2 Feld- und Labormethoden

#### Inkubationsexperiment mit Streuproben der „Rodewiese“

Im Mai 2008 wurde der Hf-Horizont des Erdniedermoors an der Rodewiese (0-10 cm) an zwei Standorten (Süd und Nord) beprobt. Die Streuproben wurden jeweils von Dominanzbeständen aus *Bolboschoenus maritimus*, *Schoenoplectus tabernaemontani*, *Glyceria fluitans* (L.) R. Br., *Carex riparia* Curtis und *Phragmites australis* gewonnen. Die Proben wurden in PE-Beutel verpackt, falls trocken, mit Standortoberflächenwasser aufgefüllt

und zur sofortigen Inkubation ins Labor gebracht. Für den Laborversuch wurden je fünf 10 g Aliquote der Streuproben im Umgebungs(süß)wasser und in Ostseewasser 36 Tage lang bis zum Abklingen messbarer Methanfreisetzung in offenen 250 ml Erlenmeyerkolben bei Zimmertemperatur inkubiert. Vor der Gasflussbestimmung wurden zur Etablierung von Methankonzentrationen um 1,7 ppm im Luftraum die Erlenmeyerkolben fünf Mal sanft geschwenkt und die Luft aus dem freien Volumen des Kolbens abgesaugt. Darauf wurden die Erlenmeyerkolben für 1 min mit Parafilm verschlossen und im Anschluss eine Luftprobe mittels evakuierter Gasmaus aus dem freien Volumen des Kolbens abgesaugt und am Gaschromatographen (Perkin Elmer, Autosystem) mit FI Detektor auf deren CH<sub>4</sub>-Gehalt analysiert. Die Analyse-Genauigkeit (bezogen auf die maximale Streuung von 40 Wiederholungsbestimmungen eines Prüfgases) lag bei > 96%. Die niedrigste nachweisbare Flussrate lag zwischen 10-67 µg CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>.

### Gasemissionsmessungen mit closed chambers

Die in-situ Gasflussmessungen an beiden Standorten fanden mit Gasmesshauben nach DRÖSLER (2005) (Grundfläche: 0,7 x 0,7 m, Höhe: 0,5 m) statt. Zur Messung wurden die Hauben mit luftdichtem Abschluss auf fest installierte Rahmen aufgesetzt. Bei höherer Vegetation (insbesondere in der Rodewiese) wurden die Hauben während der Messung mit Verlängerungen versehen. Die Luft im Inneren der Haube wurde 0, 7, 14 und 21 min nach Aufstellen mit gasdichten evakuierten Glascontainern beprobt. Die Gasproben wurden am Gaschromatographen (Perkin Elmer, Autosystem) analysiert. Als Begleitparameter wurden zu jeder Gasbeprobung in einem zuvor installierten Grundwassermessrohr Wasserstand und Wassertemperatur und im Inneren der Haube die Lufttemperatur gemessen. Die CH<sub>4</sub>-Flüsse wurden auf Basis der Konzentrationsänderung im Laufe der Schließzeit im Inneren der Haube berechnet. Die Flussberechnung fand mit Hilfe eines von JURASINSKI & KOEBSCH (2011) entwickelten R-Pakets statt. Dabei wird der Fluss aus dem linearen Modell aus Konzentrationswerten und dazugehörigem Beprobungszeitpunkten berechnet, wenn das Qualitätskriterium  $r_{adj}^2 \geq 0,8$  erfüllt ist.

Die Gasflussmessungen auf der Rodewiese fanden in zwei Messperioden von Oktober 2008 bis September 2009 und von Oktober 2009 bis September 2010 jeweils im zweiwöchentlichen Rhythmus statt. Die Messpunkte wurden in der Messperiode 2008/2009 an 4 verschiedenen Vegetationstypen mit jeweils 3 Wiederholungen installiert: Dominanzbestände von Sumpfsegge (*Carex acutiformis*), Strandsimse (*Bolboschoenus maritimus*), Salzteichsimse (*Schoenoplectus tabernaemontani*) sowie einer ehemaligen Grünlandgemeinschaft, heute dominiert von Deutschem Weidelgras (*Lolium perenne*), Flutendem Schwaden (*Glyceria fluitans*) und Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*). Dabei sind die Wiederholungen nicht direkt benachbart angelegt worden, um möglichst verlässliche Mittelwertabschätzungen zu erhalten, welche nicht von kleinräumigen Heterogenitäten bestimmt werden.



In der Messperiode 2009/2010 mussten die Messpunkte aufgrund von Bewirtschaftungsproblemen umgesetzt werden. Die Messpunkte in Dominanzbeständen der Salzteichsimse wurden nicht weiter beprobt. Neue Messpunkte wurden in Schilfdominanzbeständen eingerichtet. Es wurden an allen Messpunkten an den schwankenden Wasserstand anpassbare, höhenverstellbare Rahmen sowie Grundwasserpegel und eine Klimastation installiert.

In Dummerstorf wurden die Messeinrichtungen im Frühjahr 2009 installiert. Hier wurden die beiden Varianten (Intensivgrünland und Extensivierung) an zwei benachbarten Standorten untersucht: zweiwöchentliche Gasmessung mit den Erklärungsparametern Wasserstand, verfügbarer mineralisierter N ( $N_{\min}$ ), Ammonium- ( $\text{NH}_3$ ) und Nitrat- ( $\text{NO}_3^-$ )N-Gehalten in 0-30 cm Tiefe, sowie Bodenfeuchte und Vegetationshöhe.

