

Leibniz-Institut für  
Gewässerökologie und Binnenfischerei  
im Forschungsverbund Berlin e.V.



Herausgeber: Jörg Gelbrecht, Dominik Zak & Jürgen Augustin

## Phosphor- und Kohlenstoff-Dynamik und Vegetationsentwicklung in wiedervernässten Mooren des Peenetales in Mecklenburg-Vorpommern

Status, Steuergrößen und Handlungsmöglichkeiten

Berichte des IGB

Heft 26/2008





## **Phosphor- und Kohlenstoff-Dynamik und Vegetationsentwicklung in wiedervernässten Mooren des Peenetales in Mecklenburg-Vorpommern**

Status, Steuergrößen und Handlungsmöglichkeiten

Herausgeber:  
Jörg Gelbrecht (IGB), Dominik Zak (IGB) & Jürgen Augustin (ZALF)

## Grundlage für die in diesem Heft der Berichte des IGB dargestellten Ergebnisse sind die folgenden Forschungsvorhaben:

„Ursachen und zeitliche Entwicklung der Phosphorfreisetzung und des Phosphorrückhaltes in wiedervernässten Niedermooren (Beispielgebiet Peenetal bei Dargun)“  
(Projekt-Nr. LUNG-230-5325.60-7-34; Ausführende Einrichtung: IGB;  
Laufzeit: 23.08.2003-30.09.2008),

„Einfluss der Rücküberstauung degradierter Niedermoorstandorte des Peenetales auf die Dynamik der C-Stoffumsatzprozesse und die Emission klimarelevanter Spurengase (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>)“  
(Projekt-Nr. LUNG-230-5325.60-7-35; Ausführende Einrichtung: Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V.; Laufzeit: 23.08.2003-30.09.2008) und

„Zustand, Vegetationsentwicklung und Stoffumsatz in wiedervernässten Moorökosystemen Mecklenburg-Vorpommerns“  
(Projekt-Nr. LUNG-5325.60-7-57; Ausführende Einrichtung: Institut für Botanik und Landschaftsökologie der Universität Greifswald; Laufzeit: 01.01.2007 bis 30.09.2008)

*Diese Vorhaben wurden gemäß der Richtlinie zur Förderung von Maßnahmen zum Schutz und zur Entwicklung von Mooren (FöRi-Moorschutz) mit Mitteln aus dem Haushalt des Umweltministeriums Mecklenburg-Vorpommern sowie dem Europäischen Ausgleichs- und Garantiefonds für die Landwirtschaft (EAGFL) gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt der vorliegenden Veröffentlichung liegt bei den Autoren des Heftes.*

### Herausgeber

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)  
im Forschungsverbund Berlin e.V.  
Müggelseedamm 310, 12587 Berlin

