



**Institut für Dauerhaft Umweltgerechte  
Entwicklung von Naturräumen der Erde  
(DUENE) e.V.**

**ERNST MORITZ ARNDT  
UNIVERSITÄT GREIFSWALD**



**Wissen  
lockt.  
Seit 1456**

**Institut für Botanik und Landschaftsökologie**

## **Endbericht**

# **Entwicklung von Grundsätzen für eine Bewertung von Niedermooren hinsichtlich ihrer Klimarelevanz**

**John Couwenberg, Jürgen Augustin, Dierk Michaelis,  
Wendelin Wichtmann & Hans Joosten**

**Juni 2008**

## Zusammenfassung

Mit diesem Bericht wird eine erste Annäherung an ein praktikables und erweiterungsfähiges Instrument zur Quantifizierung von Emissionen klimarelevanter Gase degradierter und wiedervernässter Moore in Mitteleuropa vorgenommen. Es werden

- Trends und Regelmäßigkeiten zwischen Emissionen und Standortparametern aufgezeigt,
- Standorte mit ähnlichem Emissions-Verhalten (Treibhauspotential oder Global Warming Potential: GWP), den sogenannten Treibhaus-Gas-Emissions-Standort-Typen (GESTs), zugeordnet, sowie
- einfach zu bestimmende Indikatoren zur Bestimmung dieser GESTs im Feld vorgeschlagen.

Aus der Literatur wurden Daten über jährliche Emissionen aus den gemäßigten Bereichen Europas gesammelt und ausgewertet (in casu West Europa; für östliche Regionen waren keine sicheren Daten verfügbar).

Die Emissionswerte wurden anhand einer großen Zahl von Standortparametern geprüft. Mithilfe des "Vegetationsformenkonzeptes" (ein Klassifikationsansatz, der floristische und standörtliche Parameter integriert) konnte die Datengrundlage substantiell aufgewertet und erweitert werden, allerdings bestehen immer noch einige Lücken.

Die Analyse der Daten zeigt, dass

- Treibhausgas-Emissionen höchst eindeutig an jährliche Mittel-Wasserstände und Wasserstufen gebunden sind,
- diese Wasserstufen klar mit dem Vorhandensein bzw. Fehlen von Artengruppen beschrieben werden können,
- die ganze Breite in mehr oder weniger homogene Treibhaus-Gas-Emissions-Standort-Typen (GESTs) klassifiziert werden kann und
- eine rasche Einschätzung der Treibhaus-Gas-Emissions-Eigenschaften im Feld möglich ist, indem die Vegetation nach dem "Vegetationsformen-Konzept" aufgenommen wird.

Der vorliegende Bericht gibt einen Überblick relevanter Vegetationsformen und den dazu gehörigen Emissionen (Bereich), den so genannten GESTs. Er gibt Auskunft darüber, wie die Ausgangs-Bedingungen vor einer Wiedervernässung sowie mittelfristige Emissionsänderungen verlässlich eingeschätzt werden können und wie ein 3-5 Jahre andauernder Übergangszeitraum nach der Wiedervernässungsmaßnahme angesprochen werden kann.

Die hier entwickelte Methodik ist ein viel versprechendes Instrument für eine schnelle Einschätzung von Treibhaus-Gas-Emissionen und deren Erfassung für große Räume. Die wichtigsten noch zu bearbeitenden Aufgaben sind:

- Überprüfung, inwieweit die mit der hier vorgestellten Methodik ermittelten GESTs tatsächlich im Feld anwendbar sind,
- Erweiterung der Datengrundlage, insbesondere bezüglich der Emissionen bis jetzt unterrepräsentierter Standorte (überstaute Standorte, entwässerte Hochmoore, nasse Niedermoorstandorte, sehr trockene Moore, bewaldete Standorte) und ganz allgemein bezüglich der CO<sub>2</sub>-Emissionen aller Moorstandorte,
- Verbesserung der Auflösung der GEST-Genauigkeit (unter besonderer Berücksichtigung der Wasserstände) und deren Bestimmung.

Greifswald, den 13 Juni 2008

## 1. Einleitung

Die entwässerten Moore des temperaten Europa (insbesondere Deutschland, Polen, Weißrussland, Ukraine und Russland) stellen eine bedeutende Quelle für Treibhaus-Gas-Emissionen (THG) dar und sind – nach Südost Asien – der zweitwichtigste globale Hotspot (Abb. 1, Parish et al. 2007).

Die Entwässerung von Mooren führt zu einer Mineralisierung der Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte im Torf, was die Moore von einer C- und N-Senke zu einer potenziell sehr starken C- und N-Quelle macht. Aufgrund der sozio-ökonomischen Veränderungen seit Anfang der 1990er Jahre und der anhaltenden Bodendegradation ist ein abnehmendes Nutzungsinteresse für entwässerte Moore in Mitteleuropa vorhanden.

Sowohl in einigen Bundesländern Deutschlands (z.B. Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Bayern) als auch in Polen (EU-Projekte) und Weißrussland (UNDP-Projekte) werden gerade anspruchsvolle Wiedervernässungs-Programme umgesetzt, die explizit die Verminderung der THG-Emissionen zum Ziel haben. Achim Steiner, der UN Vize-Sekretär und UNEP Executive Director gab dafür im Dezember 2007 eine treffende Begründung: "Peatlands currently present a significant unrealized opportunity for cost effective measures in mitigating and adapting to climate change" (Vorwort in Parish et al. 2008).

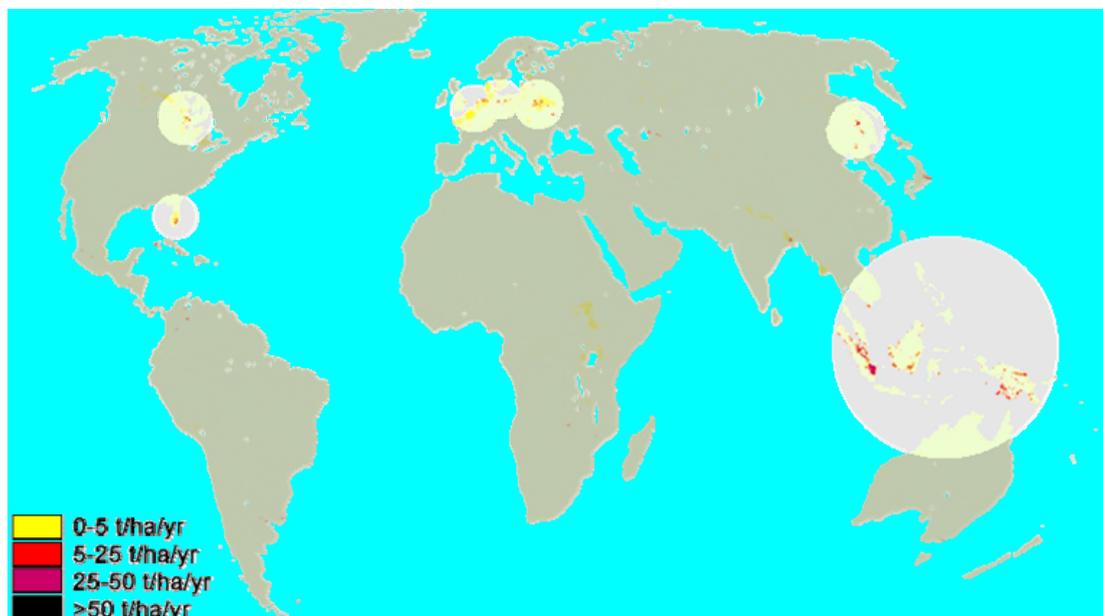


Abb. 1: Globale Hotspots der Treibhaus-Gas-Emissionen aus Mooren (Parish et al. 2007).

Seit den 1990er Jahren wurden im Bundesland Mecklenburg-Vorpommern Wiedervernässungsmaßnahmen mit einer Fläche von über 20,000 Ha umgesetzt (Theuerkauf et al. 2006). Seit dem Jahr 2000 hat das beispielhafte 'Moorschutzprogramm', das eine Wiedervernässung von insgesamt 70.000 ha degradiert Niedermoore vorsieht, einen wichtigen Beitrag zur Klimastrategie dieses Bundeslandes geleistet.

Eine flächenmäßig noch umfangreichere Wiedervernässungsinitiative wird gerade in Weißrussland umgesetzt. Seit dem Beginn mit einem von der UNDP-GEF geförderten 42.000 ha umfassenden Wiedervernässungsprojekt fährt nun die weißrussische Regierung in Zusammenarbeit mit Nichtregierungsorganisationen und der UNDP in einer ersten Phase mit der Revitalisierung von 260.000 ha degradiert Moore fort. Langfristig sollen weitere Flächen dazu kommen. Es ist vorgesehen, die Wiedervernässung und die nachhaltige Bewirtschaftung dieser Flächen über einen kommerziellen Verkauf von „credits“ für vermiedene Kohlenstoffemissionen und wiederhergestellte Kohlenstoff-Senken zu finanzieren (Joosten 2007).

Die Wiedervernässung entwässerter Moore hat höhere Wasserstände zur Folge, die wiederum mit niedrigeren Torf-Mineralisierungsraten einhergehen. Trotzdem ist die Wirkung bezüglich des globa-

len Treibhaus-Potenzials (Global Warming Potential =GWP) weder einfach zu bestimmen noch ein-dimensional. So ist bei wiedervernässten Mooren oft festzustellen, dass die CH<sub>4</sub> -Emissionen ansteigen, während die CO<sub>2</sub> -Emissionen gleichzeitig auf einem hohen Niveau verbleiben. Wasserstandsschwankungen können sogar einen drastischen Anstieg der N<sub>2</sub>O -Emissionen zur Folge haben.

Ähnlich dem Kyoto Protokoll-Ansatz müssen marktfähige Emissions-Reduktionen aus der Wiedervernässung von Mooren real, messbar, nachprüfbar und zusätzlich (“real, measurable, verifiable and additional”) sein. Im Vergleich zu Vermeidungsstrategien in der Industrie (wo Emissionen aus dem Energieeinsatz bei Standardtechnologie abgeschätzt werden) oder der Forstwirtschaft (hier werden standardisierte und nachprüfbare Methoden für die Messung zusätzlicher C-Festlegung eingesetzt), ist eine exakte Bestimmung der Änderung des GWP durch die Wiedervernässung von Mooren deutlich komplizierter. Dies beruht auf

- der großen Bandbreite von Moor- und Torftypen, jeweils mit ihren eigenen Emissionsmerkmalen,
- den unterschiedlichen Klimabedingungen, bei denen Moore vorkommen,
- der räumlichen Heterogenität vieler Standorte, inkl. den wechselnden Mächtigkeiten der Torfe,
- der sehr unterschiedlichen (früheren) Art der Bewirtschaftung,
- der aktuellen Ausprägung der Vegetation, von offenen Torfen bis hin zu Hochwald,
- den unterschiedlichen klimarelevanten Gasen, die beteiligt sind und unterschiedliche Klimawirkungen (GWP) aufweisen mit diametral gegenläufigen Reaktionen auf eine Wiedervernässung und
- dem weiten Spektrum der Standorteigenschaften, die die THG-Emissionen beeinflussen.

Die Bestimmung der THG-Emissionen von konkreten Standorten würde eine Ausstattung all dieser Standorte mit komplizierter und aufwändiger Messtechnik (Eddy-covariance) erfordern. Darüber hinaus sind die THG-Emissionen von Parametern abhängig, die sich im Jahresverlauf stark ändern können, wie z.B. dem Wasserstand, der Temperatur, dem Wachstum der Vegetation sowie der aktuellen Bewirtschaftung des Standortes. Eine Erfassung saisonaler Unterschiede und der Unterschiede zwischen verschiedenen Jahren verlangt die Ermittlung von vollständigen Jahresbilanzen der Treibhausgase und deren Messung über mehrere Jahre.

Darüber hinaus sind Langzeit-Untersuchungen erforderlich, weil eine Wiedervernässung zu grundsätzlichen Veränderungen verschiedener Standorteigenschaften führt, die sich auf die Emissionen auswirken. Diese Veränderungen sind nicht augenblicklich und geradlinig. Sie beinhalten bisher noch unzureichend untersuchte Übergangsperioden mit instationären, dynamischen Bedingungen. Über diese Zeiträume unterscheiden sich die Emissionen sowohl von denen der Ausgangsbedingungen degradiert Moore als auch von denen langfristig nach Wiedervernässung der Standorte zu erwartenden Emissionen, wie sie in natürlichen Mooren auftreten.

In der Praxis kann das Kriterium “Meßbarkeit” nur für ausgewählte Pilotflächen erzielt werden. Die Emissionen anderer Standorte können nur durch eine Inter- und Extrapolation von Erkenntnissen abgeschätzt werden. Dieser Inter- bzw. Extrapolations- Prozess muss ausreichend detailliert fundiert und konsistent sein, damit verlässliche Ergebnisse erzielt werden können. Um nachprüfbar (reproduzierbar) und praktikabel zu sein, sollten sie auf einfach zu bestimmenden Indikatoren beruhen.

Der vorliegende Bericht beschreibt den Weg zu einem praktikablen und erweiterbaren Instrument für die Quantifizierung von THG-Emissionen von degradierten und wiedervernässten Mooren Mitteleuropas. Er will

- Trends und Regelmäßigkeiten zwischen Emissionen und Standortparametern,
- die Möglichkeit der Einteilung von Standorten mit ähnlichem Emissions-Verhalten (GWP), den so genannten Treibhaus-Gas-Emissions-Standort-Typen (GEST), sowie
- einfach zu bestimmende Indikatoren zur Bestimmung dieser GESTs im Feld aufzeigen.

## 2. Methoden

Der vorliegende Bericht beschreibt THG-Emissionen und -Festlegung durch Moor-Ökosysteme. Die Bestimmung von Netto- CO<sub>2</sub> und CH<sub>4</sub> -Flüssen ist nicht das Gleiche wie die Bestimmung einer Kohlenstoff-Bilanz, die noch viele weitere Flüsse berücksichtigen müsste. Auch der Netto- N<sub>2</sub>O Austausch stellt nur einen kleinen Teil der Gesamtstickstoffbilanz eines Moores dar. An dieser Stelle wird der Schwerpunkt nur auf den Gasaustausch gelegt.

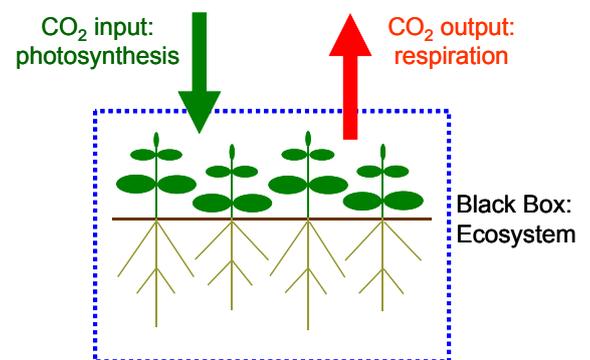
### 2.1. Emissionsdaten

Emissionsdaten wurden ausschließlich aus Literaturstellen entnommen, die sich auf Moore des temperaten Europa beziehen. Gelegentliche und kurzzeitige Messungen wurden nicht berücksichtigt. Nur Daten zu jährlichen Emissionen wurden verwendet. Außer den kontrollierten mehrjährigen Mineralisationsexperimenten von Mundel (1976) wurden auch keine Labormessungen einbezogen. In Bezug auf die CO<sub>2</sub> -Flüsse wurde besondere Aufmerksamkeit darauf verwendet, nur Netto- CO<sub>2</sub> Bilanzen (NEE oder NEP) von glaubwürdigen Modellen zu berücksichtigen, die Hell- und Dunkel-Flüsse als Input verwenden (siehe Box). Auch Schätzungen für Netto-Emissionen aus Mineralisationsbeobachtungen wurden berücksichtigt. Nach einer kritischen Analyse mussten viele veröffentlichte CO<sub>2</sub> -Fluss-Daten verworfen werden, was die Anzahl der verwertbaren Ergebnisse zu CO<sub>2</sub> -Emissionen stark verringerte.

Wir haben schließlich 130 Emissionsmessungen für CH<sub>4</sub>, 53 für CO<sub>2</sub> und 84 für N<sub>2</sub>O ausgewertet. Es zeigte sich, dass nur Ergebnisse aus den Niederlanden, Deutschland, S-Schweden, und N-Frankreich für eine weitere Analyse brauchbar waren (siehe Referenz-Liste). Die knappe Literatur aus dem östlichen Europäischen Raum bot nur unzureichende Daten.

#### BOX: MESSUNG VON NETTO- CO<sub>2</sub> -FLÜSSEN

Die Netto Bilanz der CO<sub>2</sub> -Flüsse in einem Moor wird als Brutto-CO<sub>2</sub> -Aufnahme minus Brutto CO<sub>2</sub> -Emissionen ausgedrückt. Die Aufnahme wird bestimmt durch die Photosynthese der Pflanzen und wird als Bruttoprimärproduktion oder BPP bezeichnet. Pflanzen weisen auch Respiration auf und die sich netto ergebende Assimilation (Photosynthese minus Respiration) ist die Nettoprimärproduktion oder NPP. Neben der Respiration der Pflanzen gibt es zusätzliche CO<sub>2</sub> -Quellen aus der Atmung im Ökosystem. Parallel zur NPP ist die Netto-Ökosystemproduktion oder NEP die allumfassende Nettobilanz zwischen BPP und der Gesamtökosystem-Atmung R<sub>e</sub>.



Wird der Verbleib des Organischen Kohlenstoffs aus der NEP betrachtet (Lovett et al. 2006), so kann dieser entweder im Ökosystem gespeichert (S) oder exportiert werden (E), z.B. über Luft, Wasser oder Ernte, oder er kann einer nichtbiologischen Oxidation anheim fallen (Ox), z.B. Feuer oder UV-Oxidation. Nicht der gesamte organische Kohlenstoff, der für R<sub>e</sub>, S und E verfügbar ist, stammt aber aus der NPP, da er auch in das Ökosystem importiert werden kann (I). Dies führt uns zu der Gleichung:  $NEP + I = S + E + Ox$ , die zeigt, dass die Messung der NEP ziemlich anspruchsvoll sein kann, wenn beachtliche Flüsse außerhalb von Photosynthese und Respiration vorhanden sind.