### 3. Ergebnisse

#### 3.1 Inkubationsexperimente

Die Methanfreisetzungspotentiale der verschiedenen Streuarten im Inkubationsexperiment liegen zwischen  $-80$  und  $340 \mu\text{g CH}_4 \text{ g}^{-1}$  Einwaage und zeigen eine hohe Variabilität (Abb. 2). Die Streu der Strandsimse, Sumpfschilf und Salzteichsimse vom südlichen (ost-seeferneren) Transekt emittierte deutlich mehr  $\text{CH}_4$  als die Streu aus dem nördlichen (ost-seenäheren) Transekt. Schilfstreu verhält sich genau anders herum und die Streu vom nördlichen Transekt zeigt höhere  $\text{CH}_4$ -Emissionen. Das durchschnittliche Methanemissionspotential beträgt im Inkubationszeitraum für Strandsimse, Flutrasen, Schilf und Salzteichsimse jeweils ca.  $3 \text{ mg g}^{-1}$ . Die Sumpfschilf dagegen besitzt ein geringeres Freisetzungspotential von ca.  $1 \text{ mg g}^{-1}$ . Unter Zugabe von Ostseewasser sinkt das Methanemissionspotential der bestandsbildenden Vegetation der Rodewiese im Hütelmoor signifikant ab (Abb. 2). Dabei ist die Stärke der Minderung vegetationsstypabhängig. Am geringsten ist die Minderung bei Strandsimsenstreu im südlichen Transekt bei welcher die Methanfreisetzung bei Zugabe von Ostseewasser nur auf ca.  $2 \text{ mg g}^{-1}$  zurückgeht.

#### 3.2 Methanemissionen in Abhängigkeit vom Überflutungsregime

Werden die jährlichen Methanemissionen von der Rodewiese in der Messperiode 2008/2009 von allen Vegetationstypen gleich stark gewichtet, sind sie im Mittel mit  $7,9 \text{ kg CH}_4\text{-C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  sehr gering. Die gemessenen Flüsse variieren zwischen  $-0,8$  und  $3,4 \text{ mg CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . Mit der Erhöhung der Sohlschwelle im Herbst 2009 stieg der Wasserspiegel der Rodewiese deutlich und dauerhaft an. Der durchschnittliche Wasserstand lag 2009 noch bei 30 cm unter Flur. Seither fiel der Standort nicht mehr trocken und der durchschnittliche Wasserspiegel lag 2010 bei 38 cm über Flur. Bei gleicher Gewichtung aller Vegetationstypen

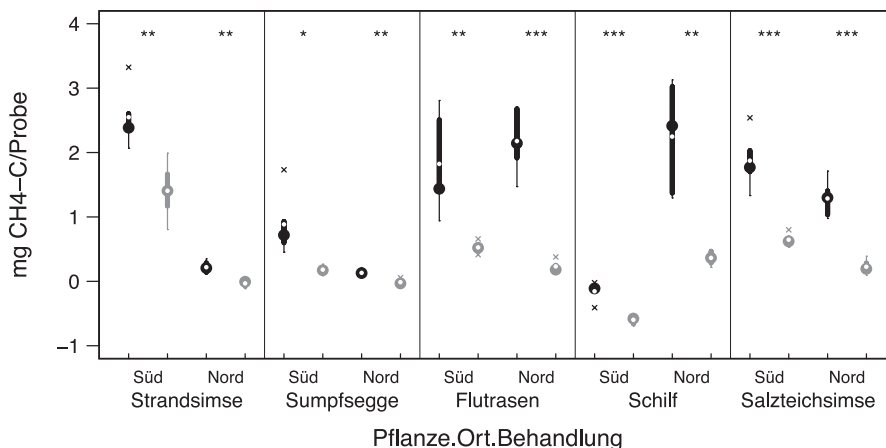


Abb. 2: Gesamtemissionen aus im Labor inkubierten gemischten Streuproben verschiedener Vegetationseinheiten, von 2 unterschiedlichen Probenahme­flächen, mit 2 Behandlungen (Zugabe von Moorwasser (schwarze Symbole) versus Zugabe von Ostseewasser (graue Symbole)). Jeder große Punkt entspricht dem Median für 5 Wiederholungen der entsprechenden Kategorie (siehe x-Achsen-Beschriftung), die weißen Punkte zeigen den jeweiligen Mittelwert. Die fetten Striche geben die Grenzen des ersten Quartils (unten) und des dritten Quartils (oben) der Datenverteilung wieder, die dünnen Striche erstrecken sich bis zu den Extremwerten der Verteilung. Die Ausreißer werden durch kleine Kreuze symbolisiert. Die Sternchen oben in der Abbildung zeigen das Signifikanzniveau des Unterschieds zwischen Moorwasser und Ostseewasserauffüllung (\*\*\*)  $p < 0.001$ , \*\*  $p < 0.01$ , \*  $p < 0.05$ ).

Total emissions from litter incubated in the laboratory. Samples are from two different locations and two treatments (peat pore water: black symbols vs. Baltic Sea water: grey symbols). Every large dot represents the median of 5 replicates of each category (X-axis). The white dots represent the mean value. The fat bars illustrate the limits given by the first (bottom) and third (top) quartiles. The thin bars lead to the extreme values of the distribution. Outliers are shown by small crosses. The stars at the top of the graph show the significance of the difference between added peat pore water and Baltic sea water (\*\*\*)  $p < 0.001$ , \*\*  $p < 0.01$ , \*  $p < 0.05$ ).

pen führte dies zu einer extrem starken Erhöhung der Methanflüsse auf  $976,5 \text{ kg CH}_4\text{-C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  in der Messperiode 2009/2010 (Abb. 3). Die ermittelten Emissionsraten variieren zwischen  $-90$  und  $543 \text{ mg CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ .

Abgesehen von der veränderten Größenordnung der Methanemissionen gibt es jedoch einige interessante Parallelen zwischen den Untersuchungsjahren: Nennenswerte  $\text{CH}_4$ -Freisetzung findet erst zu dem Zeitpunkt statt, bei dem die Pflanzen ihr schnelles frührsommerliches Wachstum aufgenommen haben. Doch auch zwischen den Vegetationstypen traten deutliche Unterschiede in der  $\text{CH}_4$ -Freisetzung auf: Dominanzbestände mit Strandsimse emittierten schon vor der Überflutung signifikant und deutlich mehr Methan als die