### Direktor

Prof. Dr. Klement Tockner

### Gestaltung

unicom-berlin.de

### Titelfoto

Karsten Schulz

### Druck

Mediabogen, Berlin

Gedruckt auf „Cyclus Print“, Papier mit 100% Recyclinganteil



ISSN 1432-508X

© IGB 2008

<b>1 Einleitung und Aufgabenstellung</b> (J. Gelbrecht, U. Lenschow, J. Augustin, S. Zerbe) .....	6
<b>2 Moore – einstige Verbreitung und Verlust landschaftsökologischer Funktionen</b> (D. Zak, J. Augustin, J. Gelbrecht) .....	8
<b>3 Biogeochemische Prozesse in Niedermooren und deren Wirkung auf Gewässer und Klima</b> (D. Zak, J. Augustin, J. Gelbrecht) .....	12
<b>4 Untersuchungsgebiete im Peene- und Trebeltal sowie Referenzgebiete in Brandenburg und Nordwest-Polen</b> .....	20
4.1 Lage und Kurzcharakterisierung der Untersuchungsgebiete (J. Gelbrecht, T. Rossoll & D. Zak) .....	20
4.2 Entstehungs- und Nutzungsgeschichte sowie Vegetationsentwicklung der Untersuchungsflächen im Peene- und Trebeltal (P. Steffenhagen, T. Timmermann, K. Schulz & S. Zerbe) .....	26
<b>5 Probenahmetechniken, chemisch-analytische Methoden und Messverfahren</b> .....	40
5.1 Dialysesammlertechnik zur Beprobung des anoxischen Moorporenwassers (D. Zak) .....	40
5.2 Probenahme der Helophyten (Sumpfpflanzen) und Hydrophyten (Wasserpflanzen) (P. Steffenhagen) .....	44
5.3 Wasser- und Feststoffanalytik (D. Zak, P. Steffenhagen, E. Zwirnmann & J. Gelbrecht) .....	45
5.4 Ermittlung der Netto-Kohlendioxid-, Methan- und Lachgaskonzentrationen in den Feldmessungen (J. Augustin und B. Chojnicki) .....	47
5.5 Spurengas-, C- und <sup>14</sup> C-Analytik in den Modellexperimenten zur C-Dynamik (J. Augustin) .....	48
5.6 Vegetationskartierung mit Quickbird-Satellitendaten (P. Steffenhagen & A. Frick) .....	49
<b>6 Austausch von klimarelevanten Spurengasen, Klimawirkung und Kohlenstoffdynamik in den ersten Jahren nach der Wiedervernässung von degradiertem Niedermoorgrünland</b> (J. Augustin und B. Chojnicki) .....	50
6.1 Veränderungen im Austausch von Kohlendioxid, Methan, Lachgas, der resultierenden Klimawirkung und der C-Bilanz auf Untersuchungsflächen im Polder Zarnekow .....	50
6.1.1 Hintergrund .....	50
6.1.2 Untersuchungsvarianten, Ermittlung der Spurengasflüsse, der Klimawirkung und der C-Bilanzen .....	51
6.1.3 Veränderungen in den aktuellen und den jährlichen Gasflussraten, der Klimawirkung und den C-Bilanzen .....	52
6.1.4 Schlussfolgerungen für die Moorwiedervernässung .....	57
6.2 Bedeutung verschiedener organischer Substrate als Quelle für Methan und Kohlendioxid .....	62
6.2.1 Hintergrund .....	62
6.2.2 Experimentelles .....	62