Darum wird oft der Netto-Ökosystem-Austausch (NEE) gemessen, der eine einfache, in das System und aus dem System heraus gehende CO<sub>2</sub>-Bilanz darstellt. (siehe Abb.). Zur Messung der NEE werden entweder mikro-meteorologische Verfahren (Eddy Kovarianz) oder transparente Hauben (transparent chambers) eingesetzt. Weil die Photosynthese vom Licht abhängt, unterscheidet sich die Tages- NEE von der Nacht- NEE. Für die Berechnung von jährlichen Flüssen sind Tages-(Licht) und Nacht-(Dunkel) NEE Messungen notwendig. Anstatt nachts zu messen werden dunkle oder abgedunkelte Kammern verwendet. Die gemessenen Licht- und Dunkel-Flüsse werden in ein Modell eingespeist und extrapoliert, um zu jährlichen Flüssen zu kommen.

Viele der veröffentlichten CO<sub>2</sub> -Emissionsmessungen basieren nur auf Dunkel-Kammer Verfahren, ohne die (Tages-) Assimilation von CO<sub>2</sub> durch die Pflanzen zu berücksichtigen. Dann werden anspruchsvolle Modelle verwendet um die Assimilation abzuschätzen und die Messwerte auf eine Jahresbilanz zu extrapolieren. Aus unserer Erfahrung mit der vorliegenden Arbeit können wir jedoch sagen, dass die ausschließlich mit der Dunkel-Kammer-Methode ermittelten Ergebnisse verwirrend und nicht vertrauenswürdig sind weil sie nur den C-Output aus dem Boden, nicht aber den Input in den Boden berücksichtigen. Alle veröffentlichten Werte für CO<sub>2</sub> -Emissionen von bewachsenen Mooren, die nur auf dem Dunkel-Kammer-Verfahren basieren, wurden daher verworfen.

## 2.2. Standorteigenschaften

Die verfügbaren Informationen zu den Standorteigenschaften wurden der ausgewerteten Literatur entnommen. Dazu gehören Informationen zum Torf und zum Wasser, zur Vegetation, Landnutzung und zur Lage (siehe Tabelle 1). In einigen Fällen wurden zusätzliche Literaturquellen für eine detailliertere Standortbeschreibung herangezogen. Standortparameter, Vegetationsbeschreibungen und Pflanzenartenlisten wurden verwendet, um 'Vegetationsformen' abzuleiten, die es erlaubten, einige fehlende Standorteigenschaften abzuleiten (siehe Box). Auf diese Weise konnte für fast alle Emissionswerte ein Basis-Set der Standorteigenschaften (Tabelle 2) mit Wasserstufen (die mittlere Wasserstände und Fluktuationen integrieren), Trophie-Status (C/N Verhältnis), Basenreichtum (pH) und Vegetation bestimmt werden.

Tabelle 1. Struktur der Datengrundlage

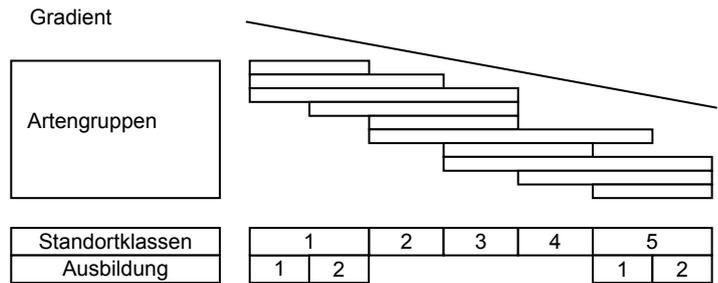
| <b>Emissionen</b>  | <b>Wasser</b>                  | <b>Ort</b>             |
|--|--------------------------------|------------------------|
| Gas-Typ  | pH                             | Name                   |
| Emissionen in $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ | Mittlerer Wasserstand          | Land                   |
| Variation (Standardabweichung)                                 | Niedrigster Wasserstand        | Breiten-& Längengrad   |
|  | Höchster Wasserstand           |                        |
| <b>Torf</b>  | Wasserstandsschwankungsbereich | <b>Methoden</b>        |
| Typ  |                                | Meßmethode             |
| Mächtigkeit  | <b>Vegetation</b>              | Jahr der Messung       |
| C/N  | Vegetationstyp                 |                        |
| N Gehalt   | Art der Pflanzen               |                        |
| P Gehalt   | Artenliste                     | <b>Andere</b>          |
| Trophie-Status   |                                | Referenz               |
| EC   | Düngung                        | Kommentare             |
| Glührückstand  | <b>Nutzung</b>                 | Zusätzliche Referenzen |
| Lagerungsdichte  | Aktuelle Bewirtschaftung       |                        |
| Wassergehalt   | Frühere Bewirtschaftung        |                        |
| Porosität  |                                |                        |
| Grad der Humifizierung   |                                |                        |
| pH   |                                |                        |

### BOX: VEGETATIONSFORM

Das "Vegetationsformenkonzept" ist ein Klassifikationsverfahren, welches floristische und Umwelt-Parameter integriert. Es ist von der Beobachtung hergeleitet, dass entlang eines ökologischen Gradienten (z.B. von trocken nach nass) bestimmte Pflanzenarten zusammen vorkommen, während andere sich gegenseitig ausschließen (siehe Abb., nach Koska et al. 2001). Demnach stellt die Kombination spezifischer Artengruppen (und deren Abwesenheit) eine deutlich schärfere Indikation der Standorteigenschaften dar (soweit diese für Pflanzen relevant sind), als einzelne Pflanzenarten (vgl. die sehr gebräuchlichen Ellenberg Indikator Zahlen). Die Amplituden verschiedener Artengruppen erlauben die Abgrenzung von Faktorenklassen (siehe Tabelle 2).

Das Vegetationsformenkonzept ist sehr gut geeignet für die Indikation des Emissionsverhaltens, weil

- die wichtigsten Standortbedingungen, die den Charakter der Vegetation bestimmen (Feuchtigkeit, Nährstoffverfügbarkeit, Säurestufe, Landnutzung), gleichzeitig die grundlegenden Faktoren sind, die die Emissionen klimarelevanter Gase von Mooren bestimmen.
- die scharfe formelle Korrelation zwischen der Vegetationszusammensetzung und Standortparameter-Klassen eine Rekonstruktion der Standortbedingungen aus Literaturdaten ermöglicht, wo diese Daten nicht explizit erwähnt werden. Dadurch wird der verfügbare Datensatz substantiell verbessert.



- das Konzept speziell für die Kartierung von Umweltbedingungen im Maßstab von 1:2,500 – 1:10,000 entwickelt wurde.
- das Konzept ausgereift und für Moore in Nordost-Deutschland kalibriert ist (Succow & Joosten 2001, Schäfer & Joosten 2005). Es ist davon auszugehen, dass die dort gefundenen Korrelationen genauso für ähnliche Untersuchungsgebiete anwendbar sind, die mehr oder weniger ähnliche klimatische und biogeographische Bedingungen aufweisen.

Die Benennung der Vegetationsformen erfolgt, indem der Name der charakteristischen Pflanzenart mit einer Bezeichnung kombiniert wird, die sich auf die Physiognomie und/oder Art der Landnutzung bezieht (z.B. *Caltha-Filipendula*-Gebüsch). Durch die Feststellung, welche Artengruppen vorhanden bzw. abwesend sind, können sie schnell im Feld identifiziert werden.

Tabelle 2. Haupt Standortfaktor-Klassen des Vegetationsformen-Ansatzes (verändert nach Koska 2001). WLw: langzeitiger Median des Wasserstandes in der nassen Saison; Wls: : langzeitiger Median des Wasserstandes in der trockenen Saison; WD: Wasserdefizit; C/N: Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis im Oberboden nach Kjeldahl bestimmt; pH<sub>kts</sub>: pH des Oberbodens in KCl-Lösung gemessen.

| Faktor und Beschreibung   | Wasserstufe |                          | Eigenschaften                                 |
|---|-------------|--------------------------|---|
| <b>Wasserverfügbarkeit</b><br><br>Wasserversorgung:<br>+: feuchtegeprägte<br>–: trockenheitsgeprägte<br>Standorte   | 7+          | oberes Sublitoral        | WLw/WLd: +250 to +140 cm                      |
|   | 6+          | unteres Eulitoral        | WLw: +150 to +10 cm; Wls: +140 to +0 cm       |
|   | 5+          | naß (oberes Eulitoral)   | WLw: +10 to -5 cm; Wls: +0 to -10 cm          |
|   | 4+          | halbnaß (sehr feucht)    | WLw: -5 to -15 cm; Wls: -10 to -20 cm         |
|   | 3+          | feucht                   | WLw: -15 to -35 cm; Wls: -20 to -45 cm        |
|   | 2+          | mäßig feucht             | WLw: -35 to -70 cm; Wls: -45 to -85 cm        |
|   | 2-          | mäßig trocken            | WD: < 60 l/m <sup>2</sup>                     |
|   | 3-          | trocken                  | WD: 60 – 100 l/m <sup>2</sup>                 |
|   | 4-          | sehr trocken             | WD: 100 – 140 l/m <sup>2</sup>                |
|   | 5-          | dürr                     | WD: > 140 l/m <sup>2</sup>                    |
| Saisonal wechselnde Feuchte wird angegeben mit einer Kombination verschiedener Wasserstufen, z.B. ein 5+/4+ Standort weist einen Wlw von 5+ und einen Wls von 4+ auf. Starke Wechselnässe wird mit „~“ angegeben, z.B. weist ein 3~ Standort einen Wlw von 4+ und einen Wls von 2+ auf. |             |                          |   |
| <b>Nährstoffverfügbarkeit</b><br><br>Verfügbarkeit wichtiger Nährstoffe (insbesondere N, P, K bzw. das jew. limitierende Element) für die Bioproduktion<br><br>Verwendeter Indikator: C/N   | o-sa        | oligotroph – sehr arm    | Moore: C/N > 40<br>Wälder: C/N > 40           |
|   | o-a         | oligotroph – arm         | Moore: C/N 33 - 40<br>Wälder: C/N 30 - 40     |
|   | m-za        | mesotroph – ziemlich arm | Moore: C/N 26- 33<br>Wälder: C/N 23 - 30      |
|   | m-m         | mesotroph – mittel       | Moore: C/N 20 - 26<br>Wälder: C/N 18 - 23     |
|   | e-k         | eutroph – kräftig        | Moore: C/N 13 - 20<br>Wälder: C/N 14.5 - 18   |
|   | e-r         | eutroph – reich          | Moore: C/N 10 - 13<br>Wälder: C/N 11.5 - 14.5 |
|   | p-sr        | polytroph – sehr reich   | Moore: C/N < 10<br>Wälder: keine Abgaben      |
| <b>Basenreichtum (pH)</b><br>Verwendeter Indikator: pH <sub>KCl</sub>   | sau         | sauer                    | pH <sub>kts</sub> < 4.8                       |
|   | sub         | subneutral               | pH <sub>kts</sub> 4.8 - 6.4                   |
|   | ka          | alkalisch (kalkhaltig)   | pH <sub>kts</sub> > 6.4                       |

### 2.3. Vervollständigung der Daten und Datenanalyse

In der Datengrundlage zu den Emissionsmessungen ist oft die Beschreibung der Standorteigenschaften nur unvollständig aufgeführt. Dies macht eine sinnvolle multivariate Analyse unmöglich. Mittels des Vegetationsformen-Ansatzes waren wir in der Lage, viele der Lücken zu schließen, was aber damit einherging, dass sich der vervollständigte Datensatz aus diskreten Klassen-Beschreibungen anstatt aus kontinuierlichen Werten zusammensetzt. Dies wiederum macht eine multivariate Analyse unangemessen. Als Konsequenz wurden ausschließlich einfache zwei-dimensionale Plots der Emissionen vs. den wichtigsten Standortparametern angefertigt – was entsprechend nur eine Teilmenge des vollständigen Datensatzes abbildet. Die wichtigsten betrachteten Standortparameter sind der mittlere Wasserstand (Wasserstufe), das C/N Verhältnis (als Indikator für den Trophie-Status) und der pH Wert. Diese Parameter werden ebenfalls im Vegetationsformenkonzept (siehe Tabelle 2) verwendet und stellen die größte Teilmenge der Datengrundlage dar. Der über die Plots bereitgestellte zusammenfassende Überblick bietet eine gute Grundlage für die Extrapolationen so wie sie für die Beschreibung der Treibhaus-Gas Emissions-Standort-Typen (GESTs) benötigt werden.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1. Standorteigenschaften und THG Emissionen

Das Spektrum der mit der Datengrundlage abgedeckten Standortbedingungen ist bei weitem nicht vollständig. Es gibt nur wenige Daten zu landwirtschaftlich oder anders bewirtschafteten und entwässerten *Regenmoor*-Standorten.  $\text{CO}_2$ -Emissionensdaten von nassen *Niedermooren* (mit mittleren Wasserständen in Oberflächennähe) fehlen vollständig. Es sind keine ganzjährigen  $\text{CO}_2$ -Messungen von überstauten Flächen verfügbar.

#### Methan

Abb. 2 stellt Methan-Emissionen von Mooren gegen den mittleren Wasserstand dar. Bei niedrigen mittleren Wasserständen ( $< -20$  cm) sind die Netto-Emissionen vernachlässigbar ( $< 2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ). Bei höheren mittleren Wasserständen steigen die Emissionswerte steil mit den Wasserständen an. Geflutete Standorte ( $n=3$ ) zeigen niedrigere  $\text{CH}_4$ -Emissionen als Standorte mit Wasserständen in bzw. knapp unter Flurhöhe. In der Betrachtung nach Wasserstufen (Abb. 3) stehen 26 Messungen zusätzlich für die Auswertung zur Verfügung. Es können 4 Emissionsklassen ausgeschieden werden: 2+, 3+/2+ und 3+ Standorte weisen vernachlässigbare Emissionen auf, 4+/3+, 4+ und 5+/4+ Standorte haben mittlere Emissionen, 5+ Standorte haben hohe Emissionen und 6+ Standorte weisen wiederum niedrige Emissionen auf.

Die Schwankungsbereiche sind beträchtlich: Sehr niedrige Emissionswerte werden auch bei höheren Wasserständen gefunden. Eine nähere Betrachtung zeigt, dass an Standorten mit hohen Wasserständen und gleichzeitig sehr niedrigen Emissionen Pflanzenarten mit grobem Aerenchym (sogenannte shunt-Arten) fehlen. Man findet dies sowohl bei vegetationslosen Flächen als auch bei wiedervernässtem, bewirtschaftetem Grünland, das noch von Kurz-Gras-Arten dominiert wird. Bei den 5+/4+ Standorten (Abb. 3) handelt es sich insbesondere um Regenmoor-Standorte ( $n=11$ , vgl. Abb. 2). Dies könnte die niedrigen Emissionen im Vergleich zu den 4+/3+ und 4+ Standorten erklären.

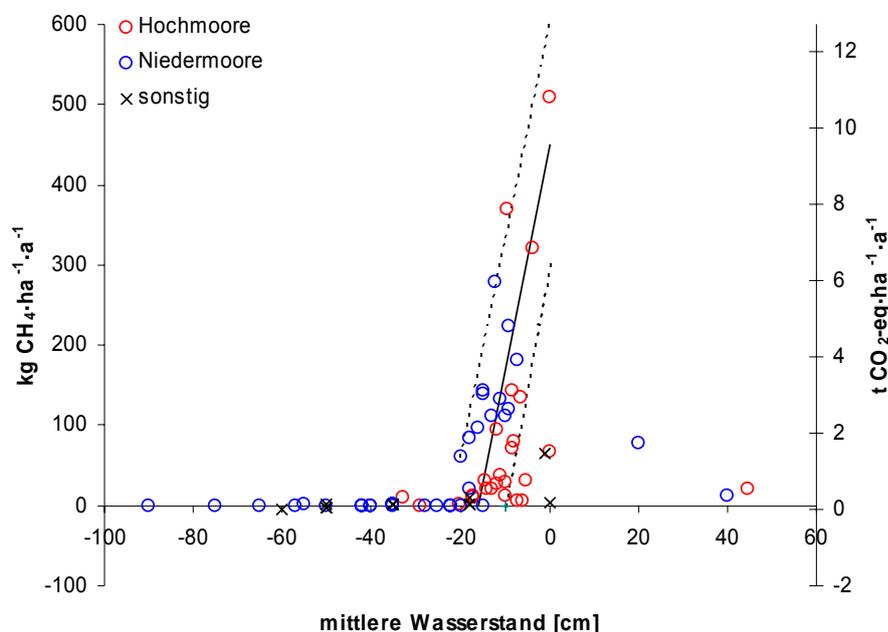


Abb. 2.  $\text{CH}_4$  Emissionen in Relation zum mittleren Wasserstand ( $n=84$ ). Die gepunkteten Linien beschreiben den plausiblen Bereich (Minimum und Maximum); die durchgezogene Linie beschreibt das Mittel dieses Bereichs.

Die Verteilung der Emissionswerte bei 5+ Standorten ist mit nur 4 Werten oberhalb  $400 \text{ kg} \cdot \text{CH}_4 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  sehr schief. Extrem hohe Methan-Emissionen (zwischen  $1300$  bis  $3800 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ; nicht enthalten in Abb. 2 und 3) wurden bei Wasserständen nahe oder über Flurhöhe bei verdichteten Mudde-

Böden und vor allem auch bei überfluteten, nicht abgeernteten Beständen (Hafer, Mais, *Phalaris*) festgestellt.