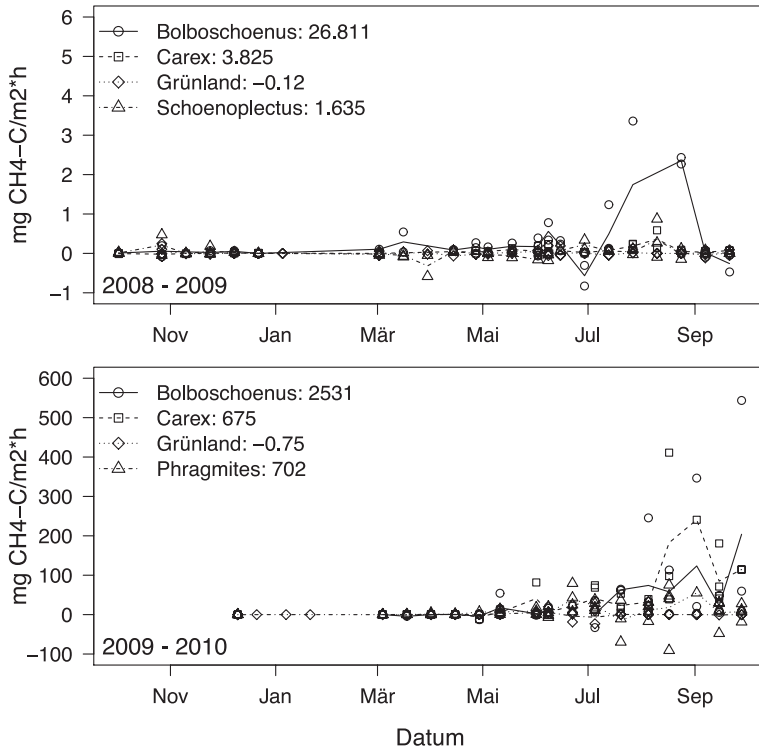


Abb. 3: Jahresverläufe der Methanemissionen im Untersuchungsgebiet Hütelmoor. Jede einzelne an einem Messstandort erfasste Gasflussmessung ist mit einem Symbol dargestellt. Die unterschiedlichen Signaturen geben den Vegetationstyp wieder (siehe Legende). Die Linien verbinden die Mittelwerte pro Vegetationstyp miteinander. Oben: Messperiode Okt. 2008 - Sept. 2009. Unten: Messperiode Dez. 2009 - Sept. 2010. Die Gesamtemissionssummen sind in kg/ha\*a in der Abbildungslegende per Vegetationstyp angegeben.

Annual course of methane emissions in the Hütelmoor investigation area. Every single gas emission value is illustrated with a symbol. Different symbols explain different vegetation types (cf. legend). The lines connect mean emissions per vegetation type. Top: Measurement period Oct. 2008 - Sept. 2009. Bottom: Measurement period Dec. 2009 - Sept. 2010. Total emission sums are given in kg/ha\*a for each vegetation type.

anderen Vegetationstypen (26,8 kg CH<sub>4</sub>-C ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> Jahressumme). Die CH<sub>4</sub>-Flüsse an Strandsimsen-dominierten Standorten waren 7-mal höher als an Standorten mit den zweithöchsten Emissionsraten (Dominanzbestände der Sumpfschilf). Mit der ganzjährigen Überstauung erhöht sich der Jahresfluss der Strandsimse auf beachtliche 2531 kg CH<sub>4</sub>-C ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>. Schilf- und Sumpfschilf-dominierte Standorte setzen mit 702 bzw. 675 kg CH<sub>4</sub>-C ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> weiterhin deutlich weniger Methan frei. Lediglich der degradierte Grünlandstandort war 2009 und 2010 keine Methanquelle.

Trotz einer Vielzahl von Messungen und der gemeinsamen Betrachtung aller Vegetationstypen gibt es keine klaren oder konsistenten Beziehungen zwischen den Methanemissionsraten und den Umweltvariablen Wasserspiegel und Temperatur (Abb. 4). Das gilt für beide Untersuchungszeiträume 2008/2009 und 2009/2010. Im ersten Zeitraum traten die höchsten Flüsse bei einem Wasserspiegel knapp unter GOK auf. Ein höherer Wasserspiegel führte nicht zu höheren Emissionsraten. Nach dem Überstau liegt der Wasserspiegel im Zeitraum 2009/2010 zwischen 20 und 60 cm über GOK. Gleichzeitig treten nun hundertfach höhere Methanflüsse auf (Abb. 4, rechts oben). Aber auch hier sind keine Zusammenhänge zwischen Wasserspiegel und Methanemissionen erkennbar. Im Zeit-

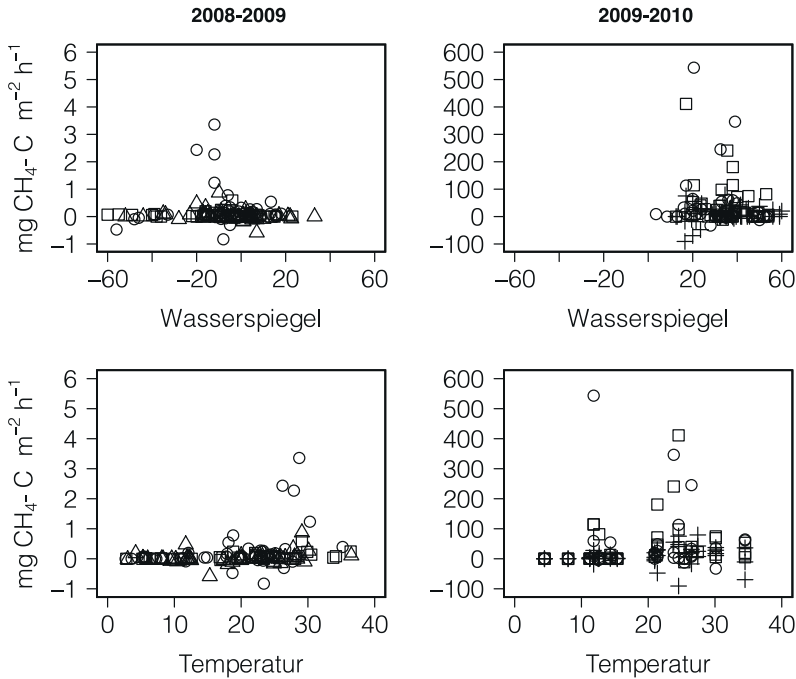


Abb. 4: Methanemissionsraten in Beziehung zu den Umweltparametern Wasserspiegel und Temperatur. Die getrennte Darstellung der Messzeiträume 2008/2009 und 2009/2010 bei Beibehaltung der x-Achsen-Skalierung verdeutlicht (insbesondere beim Wasserspiegel) den Systemwechsel (Details siehe Text). Die Symbole geben den Vegetationstyp wieder (siehe Legenden in Abb. 3). Methane emission rates related to water table and temperature. The separate depiction of the measurement periods 2008/2009 and 2009/2010 with the same scaling of the x-axis clarifies (especially for water table) the change of system (details see text). The symbols illustrate vegetation types (cf. legends in Fig. 3).

raum 2008/2009 zeigt sich erst ab Temperaturen über 18°C eine erhöhte Emissionsaktivität. Maximale Flüsse werden bei ca. 25-30°C ermittelt. 2009/2010 dagegen treten bereits ab 10°C vereinzelt sehr hohe Flüsse auf. Eine besonders hohe Emissionsaktivität lässt sich für diesen Zeitraum bei Temperaturen zwischen 20 und 30°C beobachten.