6.2.3	Bodengaskonzentrationen und Gasflussraten der untersuchten Substrate ..	62
6.2.4	Schlussfolgerungen für die Moorwiedervernässung .....	64
6.3	C-Umsetzungsdynamik und C-Transfer im System Schilf-Niedermoortorf .....	65
6.3.1	Hintergrund .....	65
6.3.2	Experimentelles .....	65
6.3.3	Verteilung und Verbleib <sup>14</sup> C-markierter Assimilate im System Schilf-Niedermoortorf .....	66
6.3.4	Schlussfolgerungen für die Moorwiedervernässung .....	67
<b>7</b>	<b>Phosphormobilisierung in wiedervernässten Niedermooren – Status, Ursachen und Risiken für angrenzende Gewässer (D. Zak &amp; J. Gelbrecht).....</b>	<b>68</b>
7.1	Phosphordynamik und Porenwasserchemismus in wiedervernässten und naturnahen Mooren (J. Gelbrecht, T. Rossoll, H.-J. Exner & D. Zak) .....	69
7.1.1	Einleitung .....	69
7.1.2	Porenwasserchemismus in Mooren .....	70
7.1.3	Jahresdynamik und räumliche Heterogenität gelöster Stoffe im Moorporenwasser .....	72
7.1.4	Konzentrationsprofile gelöster Stoffe im Moorporenwasser .....	74
7.1.5	Einfluss der Vernässungsdauer auf die Höhe der Stoffkonzentrationen im Moorporenwasser des Polder Zarnekow und weiterer Untersuchungsgebiete ..	76
7.1.6	Erste Schlussfolgerungen zur Stofffreisetzung in wiedervernässten Mooren ...	78
7.2	Phosphorrückhalt an der Mooroberfläche – die anoxisch/oxische Phasengrenze als „P-Barriere“ in wiedervernässten Mooren (D. Zak, T. Rossoll & J. Gelbrecht) .....	81
7.2.1	Einleitung .....	81
7.2.2	Experimentelles .....	82
7.2.3	Phosphorrückhalt an der anoxischen/oxischen Phasengrenze .....	83
7.3	Entwicklung und Anwendung einer Methode zur Bestimmung des P-Freisetzungspotenzials in wiedervernässten Mooren (D. Zak & J. Gelbrecht).....	87
7.3.1	Einleitung .....	87
7.3.2	Entwicklung eines P-Extraktionsverfahrens zur Abschätzung des P-Freisetzungspotenzials in wiedervernässten Mooren .....	88
7.3.3	Probenahme .....	91
7.3.4	Bestimmung von P-Fractionen in Torfen mit dem modifizierten P-Extraktionsverfahren .....	92
7.3.5	Abschätzung und Bewertung des P-Freisetzungspotenzials in Mooren .....	95
7.4	Mobilisierung von gewässer- und klimarelevanten Stoffen in der Anfangsphase der Moorwiedervernässung am Beispiel des Polders Zarnekow (D. Zak, J. Augustin & J. Gelbrecht) .....	97
7.4.1	Hintergrund .....	97
7.4.2	Wiedervernässungsexperiment mit unterschiedlich zersetzten Torfen (Polder Zarnekow) .....	98
7.4.3	Langzeituntersuchungen zur Stoffmobilisierung nach der Moorwiedervernässung (Labor- und Feldstudien) .....	101
7.4.4	Zusammenfassende Bewertung und Schlussfolgerungen für die Wiedervernässungspraxis von Mooren .....	105
7.5	Niedermoore als Sulfatsenken – Konsequenzen für die interne P-Mobilisierung und den P-Austrag in angrenzende Gewässer (D. Zak, H.-J. Exner, T. Rossoll, C. Wagner & J. Gelbrecht) .....	106
7.5.1	Hintergrund .....	106
7.5.2	Experimentelles .....	109
7.5.3	Sulfatrückhalt und sulfatinduzierte Phosphorfreisetzung .....	110
7.5.4	Schlussfolgerungen für die Moorwiedervernässung .....	113
7.6	Mikrobielle Hemmstoffe (Polyphenole) in Torfen wachsender und wiedervernässter Niedermoore (C. Roth, A. Krüger, D. Zak & J. Gelbrecht) .....	114
7.6.1	Einleitung .....	114
7.6.2	Klassifizierung von Polyphenolen und ihre Bestimmung in Torfen .....	115
7.6.3	Experimentelles .....	118
7.6.4	Ergebnisse und Diskussion der Bestimmung des Gesamtgehaltes von Polyphenolen und kondensierten Tanninen in Torfen .....	121
7.6.5	Exemplarischer Nachweis der mikrobiell hemmenden Wirkung isolierter Polyphenole .....	124
7.6.6	Zusammenfassende Bewertung der Ergebnisse .....	127
7.7	Vorhersagen zur P-Mobilisierung in wiedervernässten Niedermooren und zum P-Aus- tragsrisiko in angrenzende Gewässer (D. Zak, J. Augustin, C. Wagner & J. Gelbrecht) .....	129
7.7.1	Einleitung .....	129
7.7.2	Bestimmung von Stofffreisetzungsraten in intakten Torfkernen .....	130
7.7.3	Steuergrößen der moorinternen P-Mobilisierung und des P-Austrages .....	135
7.7.4	Schlussfolgerungen .....	141
<b>8</b>	<b>Vegetationsentwicklung sowie Kohlenstoff- und Nährstoffspeicherung in der pflanzlichen Biomasse wiedervernässter Niedermoore .....</b>	<b>142</b>
8.1	Satellitenbildgestützte Vegetationsklassifizierung unter besonderer Berücksichtigung dominanter Pflanzenarten (P. Steffenhagen, A. Frick, T. Timmermann & S. Zerbe) .....	143
8.2	Biomasseproduktion sowie Kohlenstoff- und Nährstoffspeicherung durch Sumpfpflanzen (Helophyten) und Wasserpflanzen (Hydrophyten) (P. Steffenhagen, T. Timmermann, K. Schulz & S. Zerbe) .....	145
8.2.1	Hintergrund .....	145
8.2.2	Biomasseproduktion der Sumpfpflanzen (Helophyten) .....	145
8.2.3	Kohlenstoff- und Nährstoffspeicherung durch Helophyten .....	147
8.2.4	Biomasseproduktion Wasserpflanzen (Hydrophyten) .....	149
8.2.5	Kohlenstoff- und Nährstoffspeicherung durch Hydrophyten .....	150
8.2.6	Ökologische Bewertung der P- und C-Speicherung durch Wasserpflanzen (Hydrophyten) und Sumpfpflanzen (Helophyten) auf wiedervernässten, überstauten Mooren (P. Steffenhagen, D. Zak & J. Gelbrecht) .....	151
8.3	Satellitenbildgestützte Bewertung der Stoffspeicherung (P. Steffenhagen, A. Frick, T. Timmermann & S. Zerbe) .....	155
	<b>Danksagung .....</b>	<b>161</b>
	<b>Literatur .....</b>	<b>162</b>
	<b>Anschrift der Autoren .....</b>	<b>175</b>
	<b>Abkürzungs- und Sachwortverzeichnis .....</b>	<b>176</b>
	<b>Anhang .....</b>	<b>179</b>