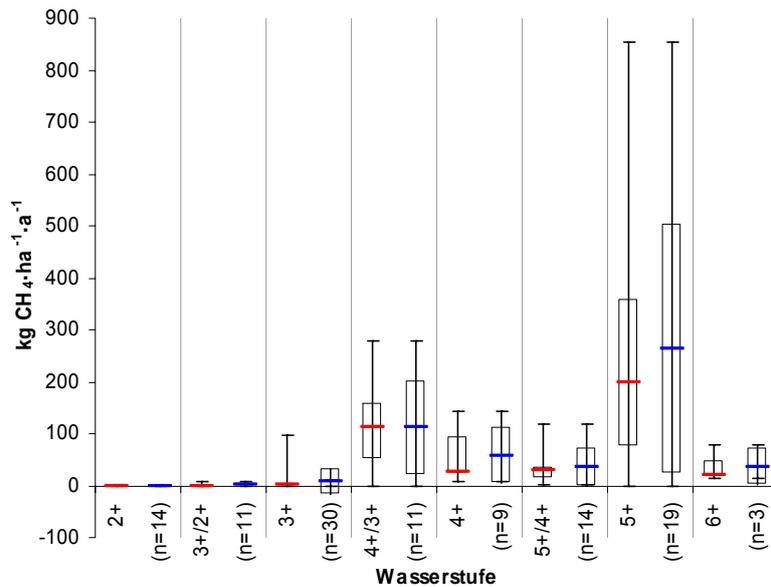


Abb. 3. CH<sub>4</sub> Emissionen in Relation zur Wasserstufe (n=110). Boxplots mit roter Linie: Median mit oberem und unterem Quartil (75% der Datenpunkte liegen oberhalb des unteren Quartils, 75% unterhalb des oberen Quartils) und größte und kleinste Werte; Boxplots mit blauer Linie: Mittelwerte  $\pm$  Standardabweichung und größte und kleinste Werte.

Weil Niedermoore üblicherweise nährstoffreicher als Hochmoore sind, sind die C/N Werte für Niedermoore niedriger als die für Hochmoore (Abb. 4). Bei Hochmooren treten höhere CH<sub>4</sub> Emissionen bei höheren C/N Werten auf (vgl. Tomassen et al. 2004); diese armen Standorte sind auch durch hohe Wasserstände gekennzeichnet (n=17). In Niedermooren (n=37) treten die höchsten CH<sub>4</sub> Emissionen bei C/N Verhältnissen von 17 bis 18 (vgl. Best & Jacobs 1997) auf reichen Standorten mit hohen Wasserständen auf.

Hohe Methan Emissionen von sauren Hochmooren sind nur bei pH-Werten oberhalb 4 festzustellen (Abb. 5), dies stimmt mit den Ergebnissen von Tomassen et al. (2004) überein. In Niedermooren liegt das Potenzial für hohe Methan-Emissionen bei subneutralen Verhältnissen mit pH-Werten von 5.5 (vgl. Best & Jacobs 1997). Das Verhältnis zum pH Wert ist unabhängig von dem zum Wasserstand: Es gibt keine klaren Abhängigkeiten zwischen pH und Wasserstand im vorliegenden Datensatz (n=59).

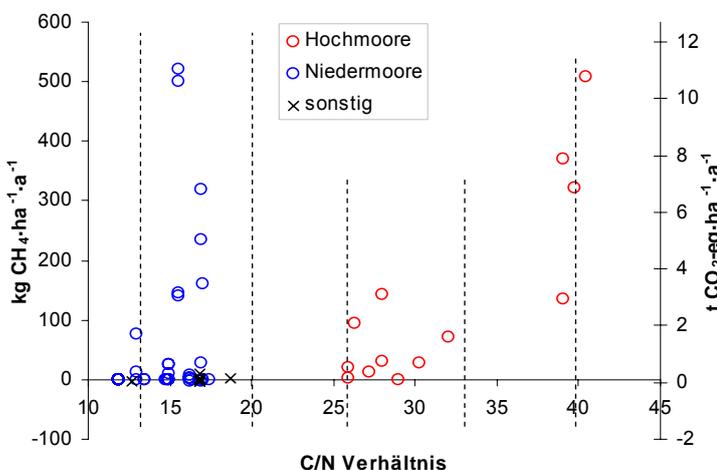


Abb. 4. CH<sub>4</sub> Emissionen in Relation zum C/N Verhältnis (n=77). Die gestrichelten Linien bezeichnen die Bereiche der C/N Klassen (Tabelle 2)

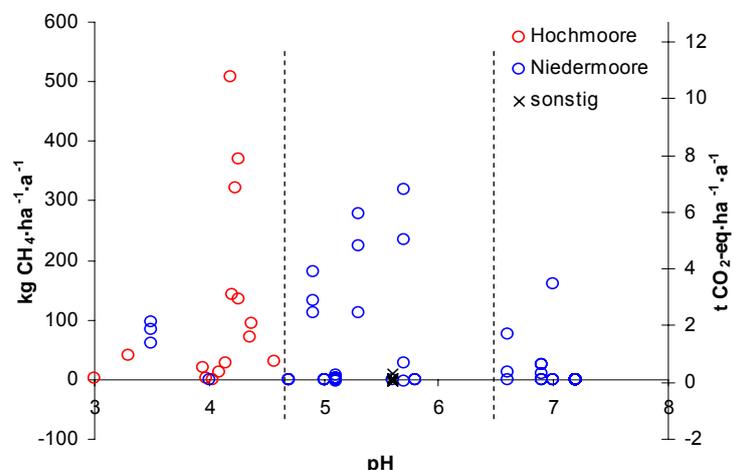
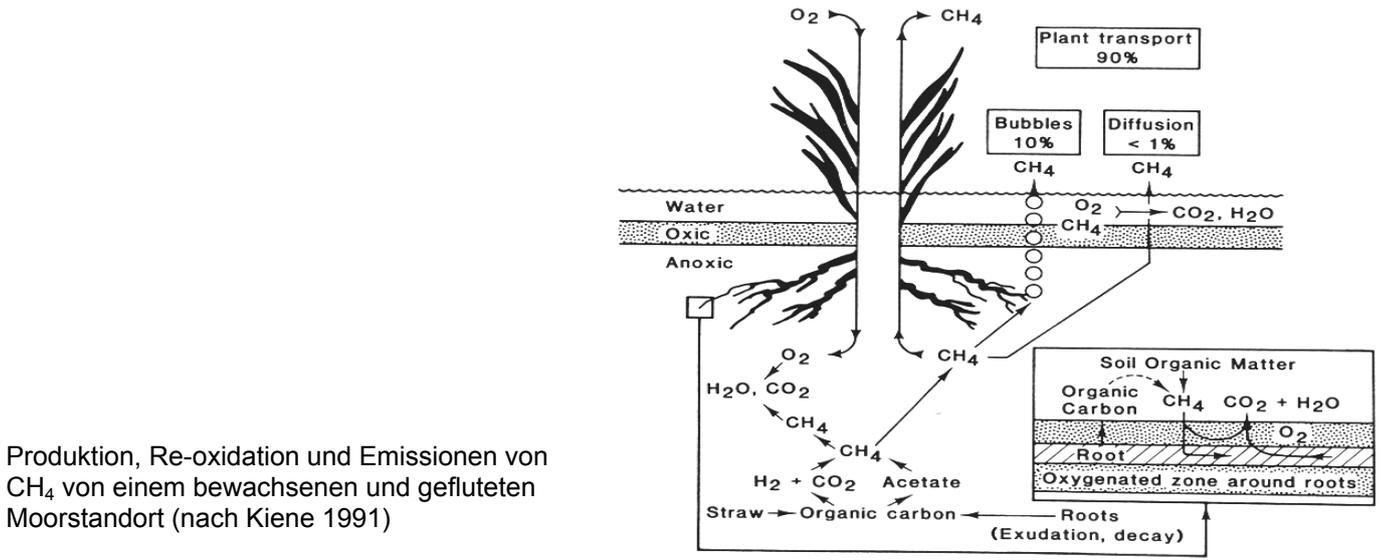


Abb. 5. CH<sub>4</sub> Emissionen in Relation zum pH (n=85). Die gestrichelten Linien bezeichnen Klassen des Basenreichtums (Tabelle 2).

### BOX: Warum gibt es einen plötzlichen Anstieg der METHAN-EMISSIONEN bei hohen Wasserständen?

Der Hauptgrund für hohe Methan-Emissionen bei hohen Wasserständen ist die Dominanz von typischen Feuchtgebiets-Pflanzenarten, die an permanent hohe Wasserstände angepasst sind. Ihre Anwesenheit führt zu Änderungen der Produktion, des Transfers und der Abgabe von Methan. Zuallererst wird die Methan Produktion durch die Verfügbarkeit leicht zersetzbarer Pflanzen-Biomasse wie Wurzelrückstände und-Exsudate stimuliert (Rhizodeposition). Das in der Wurzelzone produzierte Methan wird dann durch die in der Pflanze befindlichen Wurzel-Blatt „Kurzschlüsse“ (sgn. „shunts“) weitertransportiert. Diese Kurzschlüsse beruhen auf einem durch Druckunterschiede getriebenen internen Gasfluß von jüngeren Blättern zu den Rhizomen herab ( $O_2$ ) und dann zurück ( $CH_4$ ) über die älteren Blätter in die Atmosphäre. Auch wenn der Methanausstoß durch nach unten gerichteten Transport von Sauerstoff reduziert wird (steigende Oxidation von Methan in der Wurzelzone), sind diese Pflanzen verantwortlich für eine große Methan Produktion und für 90% des Ausstoßes dieses Methans durch die shunts.



Produktion, Re-oxidation und Emissionen von  $CH_4$  von einem bewachsenen und gefluteten Moorstandort (nach Kiene 1991)

Da die Methan Emissions-Messungen mit Hauben-Technik durchgeführt wurden, sind Emissionen von Rindern bei keinem der beweideten Moorstandorte mit einbezogen. Die Gesamtanzahl der beweideten Standorte in der  $CH_4$  Studie ist allerdings gering ( $n=9$ ).

### Kohlendioxid

In Abb. 5 sind  $CO_2$  Emissionen in Relation zum mittleren Wasserstand dargestellt. Landwirtschaftlich genutzte (Nieder-)Moorstandorte weisen hohe Emissionen von etwa  $25 tCO_2 \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$  auf. Nur wenn die mittleren Wasserstände über -30 cm liegen, ist ein merkliches Abfallen der Emissionen festzustellen, die dann bei mittleren Wasserständen nahe der Bodenoberfläche nahezu Null (oder Netto-Aufnahme) sind. Einer der Standorte wurde Mitte Juli überflutet. Hier fielen die Emissionen beachtlich von einem Equivalent von  $13 t CO_2 \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$  auf nahezu Null innerhalb von drei Monaten.

In der Darstellung nach Wasserstufen (Abb. 7) können vier Emissionsklassen unterschieden werden: 2+ (2-, 2~) Standorte emittieren gut über  $20 tCO_2 \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ , 3+/2+, 3+ und 4+/3+ Standorte emittieren um  $10-15 tCO_2 \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ , 4+ Standorte emittieren unter  $10 tCO_2 \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$  und 5+/4+ und 5+ Standorte emittieren deutlich unter  $3 tCO_2 \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ , wobei eine Mehrzahl der Standorte eine Netto-Festlegung von  $CO_2$  aufweist. Im Gegensatz zu den  $CH_4$ -Werten ist die Verteilung der  $CO_2$ -Werte nicht oder nur kaum schief.

Messwerte für flachgründige Torfe (vgl. Mundel 1976, Meyer 1999) mit Wasserständen unterhalb des Torfkörpers (wo die gesamte Torfschicht also oberhalb des Wasserspiegels liegt), wurden nicht weiter in die Auswertungen einbezogen. Die  $CO_2$ -Emissionen dieser Standorte werden stärker durch die Torfmächtigkeit als durch andere Eigenschaften bestimmt. Weitere Untersuchungen flachgründiger Standorte mit tiefen Grundwasserständen sind notwendig, um zu guten Schätzwerten für  $CO_2$ -Emissionen zu gelangen. Der Faktor Torfmächtigkeit bedarf insgesamt einer weiteren Überprüfung.

Geerntete Biomasse verlässt das Moor nicht als Treibhausgas, wird aber voraussichtlich als solches bald in die Atmosphäre übergehen. Erntemengen sind einfach einzuschätzen und als Teil der NEP in die Bilanz mit einzubeziehen. Emissionen aus Erosion (Wind und Wasser) können zwar beträchtlich sein (Eggelsmann & Bartels 1975), sind aber schwer einzuschätzen und wurden somit nicht berücksichtigt. Diese Emissionen müssten für unterschiedliche Standorte weiter quantifiziert werden. Da mit einer Wiedervernässung die Erosionsverluste in der Regel abnehmen (vgl. Wallage et al. 2006, Worrall et al. 2007) führt ihre Weglassung hier zu eher konservativen Abschätzungen der Auswirkungen von Wiedervernässungsmaßnahmen auf THG-Emissionen.

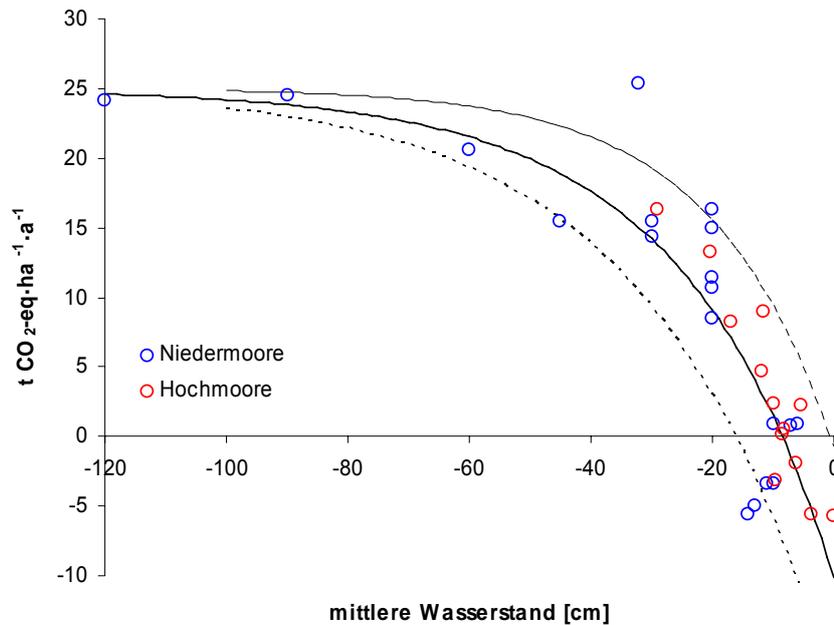


Abb. 6. CO<sub>2</sub> Emissionen von Mooren in Relation zum mittleren Wasserstand (n=32). Gepunktete Linien: plausibler Bereich (Minimum und Maximum); durchgezogene Linie: Mittel dieses Bereichs.

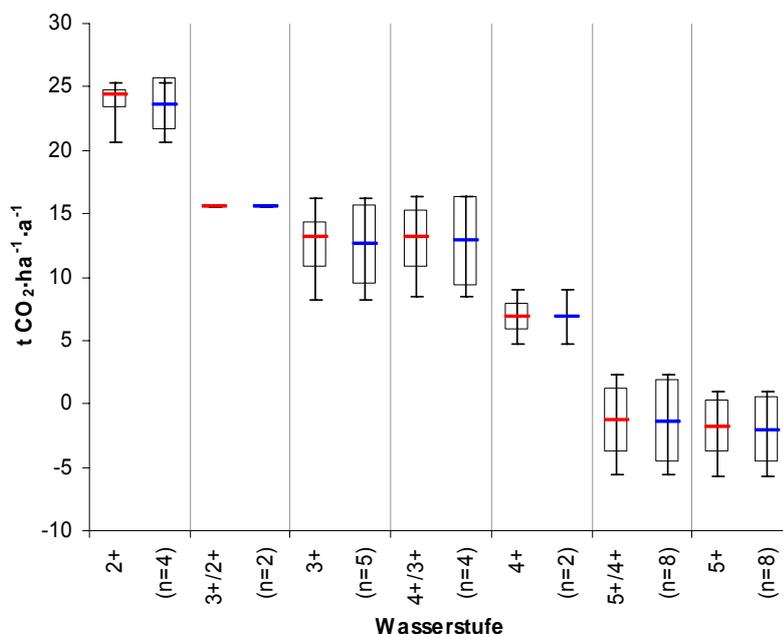


Abb. 7. CO<sub>2</sub> Emissionen in Relation zur Wasserstufe (n=33). Boxplots mit roter Linie: Median mit oberem und unterem Quartil und größte und kleinste Werte; Boxplots mit blauer Linie: Mittelwerte  $\pm$  Standardabweichung und größte und kleinste Werte.

Für keine der CO<sub>2</sub>-Emissionsmessungen in Niedermooren gibt es pH-Angaben. Bei Hochmooren sind die Emissionen am höchsten bei niedrigeren pH-Werten (Abb. 8). Höhere C/N Verhältnisse sind mit niedrigeren Emissionen verbunden und umgekehrt (Abb.9).

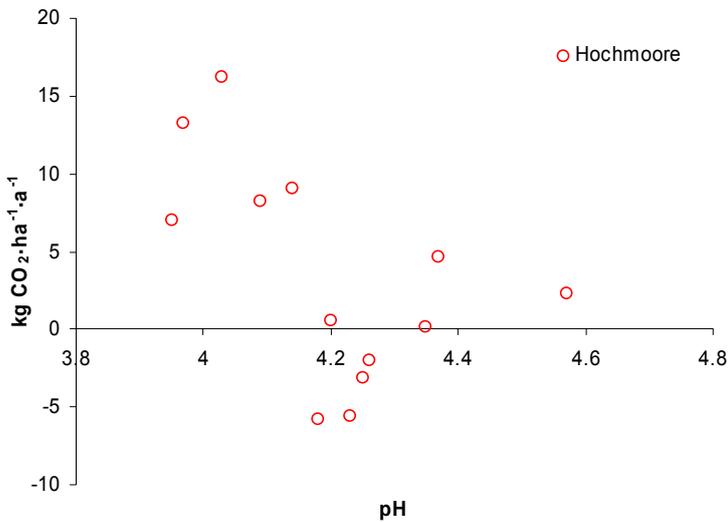


Abb. 8. CO<sub>2</sub>-Emissionen in Relation zum pH (n=13). Alle Standorte gehören zur 'sauren' Klasse (vgl. Tab. 2). Daten zu Niedermooren fehlen.