Zusammenfassend zeigt sich, dass die Überflutung mit Süßwasser zu einer Verhundertfachung der Methanflüsse, die stark durch den Vegetationstyp modifiziert wird, führt. Beziehungen zwischen Methanflüssen und Umweltparametern lassen sich schwer mit mathematischen Modellen beschreiben.

### 3.3 Düngeenthaltung und Extensivierung auf Wirtschaftsgrünland

Vom 13.01.2010 bis 13.03.2010 waren die Grünlandstandorte des Düngeenthaltungsexperimentes wegen hoher und andauernder Schneedecke nicht erreichbar. Daher konnten die in diesen Zeitraum fallenden planmäßigen Messungen nicht durchgeführt werden. Die Lachgasflüsse im Wirtschaftsgrünland zwischen Nov. 2009 und Nov. 2010 waren sehr niedrig und unterschieden sich oft nicht signifikant von 0 (Abb. 5). Dies gilt für die konventionell bewirtschaftete Fläche ebenso wie für die Extensivierungsvariante. Eine Phase mit höheren N<sub>2</sub>O- Emissionen bestand im Sommer 2010. Der höchste gemessene Lach-

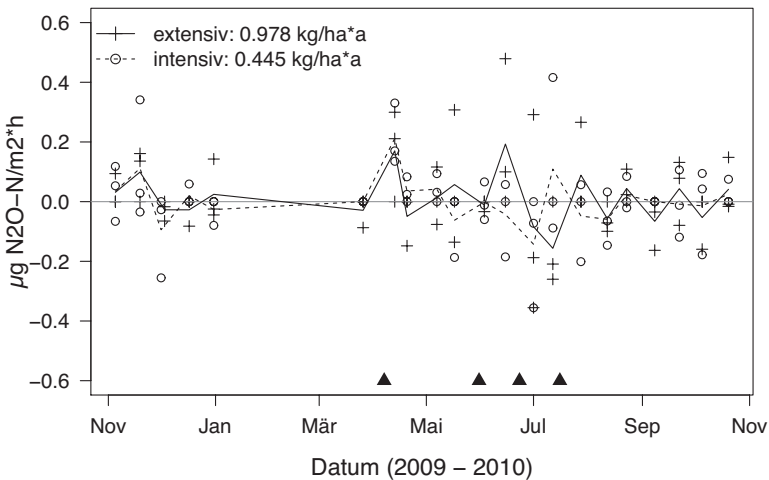


Abb. 5: Verlauf der N<sub>2</sub>O-Emissionen im Untersuchungszeitraum. Die Verläufe der beiden Untersuchungsflächen (extensive Nutzung versus intensive Nutzung) sind parallel dargestellt (siehe Legende in der Abbildung). Düngetermine (jeweils ca. 80kg/ha N, Angaben des Bewirtschafters) sind mit schwarzen Dreiecken oberhalb der x-Achse dargestellt.  
Course of N<sub>2</sub>O-emissions during the investigation period. The courses of both plots (extensive vs. intensive managements) are being shown. Fertilization events (each with 80kg/ha N, information by the farmer) are shown with black triangles on top of the x-axis.

gasfluss mit  $0,48 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$  trat am 15. Juni 2010 auf der Extensivierungsvariante auf. Die höchste  $\text{N}_2\text{O}$ - Freisetzung im Intensivgrünland mit  $0,42 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$  wurde am 12. Juli 2010 festgestellt. Insgesamt wurden demnach im Intensivgrünland  $0,445 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  und auf der Extensivierungsvariante  $0,978 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  emittiert. Diese Werte sind nicht signifikant von 0 verschieden. Nach Düngergaben gab es keine signifikant erhöhten Lachgasemissionen, im Sommer gab es jedoch neben einigen erhöhten Lachgasflüssen aus dem System Pflanze-Boden auch Messungen mit Lachgasaufnahme. Zusammenfassend ist festzustellen, dass die Lachgasflüsse auf beiden Varianten im ersten Jahr der Untersuchungen sehr niedrig waren und somit keine erniedrigte Lachgasfreisetzung bei Düngeenthaltung konstatiert werden kann.

## 4. Diskussion

### 4.1 Methanemissionen im Hütelmoor

Die geringen Methanflüsse der Rodewiese im Untersuchungszeitraum 2008/2009 sind wahrscheinlich auf einen Brackwassereinstrom im Dezember 2008 zurückzuführen. Nach dem Einstromereignis konnten wir Sulfatgehalte bis zu  $8,3 \text{ mmol l}^{-1}$  im Wasser nachweisen. Nach HEYER & BERGER (2000) tritt eine sulfatinduzierte Hemmung der Methanogenese bereits ab Sulfatkonzentrationen von  $5\text{-}8 \text{ mmol l}^{-1}$  auf. Mikrobieller Konkurrenzschluss durch Sulfatreduzierer (MUYZER & STAMS 2008) ist als Ursache für die geringen Methanflüsse daher durchaus denkbar. Diese Vermutung konnte auch *in vitro* verifiziert werden. Das Methanfreisetzungspotential der inkubierten Streuproben ist unter dem Einfluss von Ostseewasser bedeutend niedriger (RICHTER 2010). Ähnliche Ergebnisse wurden auch von anderen Autoren berichtet (BLODAU & MOORE 2003, GAUCI et al. 2002). LIIKANEN et al. (2009) sowie HEYER & BERGER (2000) haben in brackwasserbeeinflussten Ökosystemen an der Ostsee deutlich höhere Methanemissionen gemessen (mittlere Flüsse:  $8,6 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  bzw.  $18,3 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ). Allerdings sind die Sulfatkonzentrationen bei LIIKANEN et al. (2009) mit  $200 \mu\text{mol l}^{-1}$  deutlich geringer. HEYER und BERGER machen keine Angaben über den Sulfatgehalt in ihrem Untersuchungsgebiet. Zusammenfassend zeigt das Inkubationsexperiment, dass zu erwarten ist, dass die Überflutung mit Ostseewasser die Methanfreisetzung des Moors unabhängig von der Ausprägung der Pflanzenbestände zumindest kurzfristig stark herabsetzen würde.