# 1 Einleitung und Aufgabenstellung

*J. Gelbrecht, U. Lenschow, J. Augustin & S. Zerbe*

Im Jahr 2000 wurde durch den Landtag und die Landesregierung Mecklenburg-Vorpommern ein Moorschutzkonzept für dieses moorreiche Bundesland mit einer Laufzeit bis zum Jahr 2020 beschlossen. Darin wurden ökologische Zielstellungen zum Boden-, Klima-, Gewässer- und Naturschutz, aber auch ökonomische und soziale Zielstellungen (geordneter Rückzug aus unrentablen Standorten) formuliert. Mit Hilfe des durch die Europäische Union ko-finanzierten Förderprogramms „Maßnahmen zum Schutz und zur Entwicklung von Mooren“ wurde die Renaturierung ökologisch wichtiger und ökonomisch problematischer Moore vorangetrieben. Insgesamt wurden im Zeitraum 2000-2006 42 Umsetzungsprojekte mit einer Fläche von 8.716 ha bewilligt und inzwischen zum größten Teil auch umgesetzt. Schlüssel für die erfolgreiche Umsetzung der Projekte war die konsequente Anwendung des Prinzips der Freiwilligkeit und der Einbindung aller Betroffenen.

Die praktische Umsetzung des Moorschutzkonzeptes erfolgte schwerpunktmäßig im Peenetal und Unteren Trebeltal und führte zur Wiedervernässung von vor allem Flussaltmooren. Seit 2003 laufen auf der Basis von Forschungsverträgen zwischen dem Land Mecklenburg-Vorpommern und dem Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) sowie dem Leibniz-Zentrum für Agrar- und Landschaftsforschung Müncheberg (ZALF) Untersuchungen zur Wirkung der Wiedervernässung auf den Stoffhaushalt der Moore. Sie konzentrieren sich vor allem auf die Bilanz von klimarelevanten Spurengasen und den Einfluss auf die Phosphordynamik im Hinblick auf angrenzende Gewässer. Sie werden seit 2007 durch Forschungen des Institutes für

Botanik und Landschaftsökologie der Universität Greifswald zur Vegetationsentwicklung und zum Einfluss der Vegetation auf die Stoffdynamik ergänzt.

Inhaltlich wurden in den drei Projekten in enger Kooperation der ausführenden Einrichtungen IGB, ZALF und Universität Greifswald folgende wissenschaftliche Zielstellungen verfolgt:

**(a) Projekt „Phosphorfreisetzung aus wiedervernässten Mooren im Peenetal“ (IGB):**

- Beschreibung der räumlichen und zeitlichen Variabilität der Phosphordynamik sowie weiterer Wasserinhaltsstoffe (z.B. Ammonium, Sulfat, Eisen, gelöster organischer Kohlenstoff) im Porenwasser wiedervernässter Niedermoore des Peenetales und weiterer Referenzgebiete,
- Risikobewertung des P-Austrages aus wiedervernässten Niedermooren des Peenetales in angrenzende Gewässer (vor allem Peene),
- Prognose des P-Freisetzungspotenzials in wiederzuvernässten Mooren und Bewertung des P-Austragsrisikos,
- Klärung der Ursachen erhöhter P-Freisetzungen in wiedervernässten Mooren.

**(b) Projekt „C-Umsetzungsdynamik und Emission klimarelevanter Spurengase rücküberstauter Moore des Peenetales“ (ZALF)**

- Ermittlung des Einflusses der Überstauung von Niedermooren auf die Dynamik der C-Umsetzungsprozesse, die Emission klimarelevanter Spurengase und die resultierende Klimawirkung,

- Ableitung verallgemeinerungsfähiger und belastbarer Aussagen zur langfristigen Auswirkung der Wiedervernässung von Niedermooren auf die (Netto-)Emission klimarelevanter Spurengase (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O und CH<sub>4</sub>) und die resultierende Klimawirkung,
- Erarbeiten von Empfehlungen zur schnellen Wiederherstellung der ursprünglichen C-Senkenfunktion und zur Minimierung der Emission von Treibhausgasen.

**(c) Projekt „Stoffumsatz in wiedervernässten Moorökosystemen“ (Universität Greifswald)**

- Erfassung der Vegetationsentwicklung der im Rahmen des Moorschutzprogramms wiedervernässten Moore unter besonderer Berücksichtigung dominanter Arten (Schilf, Rohrkolben, Rohrglanzgras, Wasserschwaden, Großseggen, untergetauchte Wasserpflanzen),
- Erfassung der Gesamtbiomasseproduktion der unterschiedlichen dominanten Pflanzenarten der wiedervernässten Moore und der pflanzenartenspezifischen Festlegung von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor,
- Prüfung der Möglichkeit von Flächenbilanzierungen der Stofffestlegung auf Landschaftsebene mittels Fernerkundungsdaten und vorhandener Kartierungen.