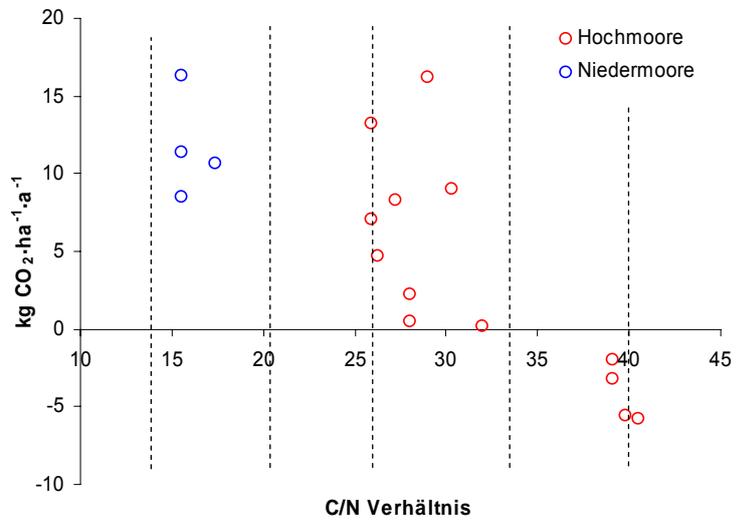


Abb. 9. CO<sub>2</sub>-Emissionen in Relation zum C/N Verhältnis (n=17). Die gestrichelten Linien bezeichnen die Abgrenzung der C/N Klassen (Tab. 2)

### Lachgas

Während CH<sub>4</sub>-Emissionen erst bei mittleren Wasserständen oberhalb -20cm auftreten, sind N<sub>2</sub>O-Emissionen auf mittlere Wasserstände unterhalb -20cm beschränkt (Abb. 10). An den gemessenen (halb-)natürlichen Hochmoorstandorten sind N<sub>2</sub>O-Emissionen auch bei tiefen Wasserständen vernachlässigbar (<3 kg N<sub>2</sub>O·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup>). Emissionen von tief entwässertem gedüngtem Hochmoorgrünland dürften sich, ähnlich wie von gedüngtem Niedermoorgrünland, als höher herausstellen. Eine sinnvolle Beziehung zwischen N<sub>2</sub>O-Emissionen und C/N sowie pH lässt sich mit den vorhandenen Daten nicht ermitteln (nicht dargestellt).

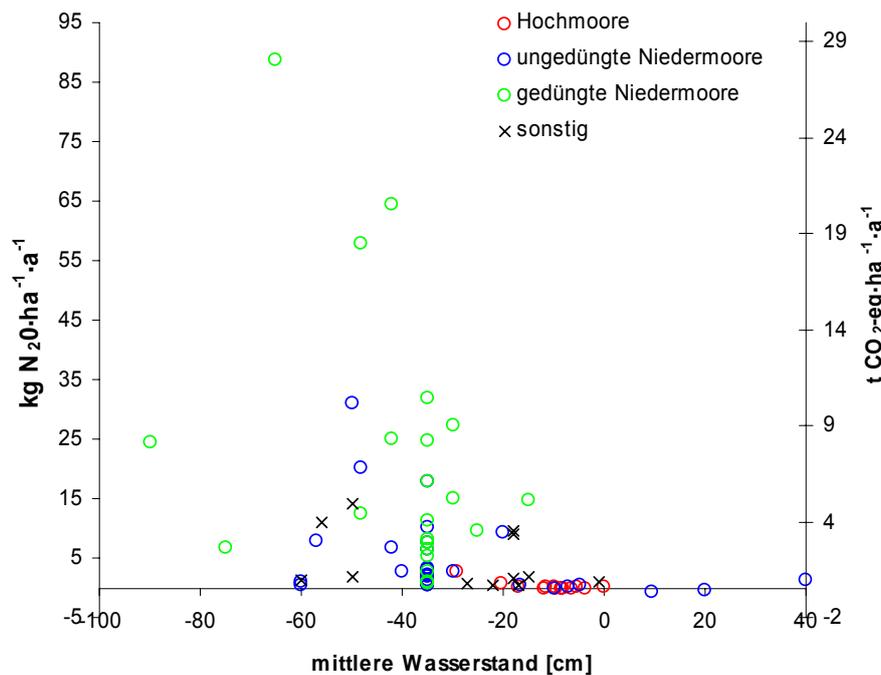


Abb. 10. N<sub>2</sub>O Emissionen in Relation zum mittleren Wasserstand.

Es gibt eine klare Abgrenzung zwischen den Emissionen gedüngter (landwirtschaftlich bewirtschafteter) und ungedüngter Niedermoore. Allerdings wurden Standorte gegebenenfalls auch fälschlicherweise als ungedüngt eingestuft, wenn eine Düngung nicht in der Literaturquelle erwähnt wurde aber trotzdem vorhanden war. Unterschiede bei der atmosphärischen N-Deposition wurden nicht berücksichtigt.

In ungedüngten Niedermooren mit mittleren Wasserständen unter -20 cm werden Emissionswerte bis zu  $30 \text{ kg N}_2\text{O}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$  erreicht, was mehr als  $9 \text{ tCO}_2\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$  entspricht. Übereinstimmend mit Angaben in der Literatur (Renger et al. 2003) scheinen sich die Emissionswerte bei Wasserständen unter -50cm wieder Richtung Null zu bewegen.

Während in gedüngten Niedermooren ein genereller Trend zu höheren Emissionen bei niedrigeren Wasserständen festzustellen ist, ist die Variation der Werte sehr hoch und bei gleichem Wasserstand sind Emissionen oft durchaus niedriger als für ungedüngte Niedermoore. Dies kann auf den unberechenbaren Charakter der  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen (siehe Box) mit plötzlichen hohen Werten, wie sie z.B. während des Frierens/Tauens des Bodens festgestellt wurden (Flessa et al. 1996), zurückgeführt werden.

Es gibt keine Anhaltspunkte für niedrigere Emissionen bei sehr niedrigen Wasserständen in gedüngten Niedermooren, wie dies für ungedüngte Niedermoore gefunden wurde. Interessanterweise sind die niedrigsten gemessenen Emissionen auf einem trockenen, gedüngten Standort (Wasserstand -75 cm) niedriger als die Emissionen einer Vielzahl ungedüngter Standorte (Abb.10, 11). Eine nähere Betrachtung der  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen von Niedermooren in Relation zur Düngung (Fig. 11) zeigt, dass bei mittleren Wasserständen oberhalb -40cm etwa  $4 \text{ kg N}_2\text{O}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$  oder etwa  $2.5 \text{ kg N}_2\text{O}\cdot\text{N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$  pro  $100 \text{ kg N}$ -Dünger (2.5% appl. N) emittiert werden. Trockenere Standorte mit mittleren Wasserständen unter -40cm emittieren um  $14 \text{ kg N}_2\text{O}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$  bzw. etwa  $9 \text{ kg N}_2\text{O}\cdot\text{N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$  pro  $100 \text{ kg N}$ -Dünger (9% appl. N). Diese Werte stimmen mit Emissionen von Mineralstandorten, auf denen  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen von 8% des applizierten Düngerstickstoffs festgestellt wurden (Mosier et al. 1998), überein. Der aktuell vom IPCC verwendete Standardwert ist 1.25% des applizierten Stickstoffs (IPCC 1997; aktualisiert auf 1%, IPCC 2006).

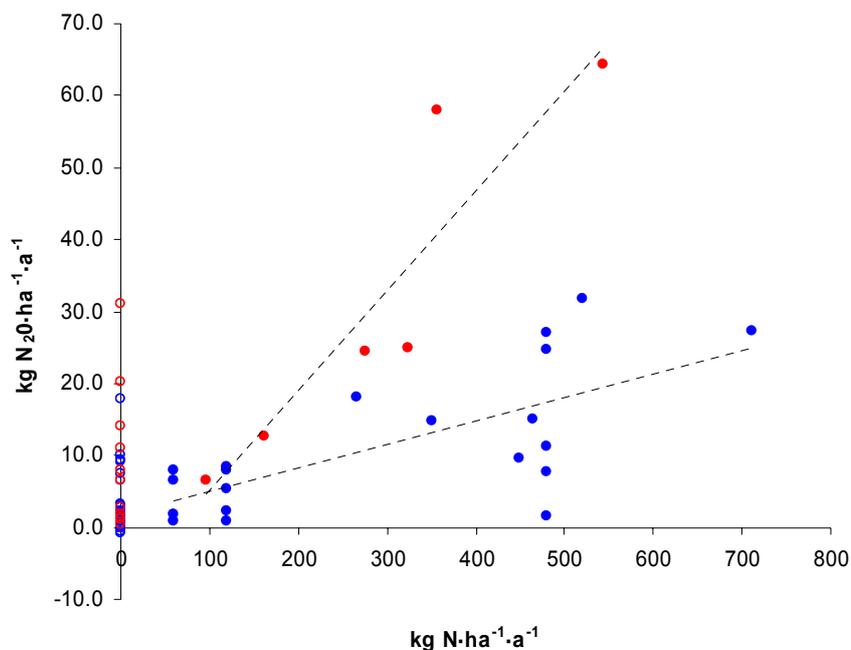


Abb. 11:  $\text{N}_2\text{O}$  Emissionen von gedüngten Niedermoorböden in Relation zur Menge applizierten Dünger-N. Blau: Relativ nasse Standorte, mittlerer Wasserstand über -40cm; rot: trockene Standorte, mittlerer Wasserstand unter -40cm; die starke Streuung der Werte ungedüngter Standorte sind zu beachten.

Wie aus Abb. 11 ersichtlich, variieren die Werte stark und der Effekt des ausgebrachten Düngers ist viel komplexer und abhängig z.B. von Düngemitteltyp und -form und vom Ausbringungszeitpunkt (Augustin et al. 1996a, 1998a,b; Velthof & Oenema 1994, 1995). In Relation zum C/N Verhältnis (Abb. 12, 13) scheinen die N<sub>2</sub>O Emissionen von ungedüngten sowie von gedüngten Niedermooren bei C/N Verhältnissen von 14 am höchsten zu sein..

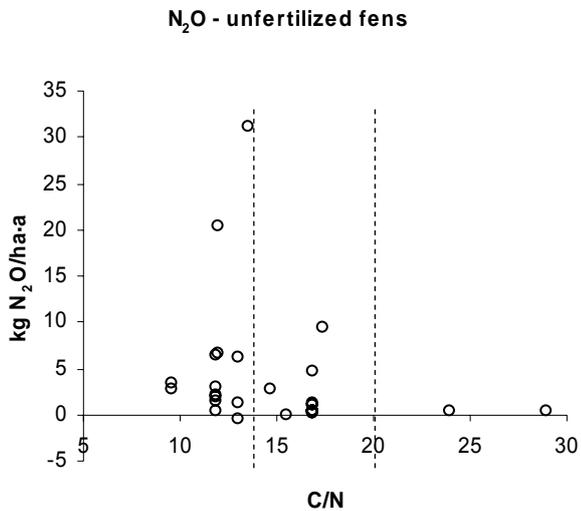


Abb. 12. Lachgas-Emissionen von ungedüngten Niedermoorböden in Relation zum C/N Verhältnis (n=27). Die gestrichelten Linien beschreiben die Abgrenzung der C/N Klassen (Tabelle 2)

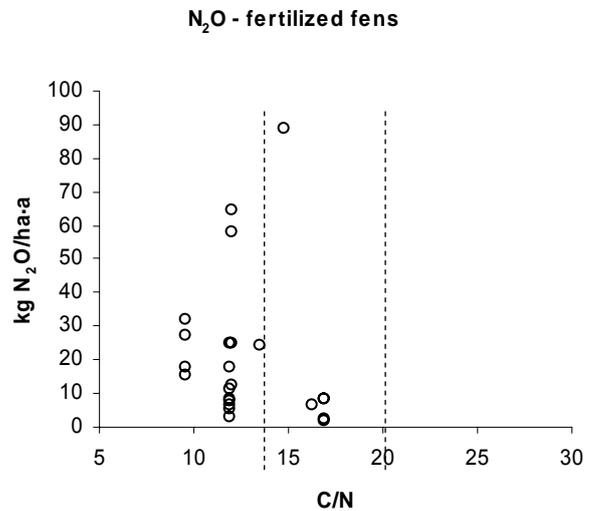


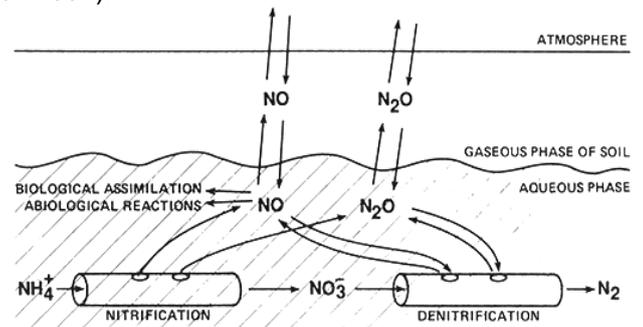
Abb. 13. Lachgas-Emissionen von gedüngten Niedermoorböden in Relation zum C/N Verhältnis (n=23). Die gestrichelten Linien beschreiben die Abgrenzung der C/N Klassen (Tabelle 2)

Es sind zu wenige Daten zu N<sub>2</sub>O-Emissionen in Relation zum pH vorhanden, um sie in einem sinnvollen Diagrammen darstellen zu können.

### BOX: N<sub>2</sub>O-FLÜSSE

Drei Faktoren regeln die N<sub>2</sub>O-Emissionen: i) die Nitrifikations- und Denitrifikationsraten, beides Prozesse, die N<sub>2</sub>O produzieren; ii) die relative Produktionsrate von N<sub>2</sub>O vs. anderen Endprodukten wie N<sub>2</sub>; iii) die Diffusion und der Verbrauch von N<sub>2</sub>O bevor es in die Atmosphäre gelangt (Davidson 1991).

Der Umsatz und die Abgabe von N<sub>2</sub>O findet über einen weiten Bereich von Standortbedingungen statt. So ist die Nitrifikation z.B. an die Gegenwart von Sauerstoff gebunden, die Denitrifikation aber an dessen Abwesenheit. N<sub>2</sub>O-Flussraten (bis zu 65 kg N<sub>2</sub>O-N·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup>, Abb. 11) sind außerdem sehr klein gegenüber anderen Brutto-N-Flüssen im Boden: Nitrifikationsraten in entwässerten Niedermooren bis zu 3400 kg N·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup> wurden beobachtet (Ledebuhr 2001) und Denitrifikationsraten bis zu 300 kg N·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup> (Eschner and Lorenz 1989). Bereits kleine Änderungen dieser N-Flüsse, nach ebenfalls kleinen Änderungen der Standortbedingungen, wirken sich unvermeidlich dramatisch auf die N<sub>2</sub>O-Flüsse aus.



### Die Messung von N<sub>2</sub>O Flüssen

Aufgrund der hohen zeitlichen Variabilität der N<sub>2</sub>O-Emissionen, scheinen kontinuierliche Messungen erforderlich zu sein, um korrekte Daten zu erhalten. Die dafür notwendigen automatischen Hauben oder Eddy Kovarianz-Technik sind so aufwändig, dass sie nur selten Anwendung finden. Stattdessen stützen sich die Messungen auf manuelle Haubenmethoden, die innerhalb von Mess-Kampagnen mit längeren Unterbrechungen (1-2 Wochen) verwendet werden. Dies führt zu dem Risiko, dass extrem hohe Emissionsereignisse nicht erfasst werden, die ggf. die Gesamtjahressumme dominieren. Vergleichsmessungen erbrachten widersprüchliche Ergebnisse: Während einige Autoren nur kleine oder gar keine Abweichungen zwischen manuellen und den teureren Systemen festgestellt haben (Christensen et al. 1996, Pihlatie et al. 2005), bestätigten andere das Gegenteil (Baggs et al. 2002). Wenn schließlich nur manuelle Hauben zur Verfügung stehen ist zu empfehlen, dass so oft wie möglich gemessen wird, insbesondere wenn hohe Emissionen erwartet werden, z.B. direkt nach einer Stickstoffdüngung.

Während wiedervernässte Moorstandorte vernachlässigbare  $N_2O$ -Emissionen aufweisen, ist die aus entwässerten Mooren emittierte Menge  $N_2O$  nicht vorhersehbar. Demnach ist eine Abschätzung der Emissionsabnahme nach der Wiedervernässung unsicher. Weil  $N_2O$  Emissionen nach der Wiedervernässung immer abnehmen, sind die sich ergebenden Abschätzungen bei Weglassen der  $N_2O$ -Emissionen konservativ zu betrachten. Daher wird  $N_2O$  in diesem Bericht nicht weiter berücksichtigt. Da beachtliche  $N_2O$  Emissionen auftreten können, sollten diese vorrangig wissenschaftlich weiter untersucht werden.

### Treibhauspotenzial

Die  $N_2O$ -Emissionen beiseite lassend, wollen wir uns nun dem aus  $CO_2$ - und  $CH_4$ -Emissionen zusammengefassten globalem Treibhauspotenzial (GWP) zuwenden. Zur Berechnung des GWP von  $CH_4$  in  $CO_2$ -Äquivalente ( $CO_2$ -eq; Zeithorizont von 100 Jahren) verwenden wir einen Faktor von 21 (IPCC 1997). Obwohl es einen besseren Schätzwert von 23 gibt (IPCC 2006), ist der Faktor 21 im Rahmen des Kyoto-Protokolls festgeschrieben und heutzutage im Kohlenstoffhandel üblich.

Weil die Korrelationen zwischen Emissionen, C/N und pH unklar und/oder schwach sind, beschränken wir uns auf das GWP in Bezug zum mittleren Wasserstand. Abb. 14 zeigt die Schätzwertbereiche aus den Abb. 2 und 6 und das daraus resultierende GWP. Bei mittleren Wasserständen unterhalb -20 cm wird das GWP ausschließlich durch die  $CO_2$ -Emissionen bestimmt. Bei höheren mittleren Wasserständen treten  $CH_4$ -Emissionen auf und die abwärts gerichtete Kurve der  $CO_2$  Emissionen wird unterbrochen, obwohl sie insgesamt weiter abfällt.