Mit dem Überstau stiegen die jährlichen Methanemissionen 2010 der Rodewiese von  $10,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  auf  $1302 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  und damit auf mehr als das 100-fache. Damit befinden sie sich in derselben Größenordnung wie jene bei LIIKANEN et al. (2009) und HEYER & BERGER (2000). AUGUSTIN & CHOJNICKI (2008) messen auf einem  $0,3 \text{ m}$  hoch überstauten Polder in Zarnekow (Mecklenburg Vorpommern) im ersten Jahr Methanemissionen von  $2520 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Im darauf folgenden Jahr steigen die Emissionen auf  $4933 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  an und sinken im dritten Jahr wieder auf  $2374 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Die hohen Emissionswerte

sind vergleichbar mit den Emissionswerten aus Strandsimsen-Dominanzbeständen der Rodewiese ( $3374 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ). Auch hier lag der Wasserspiegel im Jahresmittel bei mehr als 0,3 m über GOK. Bei moderater Wiedervernässung fallen die Methanemissionen im Polder Zarnekow mit  $0,13$  bzw.  $113 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  dagegen deutlich geringer aus (AUGUSTIN & CHOJNICKI 2008).

In Inkubationsexperimenten untersuchten HAHN-SCHÖFL et al. (2011) das Methanfreisetzungspotential aus verschiedenen Bodenschichten des Polders Zarnekow. Infolge der Flutung des Polders sind die alten Rohrglanzgrasbestände größtenteils abgestorben und Pflanzenstreu aus der weiteren Umgebung hat sich an der Messstelle angesammelt. Diese liegen nun als neuer Horizont auf dem anstehenden Torf auf. Proben aus diesem Auflagehorizont besitzen Methanemissionspotentiale von bis zu  $1050 \text{ mg CH}_4 \text{ d}^{-1} \text{ kg}^{-1} \text{ C}$ . Der anstehende Torf ist relativ inert und weist dementsprechend ein geringes Emissionspotential  $< 1,3 \text{ mg d}^{-1} \text{ kg}^{-1} \text{ C}$  auf. Die Methanogenese setzt allerdings erst dann ein, wenn das vorhandene Sulfat aufgebraucht ist. HAHN-SCHÖFL et al. (2011) leiten aus ihrem Experiment die herausragende Bedeutung abgestorbenen Pflanzenmaterials als leicht verfügbares Substrat für die Methanogenese bei Wiedervernässungsmaßnahmen ab.

Die moderate Wiedervernässung mit sulfathaltigem Brackwasser in der Messperiode 2008/2009 hemmt die Methanfreisetzung aus dem an und für sich schon relativ inertem Torf. Durch die im Herbst 2009 installierte Sohlschwelle wurde ein ganzjähriger Überstau mit wesentlich höheren mittleren Wasserständen realisiert (zumindest im ersten Jahr nach Bau welches durch ein sehr feuchtes Frühjahr gekennzeichnet war). Dabei wurden durch die absterbenden Pflanzen hohe Mengen an leicht verfügbarem Substrat freigesetzt, die in der Vegetationsperiode 2010 zu immens hohen Methanemissionen führten. Diese Beobachtungen widersprechen der gängigen Hypothese über die positive Beziehung Wasserspiegel-Methan (z. B. HARGREAVES & FOWLER 1998, MACDONALD 1998) zwar nicht, allerdings beziehen sich die meisten dieser Studien auf eher kurzfristige Experimente oder auf räumliche Vergleiche von stabilen Ökosystemen mit unterschiedlichen Wasserregimes. Die von uns beschriebenen Prozesse deuten jedoch eher auf einen Wandel im System (von einem sulfatlimitierten mäßig wiedervernässten Moor mit mittleren Wasserständen um oder unter GOK zu einem durch ganzjährigen Überstau geprägten hochproduktiven Flachwassersee), der (vorerst kurzfristig) optimale Bedingungen für hohe Methanflüsse schafft.

Obwohl die Methanfreisetzungen 2008/2009 und 2010 aus verschiedenen Prozessen stammen (torfgebundene, sulfatgehemmte / streuinduzierte Methanogenese) zeigen sie im Jahresverlauf ähnliche Muster mit niedrigen Flüssen im Winter und relativ dazu hohen Flüssen während der Vegetationsperiode (Abb. 3). Obwohl die positive Wirkung von Temperatur (z. B. RINNE et al. 2007) und Pflanzenproduktivität (z. B. BUBIER et al. 2005, STRÖM et al. 2003) auf Methanemissionen generell bekannt ist, besteht hier noch Forschungsbedarf um die komplexen Prozesszusammenhänge in wiedervernässten Küstenver-

sumpfungsmooren erklären zu können. Trotz einer relativ großen Anzahl an Messungen, ist es mit den erhobenen Daten nicht möglich, verlässlich die Beziehungen zwischen den Methanemissionen und den Umweltvariablen Wasserstand sowie Temperatur zu erklären (Abb. 4). Allerdings wurde in beiden Messperioden deutlich, dass erhebliche Emissionen nur in der Vegetationsperiode zu erwarten sind (Abb. 3). Dies weist auf einen nicht unerheblichen Anteil der Pflanzenaktivität hin, insbesondere weil die Beziehung zwischen Temperatur und Methanemission unabhängig vom Vegetationstyp nicht bestimmt werden konnte. Wir nehmen an, dass das komplexe Wechselspiel der gemessenen (Wasserstand, Temperatur) und nicht gemessenen Umweltparameter (z. B. Sulfatgehalt) dazu führt, dass keine klaren Beziehungen zwischen einzelnen Umweltparametern und den Emissionswerten gezeigt werden können.