Eine weitere, praxisnahe Zielstellung aller Projekte war die Erarbeitung von Handlungsempfehlungen für die Wiedervernässung von Niedermooren unter dem Aspekt der Minimierung der Emission umweltbelastender Stoffe (klimarelevante Spurengase, gewässerrelevante Nährstoffe). Durch eine aktive Öffentlichkeitsarbeit (Publikation von Teilergebnissen, Vorträge auf regionalen, nationalen und internationalen

Veranstaltungen, Mitarbeit im Moorbeirat) sollte außerdem das Moorschutzkonzept von Mecklenburg-Vorpommern wirkungsvoll unterstützt werden. Mit der Bearbeitung der Projekte war gleichzeitig eine Förderung des wissenschaftlichen Nachwuchses verbunden.

Schwerpunktmäßig erfolgten die Untersuchungen durch alle Bearbeiter im Projektgebiet „Polder Zarnekow“ bei Demmin. Für die Erfassung der C-Dynamik wurden zwei kostenintensive, kontinuierlich arbeitende Messstationen installiert. Inhaltlich war es notwendig, sinnvoll und vor allem technisch umsetzbar, Detailfragen zur Phosphordynamik und zur Vegetationsentwicklung und ihres Einflusses auf die P- und C-Dynamik auch auf weitere Projektgebiete im Peenetal und im angrenzenden Trebeltal auszudehnen. Für die Erfassung des P-Haushaltes von Mooren, insbesondere in ungestörten Referenzgebieten, wurden zusätzlich Niedermoore im Peenetal, im Land Brandenburg und im Nordwesten Polens in die Untersuchungen einbezogen. Durch diese Vorgehensweise wurde es möglich, die im Hauptprojektgebiet Zarnekow gewonnenen Ergebnisse hinsichtlich ihrer Verallgemeinerbarkeit zu bewerten.

Die Ergebnisse werden inhaltlich vernetzt monographisch dargestellt und in folgende Abschnitte strukturiert:

- Stoffumsatzprozesse in Niedermooren (theoretische Grundlagen)
- Beschreibung der Untersuchungsgebiete
- Probenahmetechniken und analytische Methoden
- Ergebnisse zur Freisetzung von klimarelevanten Gasen aus Mooren
- Ergebnisse zur Phosphormobilisierung und zum Phosphorrückhalt in Mooren
- Vegetationsentwicklung und Einfluss der Vegetation auf den Stoffhaushalt wiedervernässter Moore



## 2 Moore – einstige Verbreitung und Verlust landschaftsökologischer Funktionen

D. Zak, J. Augustin & J. Gelbrecht

Für den Stoffhaushalt von Oberflächengewässern spielen Moore als natürliche Stoffsenken des Einzugsgebietes eine entscheidende Rolle (Mitsch & Gosselink 1993, Reddy et al. 1999, Succow & Koska 2001, Verhoeven et al. 2006). Zusätzlich erfüllen sie eine wichtige Funktion für den Wasserhaushalt der Landschaft und gehören aus Gründen des Bodenschutzes, aus Sicht des lokalen Klimas (=Mikroklima) sowie des globalen Klimas und des Schutzes der Biodiversität zu den erhaltenswerten Naturräumen (Gorham 1991, Mitsch & Gosselink 1993, Pfadenhauer & Klötzli 1996, Zeitz et al. 1997, Landgraf & Schultz-Sternberg 2001, Succow & Joosten 2001, Bedford & Godwin 2003).

Moore nehmen mit einer Fläche von ca.  $4,16 \times 10^6$  km<sup>2</sup> etwa 3 % des globalen Festlandes ein. Davon befinden sich 80 % in der gemäßigten kalten Klimazone der Nordhalbkugel, besonders in Russland, Kanada und den USA. Ein weiterer Schwerpunkt des Auftretens von Mooren liegt im tropischen Bereich Südostasiens (Joosten 2004).