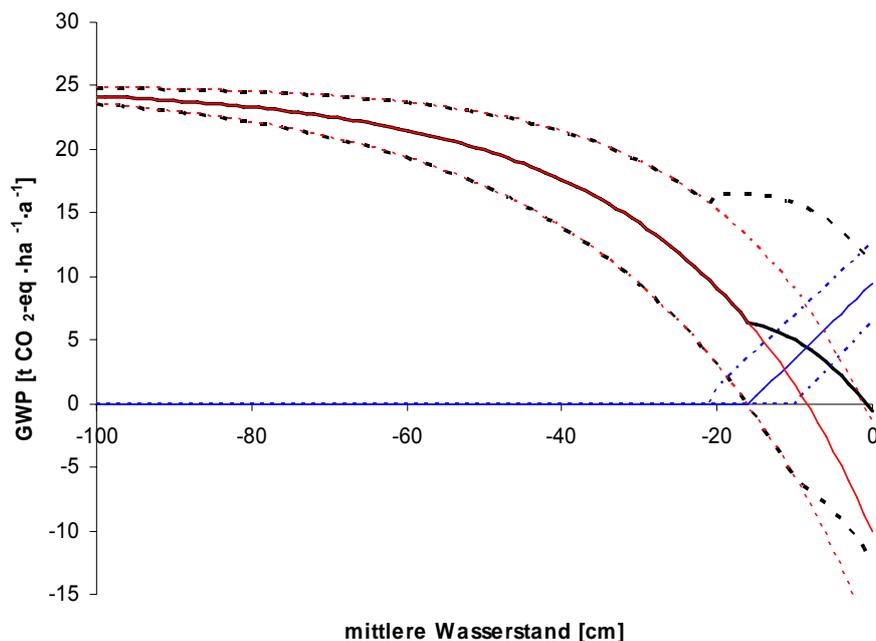


Abb. 14. Treibhauspotenzial (GWP) in Relation zum mittleren Wasserstand. Rote Linien bezeichnen den Schätzwertbereich für  $CO_2$  (vgl. Abb. 6), die blauen Linien für  $CH_4$  (vgl. Abb. 2), die schwarzen Linien für GWP (gestrichelt: Minimum und Maximum; durchgezogen: Mittel des Bereichs).

Alternativ haben wir Exponentialkurven verwendet, um die  $CH_4$ -Emissionen zu nähern (Fig. 15). Diese Kurven zeigen unrichtigerweise niedrige aber offenkundige Emissionen für mittlere Wasserstände unter -20cm und für mittlere Wasserstände um -10cm liegen zwei Werte deutlich oberhalb der oberen Bereichsgrenze. Während die Exponentialkurve für Wasserstände von -40 bis -5cm also nicht geeignet ist, verläuft sie bei Wasserständen um Null korrekterweise steiler als die linearen Näherungswerte. Messungen, für die keine Angaben zum mittleren Wasserstand vorliegen, die aber an 5+ Standorten gemacht wurden, zeigen nämlich, dass Emissionen bis zu 850 kg  $CH_4$  oder 18 t $CO_2$ -eq·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup> möglich sind (s. Abb. 3). Der

maximale Schätzwert für mittlere Wasserstände von 0cm liegt bei der exponentiellen Annäherung um 5 t CO<sub>2</sub>-eq·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup> höher als bei der linearen. Das GWP wird hierbei mit höheren mittleren Wasserständen klar in seiner abwärtsgerichteten Richtung unterbrochen und der obere Schätzwert neigt sogar leicht wieder nach oben.

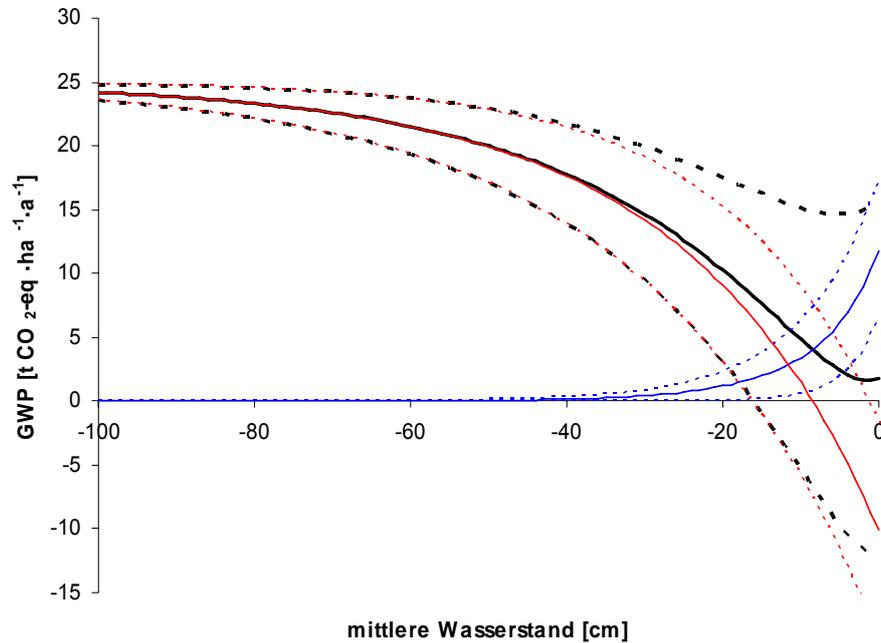


Abb. 15. Treibhauspotential (GWP) in Relation zum mittleren Wasserstand. Rote Linien bezeichnen Schätzwertbereiche für CO<sub>2</sub>, blaue Linien für CH<sub>4</sub>, schwarze Linien für GWP (gestrichelt: Minimum und Maximum; durchgezogen: Mittel des Bereichs). CH<sub>4</sub>-Emissionen werden über Exponentialkurven angepasst.

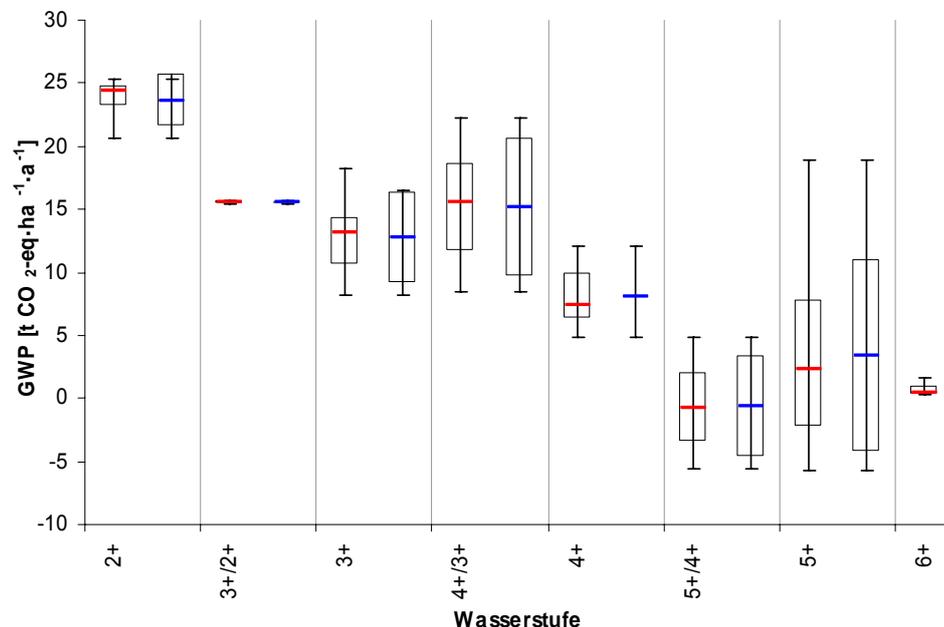


Abb. 16. Treibhauspotential (GWP) in Relation zur Wasserstufe (n=33). Boxplots mit roter Linie: Median mit oberem und unterem Quartil und größte und kleinste Werte; Boxplots mit blauer Linie: Mittelwerte ±Standardabweichung und größte und kleinste Werte. Angaben für 6+ Standorte basieren ausschließlich auf CH<sub>4</sub>-Werten, da keine CO<sub>2</sub> Daten vorliegen.

Eine Betrachtung des GWP nach Wasserstufen (Abb. 16) zeigt fünf deutlich unterscheidbare Gruppen. In tief entwässerten Mooren (2+ Standorte), liegen Emissionen deutlich oberhalb

von 20 t CO<sub>2</sub>-eq·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup>. Bei höheren Wasserständen (3+/2+, 3+, 4+/3+) beträgt das GWP durchschnittlich etwa 15 t CO<sub>2</sub>-eq·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup> (~10 bis ~20 t CO<sub>2</sub>-eq·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup>), auf 4+ Standorten etwa 8 t CO<sub>2</sub>-eq·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup>. Die niedrigsten Emissionen findet man auf 5+/4+ Standorten: -5 bis +5 t CO<sub>2</sub>-eq·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup>. Auf 5+ Standorten machen sich die höheren Methan-Emissionen bemerkbar und das GWP tendiert zu höheren Werten als auf 5+/4+ Standorten. Der höchste festgestellte GWP Wert an einem 5+ Standort ist 18 t CO<sub>2</sub>-eq·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup>. Dieser Wert beruht auf hohen CH<sub>4</sub>-Emissionen, die zwar selten aber offensichtlich möglich sind. Bezüglich der entsprechenden Wasserstufen liegen 100% der Datenpunkte unterhalb des Maximalwertes, 75% unterhalb des oberen Quartils, 75% oberhalb des unteren Quartils und 100% oberhalb des Minimalwertes (siehe Abb. 16). Daraus können Wahrscheinlichkeiten für das GWP entsprechend der einzelnen Wasserstufen abgeleitet werden. Dies natürlich nur unter der Annahme, dass die aktuellen Emissionscharakteristika nicht drastisch durch neue Messungen verändert werden. Diese Annahme ist nur beschränkt berechtigt, wenn nur wenige Messungen verfügbar sind, wie es derzeit für CO<sub>2</sub> Emissionen zutrifft. Auf der (begrenzten) Grundlage derzeit verfügbarer Werte und etwas Toleranz vorausgesetzt, kommen wir zu Wahrscheinlichkeiten, wie sie in Tabelle 3 aufgeführt sind.

Tabelle 3. Wahrscheinlichkeiten für das Treibhauspotential (GWP) für verschiedene Wasserstufen.

| Wasserstufe      | 95% Wahrscheinlichkeit |                 | 70% Wahrscheinlichkeit |                 |
|------------------|------------------------|-----------------|------------------------|-----------------|
|                  | GWP größer als         | GWP kleiner als | GWP größer als         | GWP kleiner als |
| 2+               | 20                     | 25              | 23                     | 25              |
| 3+/2+, 3+, 4+/3+ | 8                      | 22              | 10                     | 18              |
| 4+               | 5                      | 12              | 6                      | 10              |
| 5+/4+            | -5                     | 5               | -3                     | 2               |
| 5+               | -5                     | 18              | -2                     | 8               |

Da es außer der Wasserstufe noch andere wichtige Standorteigenschaften gibt, werden im Folgenden detailliertere Standorttypisierungen vorgenommen, die vorwiegend Vegetation und Nutzung mit einbeziehen. Es bedarf einer weiteren Definition und Verfeinerung von Standorttypen.

### 3.2. Treibhaus-Gas-Emissions-Standort-Typen (GESTs)

Dem Aufbau von Tab. 4 folgend gibt Tab. 5 einen Überblick über die bisher identifizierten THG-Emissions-Standort-Typen (GESTs). Tabelle 6 bietet eine detailliertere Beschreibung jedes GESTs, indem Vegetationsformen und typische Artenzusammensetzungen aufgelistet sind. Die aufgeführten GESTs sind zu einem beachtlichen Ausmaß als vorläufig zu betrachten, weitere wissenschaftliche Untersuchungen sind notwendig. Vegetationsformen ohne direkt dazugehörige THG Untersuchungen wurden basierend auf Expertenwissen klassifiziert.

Tabelle 4. Format der THG-Emissions-Standort-Typen der Tabelle 5

| Wasserstufe   |
|---|
| <b>GEST</b>   |
| Trophiestufe: EUtroph, MEsotroph, OLigotroph, s. Tab. 2   |
| Basenreichtum SAUer, N-SAUer, SUBneutral, BASisch, s. Tab. 2                                      |
| Nutzung: WEIde, WIEse, ACKer, BRache  |
| <b>CH<sub>4</sub> Emission in t CO<sub>2</sub>-eq·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup></b><br>(Bereich) |
| <b>CO<sub>2</sub> Emission in t CO<sub>2</sub>·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup></b><br>(Bereich)    |
| <b>GWP in t CO<sub>2</sub>-eq·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup></b>                                  |

Tabelle 5. GESTs mit Schätzungen zu CH<sub>4</sub>- und CO<sub>2</sub>-Emissionen sowie GWP in tCO<sub>2</sub>·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup>.

| 2-, 2+, 2~                                 | (3+/2+) 3+                           | 4+/3+                      | 4+   | 5+/4+                                | 5+  | 6+                                    |
|--|--------------------------------------|----------------------------|--|--------------------------------------|---|---------------------------------------|
| <b>MOOR-GRÜNLAND</b>                       | <b>MOOR-GRÜNLAND</b>                 | <b>MOOR-GRÜNLAND</b>       | <b>MOOR-GRÜNLAND</b>                                 |                                      | <b>WIEDERVERN. MOOR-GRÜNLAND (NO SHUNTS)</b>          | <b>ÜBERFLUTETE ERNTE</b>              |
| EU   | EU                                   | EU                         | EU   |                                      | EU  | EU                                    |
| N-SAU                                      | N-SAU                                | N-SAU                      | N-SAU  |                                      | N-SAU   | N-SAU                                 |
| WEI, WIE, ACK                              | WEI, WIE, ACK                        | WEI, WIE, ACK              | WEI, WIE, ACK  |                                      | WEI, WIE, BR  | WIE, ACK                              |
| 0<br>(-0.03 – 0.04)                        | 0<br>(-0.05 – 0.04)                  | 0                          | 0.5  |                                      | 1   | up to 85                              |
| 24<br>(20.5 – 25.5)                        | 15<br>(14.5 – 15.5)                  | 13<br>(8.5 – 16.5)         | 8  |                                      | 0   | 0                                     |
| 24   | 15                                   | 13                         | 8.5  |                                      | 1   | HOCH!                                 |
| <b>MÄßIG FEUCHTE HOCHSTAUDEN u. WIESEN</b> | <b>FEUCHTE HOCHSTAUDEN u. WIESEN</b> | <b>SEHR FEUCHTE WIESEN</b> | <b>SEHR FEUCHTE WIESEN, HOCHSTAUDEN u. RÖHRICHTE</b> | <b>SEHR FEUCHTE GROßSEGGEN-RIEDE</b> | <b>NASSE GROß-SEGGEN-RIEDE</b>                        | <b>ÜBERFLUTETE RIEDE u. RÖHRICHTE</b> |
| EU   | ME/EU                                | ME                         | EU   | EU                                   | EU  | ME/EU                                 |
| SAU/SU                                     | SAU/N-SAU                            | SAU                        | N-SAU  | N-SAU                                | N-SAU   | SAU/N-SAU                             |
| WEI, WIE, ACK                              | WIE/BR                               | WIE                        |  |                                      |   |                                       |
| 0  | 1.5<br>(1.3 – 2)                     | 3.5<br>(2.5 – 6)           | 3  | 2.5<br>(2.4 – 2.6)                   | 7<br>(5.0 – 9.5)                                      | 1<br>(0.3 – 1.7)                      |
| 24   | 15                                   | 13<br>(8.5 – 16.5)         | 8  | 2.5                                  | 0   | 0                                     |
| 24   | 16.5                                 | 16.5                       | 11   | 5                                    | 7   | 1                                     |
|  |                                      |                            |  |                                      | <b>NASSE MOOS DOMINIERTES KLEINSEGGEN-RIEDE</b>       |                                       |
|  |                                      |                            |  |                                      | ME  |                                       |
|  |                                      |                            |  |                                      | CA  |                                       |
|  |                                      |                            |  |                                      | (WIE)   |                                       |
|  |                                      |                            |  |                                      | 4   |                                       |
|  |                                      |                            |  |                                      | 0   |                                       |
|  |                                      |                            |  |                                      | 4   |                                       |
|  |                                      |                            |  |                                      | <b>NASSE KLEIN- u. GROß-RÖHRICHTE MIT MOOSSCHICHT</b> |                                       |
|  |                                      |                            |  |                                      | ME/EU   |                                       |
|  |                                      |                            |  |                                      | SAU/N-SAU   |                                       |
|  |                                      |                            |  |                                      | (WIE)   |                                       |
|  |                                      |                            |  |                                      | 12.5  |                                       |
|  |                                      |                            |  |                                      | 0   |                                       |
|  |                                      |                            |  |                                      | 12.5  |                                       |
|  |                                      |                            |  |                                      | <b>NASSE GROß-RÖHRICHTE</b>                           |                                       |
|  |                                      |                            |  |                                      | ME/EU   |                                       |
|  |                                      |                            |  |                                      | SAU/N-SAU   |                                       |
|  |                                      |                            |  |                                      |   |                                       |
|  |                                      |                            |  |                                      | 10<br>(3.5 – 18)                                      |                                       |
|  |                                      |                            |  |                                      | 0   |                                       |
|  |                                      |                            |  |                                      | 10  |                                       |
| 2-, 2+, 2~                                 | (3+/2+) 3+                           | 4+/3+                      | 4+   | 5+/4+                                | 5+  | 6+                                    |

|            |            |       |    |       |    |    |
|------------|------------|-------|----|-------|----|----|
| 2-, 2+, 2~ | (3+/2+) 3+ | 4+/3+ | 4+ | 5+/4+ | 5+ | 6+ |
|------------|------------|-------|----|-------|----|----|

|                               |
|-------------------------------|
| <b>FEUCHTE HOCHMOOR-HEIDE</b> |
| OL                            |
| SAU                           |
|                               |
| <b>0</b><br>(1.3 - 2)         |
| <b>13</b><br>(8 - 16)         |
| <b>13</b>                     |

|                                    |
|------------------------------------|
| <b>SEHR FEUCHTE HOCHMOOR-HEIDE</b> |
| OL                                 |
| SAU                                |
|                                    |
| <b>0.5</b><br>(2.3 - 3.8)          |
| <b>9</b>                           |
| <b>9.5</b>                         |

|                                    |
|------------------------------------|
| <b>SEHR FEUCHTE TORFMOOS-RASEN</b> |
| OL                                 |
| SAU                                |
|                                    |
| <b>0.5</b><br>(0.25 - 0.85)        |
| <b>-2</b><br>(-5.6 - 2.2)          |
| <b>3.5</b>                         |

|                             |
|-----------------------------|
| <b>NASSE TORF-MOOSRASEN</b> |
| OL                          |
| SAU                         |
|                             |
| <b>5</b><br>(2.8 - 7.8)     |
| <b>-2</b><br>(-5.5 - 0.9)   |
| <b>3</b>                    |

|                                  |
|----------------------------------|
| <b>NASSE TORF-MOOS-SCHLENKEN</b> |
| OL                               |
| SAU                              |
|                                  |
| <b>10</b>                        |
| <b>-2</b>                        |
| <b>8</b>                         |

|                                   |
|-----------------------------------|
| <b>NASSE FRAUENHAAR-MOOSRASEN</b> |
| ME                                |
| SAU                               |
|                                   |
| <b>2</b>                          |
| <b>0</b>                          |
| <b>2</b>                          |

|  |         |       |    |       |    |    |
|--|---------|-------|----|-------|----|----|
|  | 3+ (3~) | 4+/3+ | 4+ | 5+/4+ | 5+ | 6+ |
|--|---------|-------|----|-------|----|----|