Vielleicht ist auch der während unserer Messungen erfolgte Systemwechsel ausschlaggebend dafür, dass keine deutlichen Beziehungen identifiziert werden können. Ein Indiz dafür sehen wir darin, dass die Grenzwerte der Umweltparameter ab denen eine Emission erfolgt oder nicht mehr erfolgt sich verschieben. Während die geringen durch Sulfatinhibition geprägten Emissionen im Zeitraum 2008/2009 bei Wasserständen zwischen -20 und 20 über GOK gemessen wurden, sind wirklich hohe Emissionen (beide Jahre gemeinsam betrachtet) erst bei Wasserständen deutlich über GOK erfasst worden. Auch bei der Temperatur gibt es eine Verschiebung. Während im moderat wiedervernässten Moor mit Sommerwasserständen unter GOK ab etwas über 10°C kleinere Emissionsraten ( $<1\mu\text{g m}^{-2}\text{ h}^{-1}$ ) gemessen wurden, sind relativ höhere Emissionen ( $>1\mu\text{g m}^{-2}\text{ h}^{-1}$ ) erst ab Temperaturen von knapp unter 20°C aufwärts aufgetreten. Im Kontrast dazu tragen insbesondere die von Uferseggen dominierten Bestände im System Flachwassersee dazu bei, dass ab knapp unter 10°C aufwärts erhebliche Mengen Methan (hundertfach im Vergleich zum Jahr 2008/2009) emittiert werden.

Bezüglich des Einflusses der Vegetation zeichnen sich deutliche Tendenzen ab. Obwohl einige Messstellen zwischen den Vegetationsperioden 2009/2010 versetzt werden mussten und obwohl sich die Emissionen generell um das 100fache unterschieden, haben wir in beiden Jahren für die Strandsimse die höchsten in-situ Methanemissionen festgestellt. Erstaunlich ist, dass die Strandsimse hinsichtlich ihrer Methanemissionseigenschaften bisher nicht diesbezüglich untersucht wurde. Bekannt ist, dass die Pflanze ein ausgeprägtes Aerenchymssystem besitzt (ROZEMA et al. 1991). An der eng verwandten Strandsimse *Bolboschoenus medianus* konnte keine Fähigkeit zum konvektiven Gastransport nachgewiesen werden (BRIX et al. 1992). BOSCHKER et al. (1999) beobachteten an der Strandsimse intensive Wurzelexudationen die leicht verfügbare C-Quellen für eine komplexe Mikroorganismengesellschaft liefern. Insbesondere in einer substratlimitierten Umwelt, wie sie für die Methanogenen durch die Konkurrenz der Sulfatreduzierer herrscht, könnte eine derart enge Beziehung zwischen Pflanze und Bodenorganismen entscheidend für die relativ zu den anderen Pflanzen hohen Methanflüsse sein. Diese Hypothese wird auch durch das Inkubationsexperiment bestätigt. Hier senkte die Behandlung mit Brackwasser



die Methanfreisetzungspotentiale der Strandsimse lediglich von 300 auf 200 mg g<sup>-1</sup> ab. Bereiche mit Dominanzbeständen der Sumpfschilf zeigen lediglich in der Vegetationsperiode 2010 hohe Flüsse. Durch den gestiegenen Wasserspiegel nach Einbau der Sohlschwelle sind große Teile der Sumpfschilfbestände abgestorben. Hohe Methanemissionen aus den Sumpfschilfbeständen wurden daher wahrscheinlich, wie auch von HAHN-SCHÖFL et al. (2011) und AUGUSTIN & CHOJNICKI (2008) beschrieben, durch abgestorbene Pflanzenreste induziert.

#### 4.2 Lachgasflüsse in Dummerstorf

Die von uns festgestellten Lachgasflüsse liegen im Bereich der ereignisunabhängigen Basisflüsse (BRUMME et al. 1999), die auch von anderen Autoren im Wirtschaftsgrünland festgestellt worden sind (GLATZEL & STAHR 2001, REGINA et al. 2004, KASIMIR-KLEMEDTSSON et al. 2009). Ereignisabhängige Emissionsspitzen (BRUMME et al. 1999) konnten, möglicherweise auch aufgrund des 2-wöchigen Messtaktes, nicht festgestellt werden. Trotzdem können Düngergaben 1-3 Wochen andauernde Lachgasfreisetzung nach sich ziehen (LANGEVELD et al. 1997). Die Tatsache, dass wir dies nicht feststellen konnten, zeugt davon, dass die Düngergaben auf der Intensivvariante keine persistente N<sub>2</sub>O-Freisetzung zu Folge hatte.

Die erhobenen Begleitparameter (Bodentemperatur, Bodenfeuchte, N<sub>min</sub> im Boden) lieferten einzeln jeweils keinen signifikanten Zusammenhang mit den Flüssen. Dies ist nicht überraschend, da N<sub>2</sub>O-Emissionen die Folge verschiedener zeitlich entkoppelter Produktions- und Transportprozesse sind (BRUMME et al. 2009). So herrschten durch Dauerfrost in Dummerstorf vom 01.01.2010 bis 13.03.2010 in einem Zeitraum, in dem winterliche Lachgasemissionsspitzen auftreten können (MÜLLER et al. 2003), weder bodenphysikalisch (durch Akkumulation von N<sub>2</sub>O im Porenraum unter durch Eis plombierten Bodenporen) noch bodenbiologisch (durch mit tiefen Temperaturen einhergehender Zerstörung von Mikroorganismen) die Lachgasfreisetzung begünstigende Bedingungen.