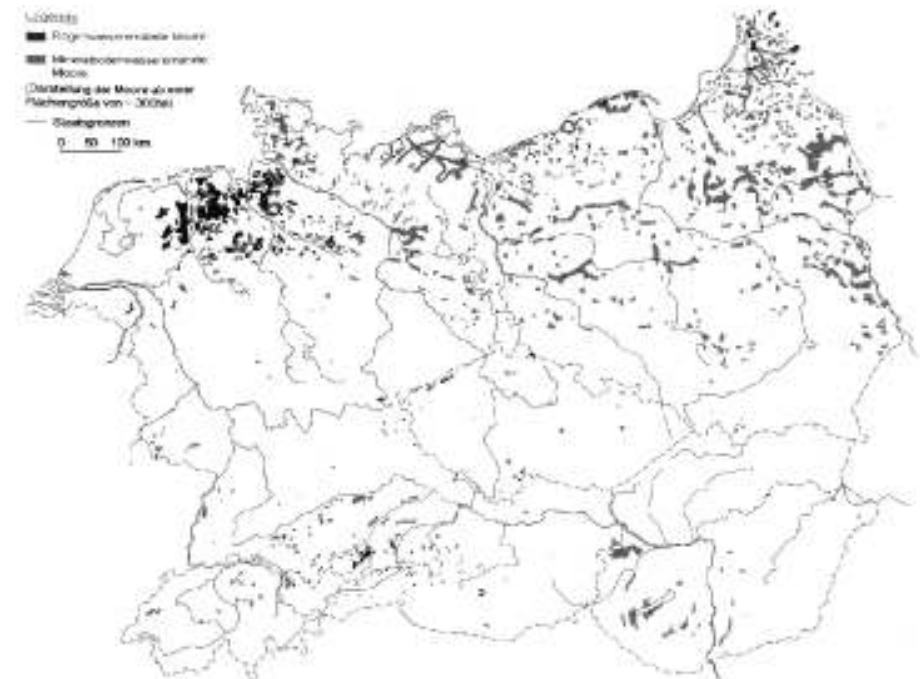
Im glazial geprägten nördlichen Mitteleuropa nahmen Moore ebenfalls flächenmäßig große Bereiche ein (Abb. 2.1). Einen besonders hohen Anteil wiesen sie in den Bundesländern Mecklenburg-Vorpommern mit ca. 13 %, Schleswig-Holstein mit ca. 11 %, Brandenburg mit ca. 10 % und Niedersachsen mit ca. 7 % der Landesoberfläche auf. Im Gegensatz zum nordwestlichen Deutschland und zu den Gebirgsregionen des mittleren und südlichen Deutschlands handelt es sich hier überwiegend um grundwassergespeiste Moore (= Niedermoore) (Jeschke et al. 2001). Sie treten in der Regel als gewässerbegleitende Moore auf und stellen

somit aus hydrologischer und stofflicher Sicht eine wichtige Schnittstelle zwischen den in der Gegenwart überwiegend landwirtschaftlich genutzten Flächen auf angrenzenden Mineralbodenstandorten und den Oberflächengewässern (Seen, Flüsse) dar. Im Zuge einer immer intensiveren Landnutzung durch den Menschen wurden in Europa während der letzten Jahrhunderte mehr als 50% der Moorfläche entwässert (Joosten & Clarke 2002). Im norddeutschen Tiefland sind davon sogar mehr als 95 % betroffen (Zeitz 1997, Joosten & Couwenberg 2001). Erste großflächige Entwässerungsmaßnahmen wurden bereits im 18. Jahrhundert durchgeführt. Bekannteste Beispiele aus der Region Brandenburg sind die Trockenlegung des Havelländischen Luches (1718-1725) unter Friedrich I. sowie des Oder-, Netze- und Wartebuches (1745-1786) unter Friedrich II. mit dem Ziel, „in Friedenszeiten eine Provinz zu erobern und somit die Bevölkerung vor der Auswanderung zu bewahren“ (Burghardt 2003). Anfangs handelte es sich zunächst um eine schwache Entwässerung mit einer aus heutiger Sicht extensiven landwirtschaftlichen Nutzung. Eine große Bedeutung hatte auch der Torfabbau zur Brennstoff- bzw. Energiegewinnung (Joosten & Couwenberg 2001). Im Zuge der Industrialisierung der Landwirtschaft Ende der 1960er Jahre wurden Moore großflächig und tiefgründig entwässert und intensiv landwirtschaftlich bewirtschaftet. Das führte zu den allgemein bekannten Prozessen der Torfmineralisierung, der Torfschrumpfung und -sackung (Pfadenhauer & Klötzli 1996, Stegmann & Zeitz 2001, Schlichting et al. 2002). Damit verbunden sank das Geländeneiveau häufig unter das der angrenzenden