Tabelle 6. Vegetationsformen mit dazugehörigen THG-Emissionen sowie GWP in t CO<sub>2</sub>-eq·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup>; fett: konkrete Literaturdaten, weitere Angaben extrapoliert.

| Code   | Vegetationsform  | Typische/ Differentialarten   | Wasserstufe   | CH <sub>4</sub> | CO <sub>2</sub> | GWP  |
|--|--|---|---------------|-----------------|-----------------|------|
| CP1  | <b>Moorgrünland</b>                                    | <i>Lolium perenne</i> , <i>Poa pratense</i> + <i>Stellaria media</i> , <i>Polygonum aviculare</i> , <i>Bromus hordeaceus</i>            | 2-, 3+/2-, 2+ | <b>0</b>        | <b>24</b>       | 24   |
| CP2  | <b>Moorgrünland</b>                                    | <i>Lolium perenne</i> , <i>Poa pratense</i> + <i>Trifolium repens</i> , ohne <i>Polygonum aviculare</i> , <i>Bromus hordeaceus</i>      | 3+/2+, 3+     | <b>0</b>        | <b>15</b>       | 15   |
| CP3  | <b>Moorgrünland</b>                                    | <i>Lolium perenne</i> , <i>Poa pratense</i> + <i>Glyceria maxima</i> , <i>Galium palustre</i>   | 4+/3+         | <b>0</b>        | <b>13</b>       | 13   |
| CP4  | <b>Moorgrünland</b>                                    | <i>Phalaris arundinacea</i>   | 4+            | <b>0.5</b>      | 8               | 8.5  |
| CP5  | <b>Wiedervernässtes Moorgrünland</b>                   | <i>Lolium perenne</i> + <i>Phragmites expansion</i> ; <i>Phalaris arundinacea</i>   | 5+            | <b>1</b>        | ±0              | 1    |
| <b>MÄßIG FEUCHTE HOCHSTAUDEN u. WIESEN</b>           |  |   |               |                 |                 |      |
| Me9  | <b>Kohldistel-Glatthaferwiese</b>                      | <i>Cirsium oleraceum</i> , <i>Arrhenatherum elatius</i> , <i>Lotus uliginosus</i>   |               |                 |                 |      |
| Fo8  | Pfeifengras-Schmielen-Staudenflur                      | <i>Molinia</i> , <i>Anthoxanthum odoratum</i> , <i>Galium album</i>   | 2+            | <b>0</b>        | 24              | 24   |
| Fo9  | Kohldistel-Brennessel-Staudenflur                      | <i>Cirsium oleraceum</i> , <i>Urtica dioica</i> , <i>Galium aparine</i>   |               |                 |                 |      |
| Fo10   | Schilf-Giersch-Brennessel-Staudenflur                  | <i>Phragmites</i> , <i>Urtica dioica</i> , <i>Galium aparine</i> , <i>Cirsium arvense</i>   |               |                 |                 |      |
| <b>FEUCHTE HOCHSTAUDEN u. WIESEN</b>                 |  |   |               |                 |                 |      |
| tR10   | Brennessel-Schilf-Röhricht                             | <i>Phragmites</i> , <i>Urtica dioica</i> , <i>Lythrum salicaria</i> , <i>Galium aparine</i> , <i>Cirsium arvense</i>                    |               |                 |                 |      |
| Me6  | <b>acidophile Pfeifengras-Wiese</b>                    | <i>Molinia</i> , <i>Juncus acutiflorus</i> , <i>Inula britannica</i> , <i>Hydrocotyle</i> , <i>Deschampsia cesp.</i>                    |               |                 |                 |      |
| Me7  | Prachtnelken-Pfeifengras-Wiese                         | <i>Molinia</i> , <i>Dianthus superbus</i> , <i>Inula salicina</i> , <i>Betonica officinalis</i> , <i>Serratula tinctoria</i>            |               |                 |                 |      |
| Me8  | Wiesenknöterich-Kohldistel-Wiese                       | <i>Cirsium oleraceum</i> , <i>Polygonum bistorta</i> , <i>Ranunculus repens</i> , <i>R. acris</i> , <i>Trollius</i>                     | 3+            | <b>1.5</b>      | 15              | 16.5 |
| Fo5  | Hohlzahn-Pfeifengras-Staudenflur                       | <i>Molinia</i> , <i>Lythrum</i> , <i>Geum rivale</i> , <i>Deschampsia cesp.</i> , <i>Holcus lanatus</i>                                 |               |                 |                 |      |
| Fo6  | Mädesüß-Wiesenknöterich-Staudenflur                    | <i>Cirsium oleraceum</i> , <i>Polygonum bistorta</i> , <i>Festuca rubra</i> agg., <i>Urtica dioica</i> , <i>Lythrum</i>                 |               |                 |                 |      |
| Fo7  | <b>Mädesüß-Kohldistel-Staudenflur</b>                  | <i>Cirsium oleraceum</i> , <i>Urtica dioica</i> , <i>Galium aparine</i>   |               |                 |                 |      |
| BhS  | <b>FEUCHTE HOCHMOORHEIDE</b>                           | <i>Calluna</i> , <i>Vaccinium myrt.</i> , <i>Ledum</i> + <i>Dicranum scop.</i> , <i>Pleurozium</i> (+ <i>Molinia</i> )                  | 3+            | <b>0</b>        | <b>13</b>       | 13   |
| bare   | <b>FEUCHTE KAHLE TORFFLÄCHE</b>                        | -   | 3+            | <b>0</b>        | <b>10</b>       | 10   |
| <b>SEHR FEUCHTE WIESE</b>                            |  |   |               |                 |                 |      |
| Me6w   | <b>acidophile Pfeifengras-Wiese / Waldbinsen-Wiese</b> | <i>Molinia</i> , <i>Juncus acutiflorus</i> , <i>Inula britannica</i> , <i>Hydrocotyle</i> , <i>Deschampsia cesp.</i>                    | 4+/3+         | <b>3.5</b>      | 13              | 16.5 |
| <b>SEHR FEUCHTE WIESEN, HOCHSTAUDEN u. RÖHRICHTE</b> |  |   |               |                 |                 |      |
| Me1  | Waldbinsen-Wiese                                       | <i>Juncus acutiflorus</i> , <i>Carex nigra</i> , <i>C. panicea</i> , <i>Crepis paludosa</i>   |               |                 |                 |      |
| Me3  | Binsen-Baunseggen-Riedwiese                            | <i>Carex nigra</i> , <i>C. disticha</i> , <i>C. panicea</i> , <i>Ranunculus flammula</i> , <i>R. repens</i> , <i>Juncus articul.</i> ,  |               |                 |                 |      |
| Me2  | Baldrian-Wiesenknöterich-Wiese                         | <i>Valeriana dioica</i> , <i>Polygonum bistorta</i>   |               |                 |                 |      |
| Me4  | Großseggen-Kohldistel-Wiese                            | <i>Carex gracilis</i> , <i>Cirsium oleraceum</i>  |               |                 |                 |      |
| Fo1  | Haarstrang-Pfeifengras-Staudenflur                     | <i>Peucedanum pal.</i> , <i>Filipendula ulmaria</i> , <i>Lysimachia vulg.</i> , <i>Molinia</i> , <i>Deschampsia cesp.</i>               | 4+            | <b>3</b>        | 8               | 11   |
| Fo2  | Sumpfdotterblumen-Mädesüß-Staudenflur                  | <i>Caltha pal.</i> , <i>Filipendula ulmaria</i> , <i>Carex acutiformis</i> , <i>Lythrum</i> , <i>Lysimachia vulg.</i>                   |               |                 |                 |      |
| Fo3  | Wiesenknöterich-Rispenseggen-Staudenflur               | <i>Carex paniculata</i> , <i>C. appropinquata</i> , <i>Cirsium pal.</i> , <i>Galium ulig.</i> , <i>Equisetum pal.</i>                   |               |                 |                 |      |
| Fo4  | Sumpflabkraut-Rispenseggen-Staudenflur                 | <i>Carex paniculata</i> , <i>C. acutiformis</i> , <i>Scrophularia umbrosa</i>   |               |                 |                 |      |
| tR7  | <b>Nachtschatten-Schilf-Röhricht</b>                   | <i>Phragmites</i> + <i>Solanum</i> + <i>Urtica-gr.</i> ;  |               |                 |                 |      |
| Bhw  | <b>SEHR FEUCHTE HOCHMOORHEIDE</b>                      | <i>Calluna</i> , <i>Vaccinium myrt.</i> , <i>Ledum</i> + <i>Sphagnum spec.</i>  | 4+            | <b>0.5</b>      | <b>9</b>        | 9.5  |
| Bhws   | - „ - m. <b>MUDEFLÄCHEN</b>                            | <i>Calluna</i> , <i>Vaccinium myrt.</i> , <i>Ledum</i> + <i>Sphagnum spec.</i> + <i>Rhynchospora</i> , <i>Drosera intermedia/anglia</i> | 4+            | <b>2</b>        | <b>5</b>        | 7    |

|  |   |   |       |      |         |      |
|--|---|---|-------|------|---------|------|
| <b>SEHR FEUCHTE GROßSEGGEN-RIEDE</b>                               |   |   |       |      |         |      |
| tS2, tS3   | <b>Großseggenriede</b>  | <i>Carex acutiformes, C. gracilis</i>   | 5+/4+ | 2.5  | 2.5     | 5    |
| <b>VERY MOIST PEAT MOSS LAWN</b>                                   |   |   |       |      |         |      |
| MI1d<br>MI2d   | <b>Torfmoosrasen mit großen Wollgrasbulten oder Pfeifengras</b> | <i>Sph. recurvum agg., Eriophorum vaginatum</i> (dominant) or <i>Molinia</i> – will develop towards <i>Eriophorum-Betula-wood</i> | 5+/4+ | 0.5  | -2      | -1.5 |
| <b>NASSE GROßSEGGEN-RIEDE</b>                                      |   |   |       |      |         |      |
| tS2  | Zungenhahnenfuß-Großseggenried                                  | <i>Carex elata, C. acutiformis, C. appropinquata, Ranunculus lingua, Lycopus, Lythrum</i>   |       |      |         |      |
| tS3  | Schlankseggenried   | <i>Carex gracilis</i>   |       |      |         |      |
| tS4  | Wasserschierling-Scheinzypernseggen-Ried                        | <i>Carex pseudocyperus, Cicuta virosa, Thelypteris, Typha latif., T. ang., Lycopus, Lythrum</i>                                   | 5+    | 7    | ±0      | 7    |
| tS5  | <b>Baldrian-Rispenseggen-Ried</b>                               | <i>Carex paniculata, Epilobium hirsutum, Lycopus, Lythrum, Berula erecta</i>  |       |      |         |      |
| <b>NASSE MOSS DOMINIERT KLEINSEGGENRIEDE</b>                       |   |   |       |      |         |      |
| sS3  | Krummoos-Seggenried   | <i>Drepanocladus div. spec., Carex diandra, Carex rostr., Carex limosa</i> - Moos dominiert                                       | 5+    | 4    | <0      | 4    |
| sS4  | Skorpionsmoos-Sumpfsimsenried                                   | Moss dominated  |       |      |         |      |
| <b>NASSE KLEIN- u. GROßSEGGENRIEDE u. RÖHRICHTE m. MOOSSCHICHT</b> |   |   |       |      |         |      |
| sS1  | Torfmoos-Schlammseggen-Ried                                     | <i>Sphagnum recurvum agg., Carex limosa, Scheuchzeria</i>   |       |      |         |      |
| sS2  | <b>Torfmoos-Seggen-Wollgras-Ried</b>                            | <i>Sph. recurvum agg., Carex nigra, C. curta, Eriophorum angustifolium</i>  |       |      |         |      |
| sS3  | Krummoos-Seggenried   | <i>Drepanocladus div. spec., Carex diandra, Carex rostr., Carex limosa</i> - <i>Carex</i> dominiert                               |       |      |         |      |
| sS4  | Skorpionsmoos-Sumpfsimsenried                                   | <i>Scorpidium, Eleocharis quinqueflora</i> - <i>Carex</i> (shunt) dominiert   | 5+    | 12.5 | <0 (±0) | 12.5 |
| tS1  | Torfmoos-Flatterbinsen-Ried                                     | <i>Juncus effusus, Sphagnum recurvum agg.</i>   |       |      |         |      |
| sR1  | Teichschachtelhalm-Röhricht                                     | <i>Equisetum fluviatile</i>   |       |      |         |      |
| tR6  | Skorpionsmoos-Schneiden-Röhricht                                | <i>Cladium, Scorpidium</i>  |       |      |         |      |
| <b>NASSE GROßRÖHRICHTE</b>   |   |   |       |      |         |      |
| tR5  | Torfmoos-Schilf-Röhricht  | <i>Phragmites, Solanum dulcamara</i>  |       |      |         |      |
| tR7  | <b>Nachtschatten-Schilf-Röhricht</b>                            | <i>Scorpidium, Eleocharis quinqueflora</i> - <i>Phragmites</i> + <i>Solanum</i> ohne <i>Urtica</i> -Gruppe                        | 5+    | 10   | <0 / ±0 | 10   |
| tR8  | <b>Wasserkressen-Rohrkolben-Schilf-Röhricht</b>                 | <i>Typha latifolia, Phragmites, Rorippa aquatica, Lemna minor</i>   |       |      |         |      |
| tR9  | Zweizahn-Wasserschwaden-Röhricht                                | <i>Glyceria maxima, Berula erecta, Bidens tripartita, B. cernua</i>   |       |      |         |      |
| <b>NASSE TORFMOOSRASEN</b>   |   |   |       |      |         |      |
| MI1 MI2  | <b>Grüner o. Bunter Torfmoos-Rasen (optimum)</b>                | <i>Sph. magellanicum, Sph. rubellum, Sph. fuscum, Sph. recurvum agg.</i>  | 5+    | 5    | -2      | 3    |
| <b>NASSE TORFMOOSSCHLENKE</b>                                      |   |   |       |      |         |      |
| MI3  | <b>Grüne Torfmooschlenke</b>                                    | <i>Sph. cuspidatum, Scheuchzeria</i>  | 5+    | 10   | -2      | 8    |
| <b>WET POLYTRICHUM LAWN</b>  |   |   |       |      |         |      |
| MI4  | Frauenhaarmos-Rasen   | <i>Polytrichum commune</i>  | 5+    | 2    | <0      | 2    |
| <b>GEFLUTETE KLEIN- u. GROßRÖHRICHTE</b>                           |   |   |       |      |         |      |
| tR1  | Armluchteralgen-Schilf-Röhricht                                 | <i>Phragmites, Chara</i>  |       |      |         |      |
| tR2  | Wasserschlauch-Schneiden-Röhricht                               | <i>Cladium, Utricularia</i>   |       |      |         |      |
| tR3  | <b>Wasserlinsen-Schilf-Röhricht</b>                             | <i>Phragmites, Typha, Schoenoplectus + Lemna</i>  |       |      |         |      |
| tR4  | Schmalblattröhrkolben-Röhricht                                  | <i>Typha angustifolia</i>   |       |      |         |      |
| S1   | Schwimmtorfmoos-Seggen-Wasserried                               | <i>Carex rostrata, Sphagnum denticulatum</i>  | 6+    | 1    | <0 (±0) | 1    |
| sR1  | Teichschachtelhalm-Röhricht                                     | <i>Equisetum</i>  |       |      |         |      |
| sR2  | Straußgilbweiderich-Röhricht                                    | <i>Lysimachia thyrsoflora</i>   |       |      |         |      |
| sR3  | Sumpfsimsen-Röhricht  | <i>Eleocharis palustris</i>   |       |      |         |      |
| sR4  | Tannenwedel-Röhricht  | <i>Hippurus</i>   |       |      |         |      |

Emissionen aus Gräben sind stark davon abhängig, ob leicht zersetzbare Material vorhanden ist, das im Graben selbst wächst oder aus der Umgebung eingetragen wird. In entwässerten Mooren können Gräben beachtliche CH<sub>4</sub>-Emissionen von bis zu 10 tCO<sub>2</sub>-eq·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup> aufweisen. Obwohl diese Emissionen bei Wiedervernässung erhalten bleiben können, werden sie wahrscheinlich reduziert. Da ihre Gesamtflächenausdehnung ohnehin nur klein ist, wurden keine GESTs für Gräben erarbeitet.

Es fehlen noch GESTs für gebüsch- oder baumdominierte Moore. Die Messung des THG Austausches solcher Standorte ist schwierig, weil die Flüsse großer Bäume und Sträucher mittels Haubenmessungen nicht erfasst werden können – einfach weil die Hauben zu klein sind. Veröffentlichte Haubenmessungen von bewaldeten oder verbuschten Moorstandorten berücksichtigen nur den THG-Austausch der niedrigeren Vegetation und des Bodens. Da der größte Teil der Brutto Assimilation auf das Konto der Bäumen und Sträuchern geht, stellen diese Emissionswerte eher beträchtliche Überschätzungen dar. Um die THG Bilanz dieser Standorte einschätzen zu können müssen entweder mikrometeorologische Verfahren (Eddy-Kovarianz) oder eine Kombination aus Hauben- und NPP Messungen (inkl. forstliche Zuwachsschätzungen, vgl. Eschenbach et al. 1997) vorgenommen werden.