#### 4.3 Maßnahmen zur Minderung der Treibhausgasfreisetzung im Mittleren Mecklenburg

Unsere erste Hypothese zur Herabsetzung der Methanfreisetzung durch die Überflutung mit Ostseewasser konnte bisher nur im Labor untersucht werden. Die Laborergebnisse weisen deutlich darauf hin, dass die Überflutung mit Meerwasser zu der erwarteten Absenkung der Methanemission führt. Erst Freilandpilotprojekte mit begleitendem Langzeitmonitoring der Methanfreisetzung können hierüber abschließende Sicherheit bringen. Die zweite Hypothese kann bestätigt werden. Die Überflutung mit Süßwasser führt zu einer Verhundertfachung der Methanfreisetzung, die zumindest kurz- und mittelfristig nicht im Sinne des Klimaschutzes ist. Ob die Extensivierung von Wirtschaftsgrünland zu niedrigeren Lachgasflüssen führt, kann auf der Basis einer einjährigen Messreihe nicht beantwortet werden. In jedem Fall ist es sinnvoll, in einer heterogenen Region wie dem

Mittleren Mecklenburg unterschiedliche, den lokalen Bedingungen angepasste Strategien zum Moorschutz zu verfolgen. Es ist jedoch unerlässlich, die Klimarelevanz dieser Maßnahmen mit Langzeituntersuchungen zur Treibhausgasfreisetzung zu begleiten. Nur so können die Annahmen, auf denen letztendlich auch das aktuelle Moorschutzkonzept des Landes Mecklenburg-Vorpommern beruht, abgesichert werden.

## 5. Danksagung

Wir bedanken uns beim Land Mecklenburg-Vorpommern für die Unterstützung des Stipendiums für Franziska Koebisch im Rahmen der Landesgraduiertenförderung. Wir schulden der Universität Rostock Dank für die Förderung des Stipendiums für Juliane Hahn im Rahmen der Profillinie Maritime Systeme. Wir bedanken uns ebenfalls beim von-Thünen-Institut für die Unterstützung unserer Arbeiten zur Ableitung von Emissionsfaktoren in Dummerstorf. Weiterhin bedanken wir uns bei John Couwenberg und einem weiteren anonymen Gutachter für wertvolle Hinweise beim Schreiben des Beitrags.

## 6. Literaturverzeichnis

- 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.: Phosphor- und Kohlenstoffdynamik und Vegetationsentwicklung in wiedervernässten Mooren des Peenetales in Mecklenburg-Vorpommern. – *Berichte des IGB* **26**: 50-67.
- BLODAU, C. & MOORE, T. (2003): Microscale CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> dynamics in a peat soil during a water fluctuation and sulfate pulse. – *Soil Biol. Biochem.* **35**: 535-547.
- BOHNE, B. & BOHNE, K. (2007): 20 Jahre Grundwassermonitoring im Hütelmoor. – In: ECKSTÄDT, H.: Tagungsband Kulturtechnik – Tagung 2007 Ostseeverseuchung und Flächenentwässerung: 125-136. – Schriftenreihe des Instituts für Umweltingenieurwesen der Universität Rostock **6**; Rostock.
- BOSCHKER, H., DE BROUWER, J. & CAPPENBERG, T. (1999): The contribution of macrophyte-derived organic matter to microbial biomass in salt-marsh sediments: Stable carbon isotope analysis of microbial biomarkers. – *Limnol. Oceanogr.* **44**: 309-319.
- BRIX H., SORREL B. K. & ORR, P. T. (1992): Internal pressurization and convective gas flow in some emergent freshwater macrophytes. – *Limnol. Oceanogr.* **37**: 1420-1433.
- BRUMME R., BORKEN, W. & FINKE, S. (1999): Hierarchical control on nitrous oxide emission in forest ecosystems. – *Glob. Biogeochem. Cy.* **13**: 1137-1148.
- BUBIER, J., MOORE, T., SAVAGE, K. & CRILL, P. (2005): A comparison of methane flux in a boreal landscape between a dry and a wet year. – *Glob. Biogeochem. Cy.* **19**: GB1023, doi:10.1029/2004GB002351, 2005.

- COUWENBERG, J. (2009): Methane emissions from peat soils (organic soils, histosols). Facts, MRV-ability, emission factors. – Wetlands International, Ede, 16 p.
- DISE, N. & VERRY, E. (2001): Suppression of peatland methane emission by cumulative sulfate deposition in simulated acid rain. – *Biogeochemistry* **53**: 143-160.
- 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.
- FORSTER, P., RAMASWAMY, V., ARTAXO, P., BERNTSEN, T., BETTS, R., FAHEY, D. W.,...WHORF, T. (2007): Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. – In: *Climate change 2007: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. – 212 S.; Cambridge und New York (Cambridge University Press).
- GAUCI, V., DISE, N. & FOWLER, D. (2002): Controls on suppression of methane flux from a peat bog subjected to simulated rain sulfate deposition. – *Glob. Biogeochem. Cy.* **16**: 10.1029/2000GB001370
- GLATZEL, S. & STAHR, K. (2001): Methane and nitrous oxide exchange in differently fertilized grassland in southern Germany. – *Plant Soil* **231**: 21-35.
- HAHN-SCHÖFL, A., ZAK, D., MINKE, M., GELBRECHT, J., AUGUSTIN, J. & FREIBAUER, A. (2011): Organic sediment formed during inundation of a degraded fen grassland emits large fluxes of CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub>. – *Biogeosciences* **8**: 1539-1550.
- HARGREAVES, K. & FOWLER, D. (1998): Quantifying the Effects of Water Table and Soil Temperature on the Emission of Methane from Peat Wetland at the Field Scale. – *Atmos. Environ.* **32**: 3275-3282.
- HEYER, J. & BERGER, U. (2000): Methane Emission from the Coastal Area in the Southern Baltic Sea. – *Estuar. Coast. Shelf S.* **51**: 13-30.
- HÖPER, H. (2007): Freisetzung von Treibhausgasen aus deutschen Mooren. – *Telma* **37**: 85-116.
- JENSEN, R., COUWENBERG, J. & TREPPEL, M. (2010): Bilanzierung der Klimawirkung von Moorböden in Schleswig-Holstein. – *Telma* **40**: 215-228.
- JOOSTEN, H. & COUWENBERG, J. (2009): Are emission reductions from peatlands MRV-able? Wetlands International, Ede, 14 p.
- JURASINSKI, G. & KOEBSCH, F. (2011): flux: flux rate calculation from dynamic closed chamber measurements. R package version 0.1-2. <http://CRAN.R-project.org/package=flux>
- KASIMIR KLEMEDTSSON, Å., WESLIEN, P. & KLEMEDTSSON, L. (2009): Methane and nitrous oxide fluxes from a farmed Swedish Histosol. *Eur. J. Soil Sci.* **60**: 321-331.
- KRESSNER, L. (2009): Digitale Analyse der Genauigkeit sowie der Erfassungs- und Darstellungsqualität von Altkarten aus Mecklenburg Vorpommern – dargestellt an den Kartenwerken von Wiebeking (ca. 1786) und Schmettau (ca. 1788). – Unveröff. Dissertation Universität Rostock. 191 S.