Gewässer, was eine Polderung der Moorflächen und den Bau von Pumpwerken notwendig machte. Der finanzielle Aufwand für eine landwirtschaftliche Nutzung derartiger Flächen stieg damit beträchtlich (Hennecke 2001). Aus landschaftsökologischer Sicht bekannte negative Folgen sind der dramatische Rückgang von nahezu allen Pflanzen- und Tierarten, die in ihrem Vorkommen an Moore gebunden sind, und der Verlust der Fähigkeit der Moore, Wasser und Stoffe zu speichern (z.B. Succow 2001a). Darüber hinaus wandelten sich ihre ursprünglichen Funktionen als Stoffsenken bzw. „Nieren der Landschaft“ in eine Quelle für gewässerbeeinträchtigende und die Atmosphäre belastende Stoffe (Lenz et al. 1992, Behrendt et al. 1994, Augustin et al. 1998a, b, Byrne et al. 2004, Cannell et

al. 1999, Kalbitz et al. 1999, Blodau 2002, Waddington & McNeil 2002, Gelbrecht & Zak 2008, Limpens et al. 2008). So gehen aktuelle Schätzungen davon aus, dass die CO<sub>2</sub>-Freisetzung aus Mooren infolge der landwirtschaftlichen Nutzung 2,3 bis 4,5 % zur Gesamtemission von CO<sub>2</sub> in Deutschland beiträgt. Weiterhin ist das nahezu vollständige Verschwinden der Moore als natürliche Retentionsflächen ein wesentlicher Grund dafür, dass – trotz deutlicher Reduzierung von punktuellen Einträgen in die Gewässer –, zahlreiche Seen und Flüsse des nordostdeutschen Tieflandes nach wie vor übermäßig mit Nährstoffen belastet sind (Behrendt 1996, Behrendt & Bachor 1998, Behrendt et al. 1999, Lääne et al. 2002). Zur weiteren langfristigen Verbesserung der Gewässergüte sind daher

Abb. 2.1 Die Moore Mitteleuropas – einstige Verbreitung (aus Succow 1988).



neben der Senkung der diffusen Nährstoffausträge aus Agrarflächen (Abbau der P- und N-Überschüsse im Boden und Landnutzungsänderungen auf vor allem erosionsgefährdeten Flächen) Maßnahmen zur Wiederherstellung natürlicher Retentionsräume in der Landschaft notwendig. Durch ein derartiges Flächenmanagement ließen sich die ausgetragenen Nährstoffe noch „vor Ort“, d.h. vor Eintritt in die Oberflächengewässer, zurückzuhalten. Ein signifikanter Einfluss auf die Verbesserung der Wasserqualität der angrenzenden Oberflächengewässer wäre zu erwarten, wenn der Anteil naturnaher Moore etwa 2 % bis 7 % der Gesamteinzugsgebietsfläche beträgt (Verhoeven et al. 2006).

Aus Gründen des Klima- und Gewässerschutzes, des Wasserrückhaltes in der Landschaft und des Naturschutzes werden gegenwärtig international und national verstärkt Anstrengungen unternommen, Moore zu renaturieren, um ihre ursprüngliche landschaftsökologische Funktion wie-

derherzustellen (Mitsch & Gosselink 1993, Pfadenhauer & Klötzli 1996, Succow 2001b, Succow & Koska 2001, Lamers et al. 2002a, Lengsfeld et al. 2004, Verhoeven et al. 2006, Höper et al 2008). Allein in Mecklenburg-Vorpommern ist in den letzten zehn Jahren im Rahmen eines von der EU mitfinanzierten Moorschutzprogramms eine Fläche von knapp 10.000 Hektar wiedervernässt worden. Weitere ca. 27.000 ha sollen in den nächsten Jahren dazukommen. Ähnliche Renaturierungsprojekte laufen auch in anderen Bundesländern bzw. befinden sich in der Planung (siehe Tab. 2.1).

Bislang ist aber weitgehend unklar, in welchen Zeiträumen und mit welchen konkreten Managementmaßnahmen die zuvor genannten Klima-, Gewässer- und Naturschutzziele erreichbar sind. Eine schnelle Wiederherstellung der ursprünglichen landschaftsökologischen Funktion der Moore ist wegen der vielfach irreversiblen Störungen nicht zu erwarten.

	ursprüngliche Moorflächen insgesamt	geplante Renaturierung von Moorflächen (z.T. bereits umgesetzt)
Schleswig-Holstein	175.500 ha	32.000 ha
Mecklenburg-Vorpommern	290.000 ha	37.000 ha
Niedersachsen	330.000 ha	83.800 ha

**Tab. 2.1** Renaturierung von Mooren des norddeutschen Tieflandes im Rahmen von Moorschutzprogrammen (Daten aus dem Internet: <http://www.wagner-ugau.de/data/moore/management/programme/programme.html>).