## 4. Umsetzung

Es wird nötig sein Anleitungen zu entwickeln, die die "Zusätzlichkeit" (additionality) eines Umsetzungsprojektes herausstellen und aufzeigen, dass eine Wiedervernässung nicht sowieso auftreten würde da dies sowieso die ökonomisch sinnvollste Lösung ist. Darüberhinaus muss ein Monitoringkonzept für ex-post Abschätzungen und Messungen der projektspezifischen Emissionen erarbeitet werden.

### 4.1. Baseline-Emissionen und Emissionsreduktion

Die Baseline-Emissionen eines Moorstandortes (Emissionen vor der Wiedervernässung) können abgeschätzt werden, indem man über Vegetation und Landnutzung GESTs (Tab. 5 und 6) bestimmt. Liegt ein Standortmosaik vor, ist eine Aufnahme vonnöten, die feststellt, welche GESTs mit welcher Flächenhäufigkeit auftreten. In ähnlicher Weise können Emissionen nach Wiedervernässung mittels Aufnahme der GESTs und ihrer entsprechenden Häufigkeit festgestellt werden.

Einige wahrscheinliche Wege der Vegetationsentwicklung und der entsprechenden GESTs nach Wiedervernässung werden in Abb. 7 dargestellt.

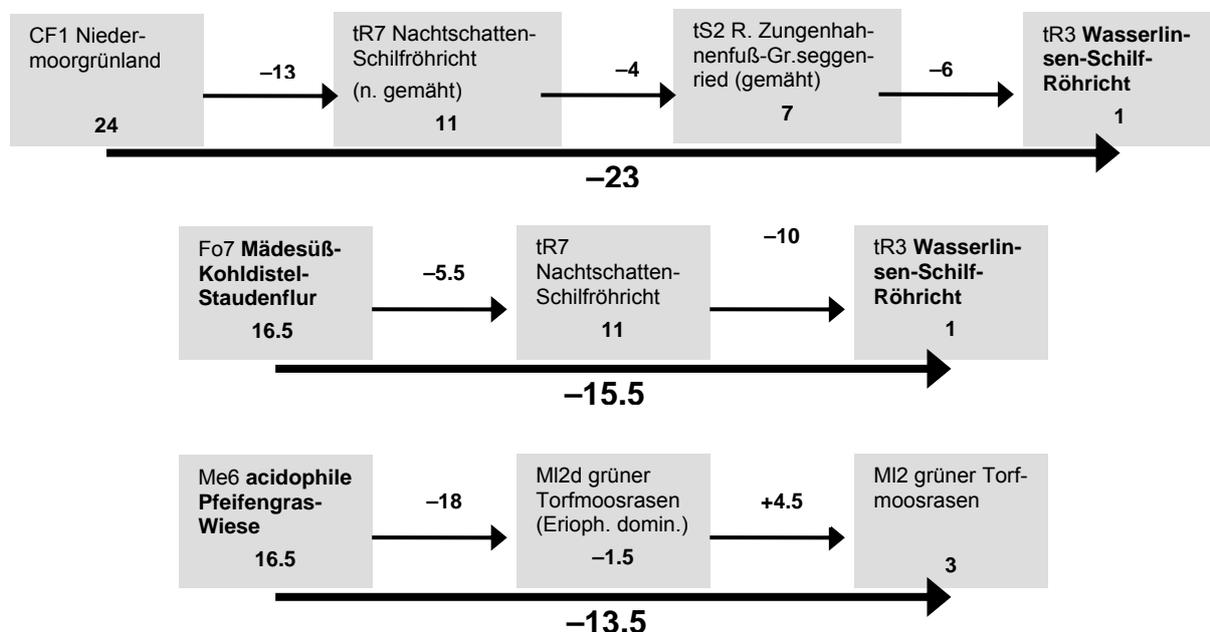


Fig. 7: Mögliche Wiedervernässungsszenarien, GWP in tCO<sub>2</sub>-eq·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup>

### 4.2. Übergangsphasen

Nach der Wiedervernässung benötigt die Vegetation typischerweise drei (bis fünf) Jahre, bis sie mit den neuen Standortbedingungen im Gleichgewicht ist. Während dieser Zeit kann die Vegetation nicht als Indikator für Standortfaktoren verwendet werden. Auch wenn wir aufgezeigt haben, dass genauere Schätzungen möglich sind, wenn andere Standortfaktoren berücksichtigt werden, bleibt der Wasserstand der wichtigste Faktor für die Bestimmung der Emissionen. Die Frage ist also: wie kann man die Wasserstände in den ersten drei bis fünf Jahren nach der Wiedervernässung ermitteln bzw. abschätzen?

Mittels eines einfachen und günstigen Minimum-Maximum-Wasserstandsaufzeichnungsgerät (Bragg et al. 1994) können Wasserstandsschwankungen über einen längeren Zeitraum erfasst werden. Ein Auslesen des Gerätes im April liefert die Winter-/Frühjahrs- (nasses Halbjahr) Wasserspiegel Schwankungen. Normalerweise sind die Wasserstände in der nassen Jahreszeit recht stabil. Eine Ablesung im September lässt Rückschlüsse auf die Sommer-/Herbst Was-

serstände zu (trockenes Halbjahr). Der Einsatz mehrerer Messeinrichtungen in einem wieder-vernässten Niedermoor erlaubt es, Wasserstufen während der Initialphase nach der Wiedervernässung einzuschätzen.

#### **BOX: IST EIN EXTREM HOHER METHANAUSSTOß NACH WIEDERVERNÄSSUNG VERMEIDBAR?**

Einige rezente Studien haben gezeigt, dass direkt nach der Flutung extrem hohe Methan Emissionen auftreten können (Joosten et al. 2007, Augustin, mündl.). Diese Emissionen sind auf die Anwesenheit großer Mengen leicht zersetzbarer Biomasse zurückzuführen. Landwirtschaftliche Futtergräser wie Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) sind hier die Hauptverantwortlichen. Zur Vermeidung von extremen Methan Emissionen nach der Überflutung sollten folgende Kriterien zur Auswahl wiederzuvernässender Niedermoore befolgt werden:

1. Die oberste Torfschicht (ca. 30 cm) sollte nur wenige pflanzenverfügbare Nährstoffe enthalten (z.B. C/N >20, Ptot <20  $\mu\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}$  TM)
  2. Die oberste Torfschicht (ca. 30 cm) sollte einen niedrigen Zersetzungsgrad aufweisen ( $\leq H 4$ , v. Post)
  3. Die Fläche sollte keine landwirtschaftlichen Pflanzen wie Futtergräser, die nach der Überflutung absterben, aufweisen
  4. Eine Grundausstattung torfbildender Pflanzen (z.B. (Torf-)Moose, Seggen, Schilf) sollte vorhanden sein, um die Fläche nach der Vernässungsmaßnahme möglichst schnell und vollständig zu besiedeln.
- Darüberhinaus,
5. Der Wasserspiegel sollte das ganze Jahr in Flurhöhe (idealerweise knapp darunter) verbleiben
  6. Das für die Wiedervernässung verwendete Wasser sollte nur wenige mineralische und organische Anteile enthalten (möglichst sauberes Grund- oder Oberflächenwasser).

Wenn diese Ratschläge befolgt werden, kann eine deutliche Reduktion des Treibhauspotenzials (GWP) bereits im ersten Jahr nach der Wiedervernässung erwartet werden.

#### **4.3. Extrem-Wetter-Jahre, katastrophale Ereignisse**

Extrem trockene oder extreme nasse Jahre können einen bedeutenden Effekt auf die Treibhausgasbilanz haben. Jedwedes Moor-Vernässungsprojekt, das einen Verkauf von Emissionsreduktionen am Markt anstrebt, wird eine Versicherung gegenüber solchen Ereignissen benötigen. Die Wahrscheinlichkeit extremer Jahre muss genau wie deren Effekt auf die Treibhausgasbilanz ermittelt werden. Man kann davon ausgehen, dass kleine bis mittlere jährliche Variationen gegensätzliche Effekte aufweisen, die sich über einen längeren Zeitraum aufheben. In ähnlicher Weise müsste es eine Versicherung gegenüber unvorhersehbaren Katastrophen wie Damnbrüchen, Feuer usw. geben. Andererseits werden Feuerereignisse und die damit verbundenen immensen CO<sub>2</sub>-Emissionen durch die Wiedervernässung reduziert.

#### **4.4. Periphere (Projekt) Emissionen**

Auch Bodenarbeiten und andere im Rahmen einer Wiedervernässung von Mooren notwendige Maßnahmen verursachen Treibhausgas-Emissionen. Solche Emissionen sollten miteinbezogen werden und zwar sowohl von Einzelmaßnahmen wie Deichbauten oder -Rückbauten als auch von laufenden Unterhaltungsmaßnahmen. Mit vorherigen Nutzungsformen wie Mahd oder Beweidung verbundene Emissionen sollten ebenfalls betrachtet werden, insbesondere im Lichte möglicher „Leakage“ (s. unten).

Bezüglich der hohen nach Wiedervernässung auftretenden Methan-Emissionen (s. Box), wurde der Abtrag der oberen Bodenschicht als vorbeugende Maßnahme vorgeschlagen. Die mit einer solchen Maßnahme verbundenen Emissionen wären jedoch sehr groß. Der abgetragene Oberboden (z.B. die oberen 30 cm) würden schließlich als CO<sub>2</sub> in der Atmosphäre landen, was Emissionen von etwa 500 t CO<sub>2</sub>·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup> verursachen würde, was die vermiedene CH<sub>4</sub> Emissionen bei weitem übertreffen würde (höchster gemessener Wert: 85 t CO<sub>2</sub>-eq·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup>). Möglicherweise kann ein abgetragener Oberboden (z.B. nach Vergasung) als Ersatz für fossile Brennstoffe Verwendung finden. Dieses Szenario müsste weiter ausgearbeitet werden.

## 4.5. Leakage

Leakage bezieht sich auf verringerte Emissions-Reduktionen, wenn Landnutzung von wiedervernässten Flächen auf andere Flächen übergeht und dort zu erhöhten Emissionen führt. Wenn ein Moorgrünland, das derzeit als Weide oder Wiese genutzt wird, wiedervernässt wird, ergibt dies Emissionsreduktionen. Wenn dadurch aber die Beweidung oder Heu- oder Silageproduktion auf eine bisher nicht-entwässerte Fläche verlagert wird, die zu diesem Zweck entwässert wird, ist der Netto-Gewinn gleich Null (wenn nicht sogar negativ, wenn periphere Emissionen berücksichtigt werden). Das gleiche gilt, wenn ein aufgelassenes, zum Zwecke des Torfabbaus entwässertes Moor wiedervernässt wird und die Torfgewinnung in eine andere Region abwandert. Auch hier ist keine Netto Emissionsreduktion gegeben. In Mooren mit unterschiedlichen Nutzungsinteressen, die ggf. einfach nur verlagert werden, sollten Wiedervernäsungsprojekte vermieden werden.

## 4.6. Voluntary Emissions Reductions (VERs)

### 4.6.1. Einführung

Die oben beschriebene Methode zur Abschätzung von Emissionen kann ein wichtiges Hilfsmittel für eine monetäre Verwertung der Wiedervernäsungsmassnahmen sein, und zwar durch den Verkauf eingesparter Emissionen. Weil die Pflichtmärkte (**compliance Märkte**, wie das Kyoto Protokoll oder das European Emission Trading Scheme) sicher bis nach 2012 dafür nicht verfügbar sind, sind die freiwilligen Märkte dafür die geeigneten. Auch diese haben aber ihre strenge Anforderungen und Gesetzmäßigkeiten.,

Voluntary Emissions Reductions (oder auch Verified Emissions Reductions) sind Carbon-Credits, die außerhalb der Pflichtmärkte, verhandelt werden. Der freiwillige Markt ist zwar kleiner als der der Pflichtmärkte, aber breiter. Er wird vorangetrieben von dem Privatsektor. Seit Anfang 2007 wächst der freiwillige Markt stark. Das ist vor allem darauf zurück zu führen, dass die Bank of New York im Juni 2006 mit dem Aufbau eines zentralen Registers für VERs begonnen hat und mit dem Voluntary Carbon Standard (VCS) ein breit akzeptierter Qualitätsstandard verfügbar geworden ist.

Die Nachfrage auf dem freiwilligen Markt wird durch drei Mechanismen vorangetrieben, und zwar als:

1. Marketingstrategie: Unternehmen nehmen „Klima“ als Teil ihrer „corporate social responsibility“ auf;
2. Spekulationsobjekt: Portfolios von VERs werden aufgebaut, um damit auf den Finanzmärkten zu spekulieren;
3. Lernprozess: fortschrittliche Unternehmen, die erwarten, dass ihr Bereich zukünftig unter ein `compliance regime´ fallen wird, wollen auf dem freiwilligen Markt schon Erfahrung mit den `Carbon Credit market´-Mechanismen sammeln, um damit einen Konkurrenzvorteil zu erwerben.

Es gibt momentan drei Quellen von VERs:

1. CDM Projekte, die zwar schon operationell sind, aber noch nicht durch das CDM Executive Board registriert sind. Obwohl es richtige, verifizierbare Reduktionen gibt, können diese, solange sie nicht registriert sind, zwar nicht unter CDM aber auf dem freiwilligen Markt verkauft werden;
2. Technologien oder Methoden der Emissionreduktion, die noch nicht im compliance regime anerkannt sind, vor allem aus den Sektoren „land use change and forestry“, „carbon capture storage“ und Transport einschließlich Biobrennstoffe;
3. kleine Projekte, die nicht ausreichend Ressourcen haben, um die strengen Maßgaben und spezialisierte Consultant-Dienste zu finanzieren, um damit unter CDM anerkannt zu werden. Solche Projekte müssen dann die kostengünstigere Variante der VERs wählen.

#### 4.6.2. Kriterien und Standards

Der freiwillige Markt hat auf Basis des CDM Projektzyklus vereinfachte Standards entwickelt, wofür die nachfolgenden Kriterien gelten:

1. **Additionality:** Die VERs müssen reelle Emissionsreduktionen darstellen die ‚additional‘ (‚zusätzlich‘) zu dem ‚business-as-usual‘ Szenario sind. Die Anforderungen sind aber nicht so strikt wie bei CERs (Certified Emission Reductions).
2. **Sustainability:** Das compliance regime fordert, dass Projekte die Emissionen verringern und gleichzeitig zu lokaler Nachhaltigkeit beitragen. In Wirklichkeit wird aber oft viel stärker auf Emissionsreduktion als auf Verbesserung der lokalen Bedingungen fokussiert. Der von Käuferpräferenzen vorangetriebene freiwillige Markt ist viel empfindlicher für Nachhaltigkeitsaspekte. In der Praxis gibt es momentan zwei Typen von VERs: diejenigen Projekte, die auf große soziale und auf Umweltnachhaltigkeit (wie erneuerbare Energien) ausgerichtet sind, und große, industrielle Projekte, die noch nicht vom CDM registriert sind. Die ersteren erbringen zurzeit Erlöse, die nur die Hälfte (oder weniger) der letzteren ausmachen. Es wird derzeit versucht, diesen Aspekt durch Qualitäts-Labeling einigermaßen auszugleichen.
3. **Verifiability:** Eine unabhängige dritte Partei muss die Emissionsreduktionen verifizieren. Dabei kann es sich um Organisationen, die durch die UNFCCC zur Verifizierung von CER Projekten anerkannt sind, handeln, oder um professionelle Umweltgutachter.
4. **Reliability:** Ohne zentrale Registrierung besteht die Gefahr, dass VERs verkauft werden, die schon einmal an einer anderen Stelle verkauft worden sind. Deshalb hat die Bank of New York in Juni 2006 eine VER-Registrierungsstelle eröffnet, wo Käufer die VER-Ankäufe nachverfolgen können.

Alle Technologien unter dem ‚compliance regime‘ können auch auf dem freiwilligen Markt verhandelt werden. Letzterer umfasst aber auch weitere Möglichkeiten, die momentan noch nicht akzeptiert werden. VER-Projekte kennen keine geographische Beschränkung und können weltweit generiert werden, obwohl Käufer öfters Reduktionen im eigenen Land oder in Entwicklungsländern bevorzugen. *Spot*-Transaktionen werden für VERs ausgeführt, die schon generiert sind oder die sich noch im Prozess der Verifizierung befinden. *Spot*-Transaktionen erzeugen Tagespreise, wenn die VERs innerhalb von drei Monaten geliefert werden.

Als ‚*Forward*-Transaktionen‘ gelten VERs, die erst in einigen Jahren, z.B. bis zum Jahr 2012, ausgeführt werden.

#### 4.6.3. VER-Qualitätsstandards

Alle VERs müssen minimal von einer unabhängigen dritten Partei verifiziert werden.

Als Minimumstandard gilt der *Voluntary Carbon Standard (VCS)*, der vor Kurzem von der International Emissions Trading Association (IETA) zusammen mit The Climate Group und dem WWF entwickelt worden ist. Dieser garantiert ‚additionality‘ und verwendet dazu verschiedene additionality-Tests, wie sie im compliance regime angewandt werden. Der VCS wird generell untersetzt mit individuellen Kriterien, die vom Käufer gewünscht werden.

Der *Voluntary Gold Standard* ist ein Qualitätsstandard, der durch die erfolgreiche Integration von ‚stakeholder feedback‘ und die Integrität der Umweltverträglichkeitsprüfungen höchste Nachhaltigkeitsanforderungen garantiert.

Der *Climate Change and Biodiversity Standard (CCBS)*, der von non-profit Organisationen für Waldbauprojekte entwickelt worden ist, ist auf den Beitrag von lokalen Ökonomien und die Integration von lokalen communities ausgerichtet.

Ein neuer Qualitätsstandard, der VER+, wurde kürzlich vom TÜV SÜD, ein von der UNFCCC zur Akkreditierung von compliance-Projekten anerkanntes Unternehmen, entwickelt. Er wurde aber bisher nicht breit vom Markt angenommen.

In den Vereinigten Staaten wird ISO 14045 als Qualitätsstandard bevorzugt, aber dieser ist weltweit weniger bekannt.

#### 4.6.4. VER-Qualitätsstandards für Moore

Momentan gibt es verschiedene Initiativen zur Entwicklung von VER-Qualitätsstandards für Moore.