- KURECK, A. (2008): Vegetationsökologische Untersuchungen im NSG „Heiligensee und Hütelmoor“ bei Rostock unter besonderer Berücksichtigung des Salzfaktors. – Unveröff. Diplomarbeit Universität Rostock.
- LANGEVELD, C.A., SEGERS, R., DIRKS, B.O.M., VAN DEN POL-VAN DASSELAAR, A., VELTHOF, G.L. & HENSEN, A. (1997): Emissions of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O from pasture on drained peat soils in the Netherlands. – *Eur. J. Agron.* **7**: 35-42
- LEIPE, S. (2009): Freundliche mündliche Mitteilung.
- LIKANEN, A., SILVENNOINEN, H., KARVO, A., RANTAKOKKO, P. & MARTIKAINEN, P. (2009): Methane and nitrous oxide fluxes in two coastal wetlands in the northeastern Gulf of Bothnia, Baltic Sea. – *Boreal Environ. Res.* **14**: 351-368.
- LOVLEY, D. & KLUG, M. (1983): Sulfate reducers can outcompete methanogens at freshwater sulfate concentration. – *Appl. Environ. Microb.* **45**: 187-192.
- MACDONALD, J., FOWLER, D., HARGREAVES, K., SKIBA, U., LEITH, I. & MURRAY, M. (1998): Methane Emission Rates from a Northern Wetland; Response to Temperature, Water Table and Transport. – *Atmos. Environ.* **32**: 3219-3227.
- MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (2009): Moorschutzkonzept Mecklenburg-Vorpommern. 80 S.; Schwerin.
- MÜLLER, C., KAMMAN, C., OTTOW, J.C.G. & JÄGER, H.-J. (2003): Nitrous oxide emission from frozen grassland soil and during thawing periods. – *J. Plant Nutr. Soil Sc.* **166**: 46-53.
- MUYZER, G. & STAMS, A. (2008): The ecology and biotechnology of sulphate-reducing bacteria. – *Microbiology* **6**: 441-454.
- REGINA, K., SYVÄSALO, E., HANNUKALA, A. & ESALA, M. (2004): Fluxes of N<sub>2</sub>O from farmed peat soils in Finland. – *Eur. J. Soil Sci.* **55**: 591-599.
- RICHTER, P. (2010) CH<sub>4</sub>-Freisetzung unterschiedlicher Bestände der „Rodewiese“ im NSG „Heiligensee und Hütelmoor“ bei Markgrafenheide. – Unveröff. Diplomarbeit, Universität Rostock. 63 S.
- RINNE, J., RIUTTA, T., PIHLATIE, M., AURELA, M., HAAPANALA, S., TUOVINEN, J.-P. & TUUTTILA, E.-S., 2007. Annual cycle of methane emission from a boreal fen measured by the eddy covariance technique. – *Tellus* **59b**: 449-457.
- ROßKOPF, J. (2011): Freundliche mündliche Mitteilung.
- ROZEMA, J., DOREL, F., JANISSEN, R., LENSSEN, G., BROEKMAN, R., ARP, W. & DRAKE, B. (1991): Effect of elevated atmospheric CO<sub>2</sub> on growth, photosynthesis and water relations of salt marsh grass species. – *Aquat. Bot.* **39**: 45-55.
- SCHARRSCHMIDT, T. (1989): Brackwassereinspülung in den Heiligensee (NSG Heiligensee und Hütelmoor). - *Naturschutzarbeit in Mecklenburg* **32**: 23-24.
- SCHMID, M., NEFTEL, A., RIEDO, M. & FUHRER, J. (2001): Process-based modelling of nitrous oxide emissions from different nitrogen sources in mown grassland. – *Nutr. Cycl. Agroecosys.* **60**: 177-187.

- STRÖM, L., EKBERG, A., MASTEPANOV, M. & CHRISTENSEN, T. (2003): The effect of vascular plants on wcarbon turnover and methane emissions from a tundra wetland. – *Glob. Change Biol.* **9**: 1185-1192.
- UMWELTMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN (HRSG.) (2003): Die Naturschutzgebiete in Mecklenburg-Vorpommern. – 713 S.; Schwerin (Demmler Verlag).
- VOIGTLÄNDER, U., SCHMIDT, J. & SCHELLER, W. (1996): Pflege- und Entwicklungsplan NSG Heiligensee und Hütelmoor. – Unveröffentlichtes Gutachten.
- WESTON, N., VILE, M., NEUBAUER, S., VELINSKY, D. (2010): Accelerated microbial organic matter mineralization following salt-water intrusion into tidal freshwater marsh soils. – *Biogeochemistry* **102**: 135-151.
- YU, Z., CAMPBELL, I.D., CAMPBELL, C., VITT, D.H., BOND, G.C., APPS, M.J. (2003): Carbon sequestration in western Canadian peat highly sensitive to Holocene wet-dry climate cycles at millennial timescales. – *Holocene* **13**: 801-808.
- ZAK, D., AUGUSTIN, J. & GELBRECHT, J. (2008): Moore – einstige Verbreitung und Verlust landschaftsökologischer Funktionen. – In: GELBRECHT, J., ZAK, D. & AUGUSTIN, J.: Phosphor- und Kohlenstoff-Dynamik und Vegetationsentwicklung in wiedervernässten Mooren des Peenetales in Mecklenburg-Vorpommern. – *Berichte des IGB* **26**: 8-10; Berlin.

Anschrift der Verfasser:

S. Glatzel<sup>1</sup>, F. Koebsch<sup>1</sup>, S. Beetz<sup>1</sup>, J. Hahn<sup>1,2</sup>, P. Richter<sup>1</sup>, G. Jurasinski<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universität Rostock,  
Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät,  
Landschaftsökologie und Standortkunde,  
Justus-von-Liebig-Weg 6,  
D-18059 Rostock

<sup>2</sup>Universität Rostock,  
Interdisziplinäre Fakultät, Department Maritime Systeme,  
Albert-Einstein-Straße 3,  
D-18051 Rostock

Manuskript eingegangen am 3. Februar 2011