- a) Innerhalb der International Forest Carbon Initiative (IFCI) wird Australien in den nächsten 5 Jahren 200 Millionen australische Dollar investieren, um die Kohlenstoffemissionen aus Wäldern („REDD“) zu reduzieren. Davon sind 30 Millionen A\$ für das *Kalimantan Forests and Climate Partnership* vorgesehen. Ziel dabei ist, mittels Wiedervernässung die Menge an Treibhausgasemissionen aus Mooren in den nächsten 30 Jahren mit 700 Millionen Tonnen zu reduzieren. Die Australier wollen zunächst die Anforderungen für den Handel reduzierter Emissionen auf dem carbon-Markt identifizieren. Als Grundlage dafür wird eine Baseline und ein Emissions-Monitoringsystem entwickelt. In den nächsten 6 Monaten soll dazu ein detaillierter Entwurf erstellt werden.
- b) Als ein weiterer Entwicklungsschritt ebenso für Kalimantan zu VERs zu kommen, ist die Initiative von Wetlands International und BioX über einen *Global Peatland Fund* zu verstehen. Momentan werden die organisatorischen und operationellen Aspekte (legale Struktur, Methoden für das VER-Monitoring, Managementstruktur) ausgearbeitet und es ist geplant, mit den ersten Pilotprojekten in der zweiten Hälfte von 2008 zu beginnen.
- c) Die dritte Initiative ist das *Belarus Climate Change and Biodiversity Project* von der Michael Succow Stiftung für den Schutz der Natur, an der maßgeblich die Royal Society for the Protection of Birds (RSPB) beteiligt ist, die zusammen mit dem Consultant Terracarbon LLC VERs für großflächige Moorwiedervernässungsprojekte in Weißrussland ausarbeitet. Dazu wird ein internationaler Peatland Carbon Standard entwickelt, der von der Voluntary Carbon Standards Association (VCSA) verifiziert und angenommen werden soll. Momentan wird an einer Methodologie gearbeitet die
  - die Emissionen vor der Wiedervernässung einschätzt (baseline emissions)
  - die erwarteten Emissionen nach Wiedervernässung einschätzt (‘ex ante’)
  - Monitoringprotokolle entwickelt, um zu feststellen zu können, dass die Emissionen auch auf dem registrierten Niveau handelbar bleiben (‘ex post’).Geplant ist, die Methodologie bis April 2009 vervollständigt und abgerundet zu haben.

## 5. Ausblick

Während die qualitativen Trends nach einer Wiedervernässung geklärt sind, bleiben viele Fragen bezüglich einer quantitativ nachvollziehbaren Langzeitvorhersage. Dies ist dem bisher nur kurzem Vorhandensein von wiedervernässten Mooren und dem Fehlen von Langzeit-Untersuchungen geschuldet. Umfassende Langzeit-Felduntersuchungen zu Gasflüssen werden dringend benötigt, um Wiedervernässungsmethoden zu optimieren und weiterzuentwickeln.

Besonders wichtig ist die weitere Klärung folgender Fragen:

- Wie hoch sind die Emissionen von Treibhausgasen nach der Wiedervernässung auf verschiedenen Standorttypen?
- Welche Faktoren und Prozesse bestimmen die Intensität und Dauer möglicher Übergangsphasen nach der Wiedervernässung?
- Welche Maßnahmen und Methoden führen zu einer effektiven und nachhaltigen Reduktion des Treibhauspotentials (GWP)?

Unsere aktuellen Forschungsergebnisse weisen darauf hin, dass die nach der Wiedervernässung auftretenden, anfänglich hohen Emissionsschübe durch die Zersetzung von jungem Pflanzenmaterial verursacht werden, insbesondere von Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*). Verschiedene Möglichkeiten des Managements zur Verringerung solcher Anfangsschübe sind denkbar, wie z.B.:

- Entfernung des leicht zersetzbaren Aufwuchses vor der Vernässung
- Optimierung der Wasserstände (aus der Sicht des GWP wäre 5+ schlechter als 4+ or 6+)
- Künstliche Einbringung von Schlüssel-Arten, um eine schnelle Bedeckung und Produktivität des Standorts zu erreichen
- Verhinderung der Ansiedlung von stark CH<sub>4</sub>-leitenden Pflanzen („shunt“ Arten).

Die wichtigsten Schlussfolgerungen aus dieser ersten Analyse für weitere Untersuchungen sind:

- Untersuchung der Übertragbarkeit der ausgeschiedenen GESTs auf andere Standorte
- Auffüllen der Lücken in der Datengrundlage, insbesondere bezüglich der Emissionen von überstauten Flächen, entwässerten Regenmooren, nassen Niedermooren, sehr trockenen Mooren, bewaldeten Standorten und ganz allgemein CO<sub>2</sub>-Emissionen
- Verbesserung der GESTs hinsichtlich ihrer Aussagekraft (v.a. in Bezug zum Wasserstand) und ihrer Erkennung.

In Hinblick auf die monetäre Verwertung der Emissionreduktionen aus Wiedervernässung stehen für Mecklenburg-Vorpommern zwei Wege offen:

- 1) Die Entwicklung von einem eigenen lokalen Markt mit eigenem Standard, der auf Glaubwürdigkeit basiert und auf einen kleinen, lokalen Nischemarkt orientiert ist (vgl. CO<sub>2</sub>-Würfel für Touristen)
- 2) Bei einer der laufenden Initiativen Anschluss zu suchen, um zu einem weltweit gültigen Standard für den anonymen Weltmarkt zu kommen. Wegen der Ähnlichkeit der Landschaften, Probleme und Methoden ist dafür das *Belarus Climate Change and Biodiversity Project* am besten geeignet.

## 6. Literatur

- Augustin, J., Merbach, W., Käding, H., Schmidt, W. & Schalitz, G. 1996a. Lachgas- und Methanemissionen aus degradierten Niedermoorstandorten Nordostdeutschlands unter dem Einfluß unterschiedlicher Bewirtschaftung. In: Alfred-Wegener-Stiftung (ed.) Von den Ressourcen zum Recycling. Berlin, Ernst & Sohn. pp 131-139.
- Augustin, J., Merbach, W., Schmidt, W. & Reining, E. 1996b. Effect of changing temperature and water table on trace gas emission from minerotrophic mires. *Angewandte Botanik* 70: 45-51
- Augustin, J., Merbach, W. & Rogasik, J. 1998a. Factors influencing nitrous oxide and methane emissions from minerotrophic fens in northeast Germany
- Augustin, J., Merbach, W., Steffens, L. & Snelinski, B. 1998b. Nitrous oxide fluxes of disturbed minerotrophic peatlands. *Agrobiological Research* 51:47-57
- Baggs, E.M., Rees, R.M., Castle, K., Scott, A., Smith, K.A. & Vinten, A.J.A. 2002. Nitrous oxide release from soils receiving N-rich crop residues and paper mill sludge in eastern Scotland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 90: 109-123
- Best, E.P.H. & Jacobs, F.H.H. 1997. The influence of raised water table on carbon dioxide and methane production in ditch-dissected peat grasslands in the Netherlands. *Ecological Engineering* 8: 129-144
- Bragg, O.M., Hulme, P.D., Ingram, H.A.P., Johnston, J.P. & Wilson, A.I.A. 1994. A maximum-minimum recorder for shallow water tables, developed for ecohydrological studies on mires. *Journal of Applied Ecology*, 31:589-592
- Christensen, S., Ambus, P., Arah, J.R., Clayton, H., Galle, B., Griffith, D.W.T., Hargreaves, K.J., Klemmedtsson, L., Lind, A.-M., Maag, M., Scott, A., Skiba, U., Smith, K.A., Welling, M. & Wienhold, F.G. 1996. Nitrous oxide emissions from an agricultural field: comparison between measurements by flux chamber and micrometeorological techniques, *Atmos. Environ.* 30: 4183-4190
- Davidson, E. A. 1991. Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. In: J.E. Rodgers, W.B. Whitman (Eds.): *Microbial production and consumption of greenhouse gases: methane, nitrogen oxides, and halomethanes*. American Society of Microbiology, Washington DC, pp. 219-235
- Drösler, M. 2005. Trace gas exchange and climatic relevance of bog ecosystems, southern Germany. PhD thesis, Technische Universität München. 182p.
- Eggelsmann, R. & Bartels, R. 1975. Oxidativer Torfverzehr im Niedermoor in Abhängigkeit von Entwässerung, Nutzung und Düngung. *Mitteilungen der deutschen bodenkundlichen Gesellschaft* 22: 215-221
- Eschenbach, C, Middelhoff, W., Steinborn, W., Wötzel, J. Kutsch, W. & Kappen, L. 1997. Von Einzelprozessen zur Kohlenstoffbilanz eines Erlenbruchs im Bereich der Bornhöveder Seenkette. *EcoSys Supplement* 20:121-132
- Eschner, D., Lorenz, W.-D. 1989. Stickstoffumsatz infolge der Bodenentwicklung flachgründiger Niedermoore. *Wiss. Zeitschrift Humboldt-Univ. Berlin, Reihe Agrarwiss.*, 38: 16-21
- Fiedler, S., & Sommer, M. 2000. Methane emissions, groundwater levels and redox potentials of common wetland soils in a temperate-humid climate. *Global Biogeochemical Cycles* 14: 1081-1093
- Flessa, H., Wild, U., Klemisch, M. & Pfadenhauer, J. 1997. C- und N-Stoffflüsse auf Torfstichsimulationsflächen im Donaumoos. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 38:11-17.
- Flessa, H., Wild, U., Klemisch, M. & Pfadenhauer, J. 1998. Nitrous oxide and methane fluxes from organic soils under agriculture. *European Journal of Soil Science* 49:327-335
- Hendriks, D.M.D., van Huissteden, J., Dolma, A.J. & van der Molen, M.K. 2007. The full greenhouse gas balance of an abandoned peat meadow. *Biogeosciences* 4: 411-424

- IPCC. 1997. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 3: Reference Manual. IPCC, Meteorological Office, Bracknell, UK.
- IPCC. 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. IGES, Japan.
- Jacobs, C.M.J., Moors, E.J., van der Bolt, F.J.E. 2003. Invloed van waterbeheer op gekoppelde broeikasgasemissies in het veenweidegebied by ROC Zegveld. Alterra, Wageningen. Alterra-rapport 840. 93p.
- Joosten, H. 2007. Belarus takes the lead in peatland restoration for climate! IMCG Newsletter 2007/3: 21-23.
- Joosten, H., Augustin, J., Schäfer, A. & Sirin, A. 2006. Peatland restoration and climate: Of gasses, guesses, gains, and guts. RSPB Report (draft), 26 p.
- Jungkunst, H.F. & Fiedler, S. 2007. Latitudinal differentiated water table control of carbon dioxide, methane and nitrous oxide fluxes from hydromorphic soils: feedbacks to climate change. *Global Change Biology* 13: 2668-2683
- Kiene, R.P. 1991. Production and consumption of methane in aquatic systems. In: J.E. Rodgers, W. B. Whitman (Eds.): Microbial production and consumption of greenhouse gases: methane, nitrogen oxides, and halomethanes. American Society of Microbiology, Washington DC, pp. 111-146
- Koska, I. 2001. Ökohydrologische Kennzeichnung. In: Succow, M. & Joosten, H. (eds.): Landschaftsökologische Moorkunde, pp. 92-111. Schweizerbart, Stuttgart.
- Koska, I., Succow, M. & Clausnitzer, U. 2001a. Vegetation als Komponente landschaftsökologischer Naturraumkennzeichnung. In: Succow, M. & Joosten, H. (eds.) Landschaftsökologische Moorkunde, pp. 112-128. Schweizerbart, Stuttgart.
- Ledebuhr, A. 2001. Stickstoff-Umsetzungsprozesse in degradierten Niedermoorstandorten des Peenetales bei Anklam in Abhängigkeit von der Wiedervernässung. Diplomarbeit Universität Greifswald.
- Lovett, G.M., Cole, J.J. and Pace, M.L. (2006) Is net ecosystem production equal to ecosystem carbon accumulation? *Ecosystems* 9:152-155
- Meyer, K. 1999. Die Flüsse der klimarelevanten Gase CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O eines norddeutschen Niedermoors unter dem Einfluß der Wiedervernässung. *Göttinger Bodenkundliche Berichte* 111: 651-664
- Mosier, A.R., Kroeze, C., Nevison, C., Oenema, O., Seitzinger, S. & van Cleemput, O. 1998. Closing the global atmospheric N<sub>2</sub>O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *Nutr. Cycl. Agroecos.* 52: 225-248
- Mundel, G. 1976. Untersuchungen zur Torfmineralisation in Niedermooren. *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde* 20: 669-679
- Parish, F., Sirin, A., Charman, D., Joosten, H., Minaeva, T. & Silvius, M. (eds) 2007. Assessment on peatlands, biodiversity and climate change. Global Environment Centre, Kuala Lumpur and Wetlands International Wageningen
- Pihlatie, M., Rinne, J., Ambus, P., Pilegaard, K., Dorsey, J.R., Rannik, Ü., Markkanen, T., Launiainen, S. & Vesala, T. 2005. Nitrous oxide emissions from a beech forest floor measured by eddy covariance and soil enclosure techniques. *Biogeosciences*, 2: 377-387
- Renger, M., Wessolek, G. & Sauerbrey, R. 2003. Einfluss des Grundwasserflurabstandes auf Kohlenstoff- und Stickstofffreisetzung von Niedermoorböden. *Wasser & Boden* 55: 39-46
- Schäfer, A. & Joosten, H. (eds.) 2005. Erlenaufforstung auf wiedervernässten Niedermooren. DUENE, Greifswald, 68 p.
- Sommer, M., Fiedler, S., Glatzel, S. & Kleber, Markus. 2003. First estimates of regional (Allgäu, Germany) and global CH<sub>4</sub> fluxes from wet colluvial margins of closed depressions in glacial drift areas. *Agriculture Ecosystems & Environment* 103: 251-257
- Succow, M. & H. Joosten (eds.) 2001. Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Auflage. Schweizerbart, Stuttgart. 622 p.

- Tauchnitz, N., Brumme, R., Bernsdorf, S. & Meissner, R. 2008. Nitrous oxide and methane fluxes of a pristine slope mire in the German National Park Harz Mountains
- Theuerkauf, M., Couwenberg, J., Joosten, H., Kreyer, D. & Tanneberger, F. (eds.) 2006. *New Nature in North-Eastern Germany. A Field Guide*. Institute of Botany and Landscape Ecology, Greifswald, 125 p.
- Tomassen, H.B.M., Smolders, A.J.P., Lamers, L.P.M. & Roelofs, J.G.M. 2004. Development of floating rafts after the rewetting of cut-over bogs: the importance of peat quality. *Biogeochemistry* 71: 69-87
- Van den Bos, R. 2003. Human influence on carbon fluxes in coastal peatlands: process analysis, quantification and prediction. PhD Thesis VU, Amsterdam. 129 p.
- Van den Pol-Van Dasselaar, A, Van Beusichem, M.L. & Oenema, O. 1997. Effects of grassland management on the emission of methane from intensively managed grasslands on peat soil. *Plant and Soil* 189:1-9
- Van den Pol-Van Dasselaar, A, Van Beusichem, M.L. & Oenema, O. 1999. Methane emissions from wet grasslands on peat soil in a nature reserve. *Biogeochemistry* 44:205-220.
- Van Huissteden, J., Van den Bos, R. & Marticorena Alvarez, I. 2006. Modelling the effect of water-table management on CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> fluxes from peat soils. *Geologie en Mijnbouw* 85: 3-18.
- Veenendaal, E.M., Kolle, O., Leffelaar, P.A., Schrier-Uijl, A.P., van Huissteden, J., van Walssem, J., Möller, F. & Berendse, F. 2007. CO<sub>2</sub> exchange and carbon balance in two grassland sites on eutrophic drained peat soils. *Biogeosciences* 4: 1027-1040
- Velthof, G.L. & Oenema, O. 1994. Nitrous oxide emission from grasslands on sand, clay and peat soils in The Netherlands. In: Van Ham, J. (ed.) *Non-CO<sub>2</sub> Greenhouse gases*. Kluwer, Amsterdam, pp. 439-444;
- Velthof, G.L. & Oenema, O. 1995. Nitrous oxide fluxes from grassland in The Netherlands II: Effects of soil type, nitrogen fertilizer application and grazing. *European Journal of Soil Science* 46:541-549
- Velthof, G.L., Brader, A.B. & Oenema, O. 1996. Seasonal variations in nitrous oxide losses from managed grasslands in The Netherlands. *Plant and soil* 181:263-274
- Von Arnold, K. 2004. Forests and greenhouse gases - fluxes of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O from drained forests on organic soils. *Linköping Studies in Arts and Science* no 302. 48p.
- Von Arnold, K., Hanell, B., Stendahl, J. & Klemedtsson, L. 2005. Greenhouse gas fluxes from drained organic forestland in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20: 400-411
- Von Arnold, K., Nilsson, M., Hanell, B., Weslien, P. & Klemedtsson, L. 2005. Fluxes of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O from drained organic soils in deciduous forests. *Soil Biology and Biochemistry* 37: 1059-1071.
- Von Arnold, K., Weslien, P., Nilsson, M., Svensson, B.H. & Klemedtsson, L. 2005. Fluxes of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O from drained coniferous forests on organic soils. *Forest Ecology and Management* 210: 239-254.
- Wild, U., Kamp, T., Lenz, A., Heinz, S. & Pfadenhauer, J. 2001. Cultivation of *Typha* spp. in constructed wetlands for peatland restoration. *Ecological Engineering* 17:49-54
- Wilson, D., Tuittila, E-S., Alm, J., Laine, J., Farrell, E.P. & Byrne, K.A. 2007. Carbon dioxide dynamics of a restored maritime peatland. *Ecoscience* 14:71-80

Kontakt:

John Couwenberg / Hans Joosten  
Institut für Botanik und Landschaftsökologie  
Ernst-Moritz Arndt Universität  
Grimmer Straße 88  
17487 Greifswald  
Tel. 03834/86-4177  
joosten@uni-greifswald.de

Wendelin Wichtmann  
DUENE eV  
Grimmer Straße 88  
17487 Greifswald  
Tel. 03834/86-4143  
wicht@uni-greifswald.de