### 3 Biogeochemische Prozesse in Niedermooren und deren Wirkung auf Gewässer und Klima

D. Zak, J. Augustin & J. Gelbrecht

Eine der besonderen Eigenschaften der Moore ist der hohe Wassergehalt der Torfe, der bezogen auf die Trockenmasse bis zu 98 % betragen kann. Für eine ausreichende Versorgung mit Wasser ist bei den grundwassergespeisten Niedermooren eine etwa drei bis sechsmal so große Einzugsgebietsfläche verglichen mit der Moorfläche Voraussetzung (Quast 1997). In diesen grundwasserernährten (minerotrophen) Mooren herrschen entsprechend der Zusammensetzung des einströmenden Grundwassers unterschiedliche Nährstoff- und Säure-Basen-Verhältnisse. Die chemische Zusammensetzung des Bodenwassers, im Folgenden Porenwasser genannt, ist einerseits Ausdruck des aus dem Einzugsgebiet einfließenden Grundwassers und andererseits das Ergebnis vielfältiger biogeochemischer Prozesse, die im Torfkörper stattfinden. Durch eine Entwässerung von Mooren kommt es zu starken Änderungen der moorinternen Prozesse. Der einsetzen- de verstärkte aerobe Torfabbau führt letztlich zum Verlust der Stoffspeicherfunktion der Moore. Diese wandeln sich dadurch schließlich in Ökosysteme um, die angrenzende Gewässer und die Atmosphäre mit Nährstoffen bzw. klimarelevanten Spurengasen belasten (Kap. 2). Für ein besseres Verständnis der vielfältigen biogeochemischen Stoffumsetzungsprozesse in wachsenden, entwässerten und wiedervernässten Mooren werden diese in den folgenden Abschnitten detaillierter beschrieben.

#### 3.1 Naturnahe Moore

Naturnahe Moore zeichnen sich durch eine ganzjährige Wassersättigung des Bodens mit anoxischen Bedingungen aus. Eine Ausnahme bildet der oberflächennahe Bereich, das sogenannte Akrotelm (= „Torfbildungshorizont“). Hier kann Sauerstoff durch oberflächliche Diffusion, bei lang anhaltender Trockenheit, infolge von Starkniederschlagsereignissen oder durch den Sauerstofftransport der Pflanzen in den Wurzelbereich (Brix 1997, Weiss et al. 2003) vorhanden sein. Aufgrund der insgesamt ungünstigen mikrobiellen Abbaubedingungen überwiegen in naturnahen Mooren die stoffspeichernden gegenüber den stofffreisetzenden Prozessen (= „positive Stoffbilanz“). Diese und weitere zum Stoffrückhalt beitragende Prozesse sind in den naturnahen Mooren gut bekannt und werden daher nur stichwortartig zusammengefasst:

- Aufnahme von atmosphärischem CO<sub>2</sub>, photosynthetische Umwandlung und Speicherung im pflanzlichen Gewebe (Wieder 2006, Reddy & DeLaune 2008),
- Aufnahme und Einbau der Nährstoffe N, P, K und S in die Biomasse der Pflanzen (Richardson 1985, Reddy et al. 1999),
- partieller biotischer/abiotischer Abbau des pflanzlichen Ausgangsmaterials durch Mineralisierungs- und Humifizierungsprozesse in der obersten, zumindest zeitweilig belüfteten Bodenzone in Abhängigkeit von unterschiedlichen Milieubedingungen wie z.B. Temperatur, pH und Redoxbedingungen sowie von der Abbaubarkeit der organischen

- Substanzen, wobei unter anderem die klimarelevanten Spurengase Kohlendioxid und unter anaeroben Bedingungen auch Methan gebildet werden (Verhoeven et al. 1990, Kiene 1991, Bridgham & Richardson 1992, Koerselman et al. 1993, Wright & Reddy 2001),
- Hemmung des enzymatischen mikrobiellen Abbaus organischer Substanzen in der ständig wassergesättigten und anoxischen Bodenzone durch phenolische Verbindungen, die beim Abbau der pflanzlichen Biomasse freigesetzt oder auch gebildet werden (Münster & De Haan 1998, Freeman et al. 2001),
- Abbau von Nitrat und Sulfat aus Niederschlägen und aus dem anströmenden Grundwasser durch mikrobielle Nitratreduktion unter Bildung von N<sub>2</sub> und dem klimarelevanten Spurengas Lachgas (N<sub>2</sub>O), Ammonifikation sowie Sulfatreduktion (Koerselman et al. 1989, Augustin et al. 1998 a, b, Lamers et al. 2002 a, b),
- Rückhalt von Anionen und besonders Kationen aus dem anströmenden Grundwasser und/oder Niederschlagswasser durch Sorptions-, Komplexierungs- und Ionenaustauschprozesse am Torfsubstrat, was zu einer internen Versauerung führen kann (Heikkinen et al. 1995, Beltman et al. 2000, Bridgham et al. 2001),
- Fällung von Eisensulfiden, Eisencarbonaten und Bildung von P-haltigen Mineralien wie z.B. Vivianit (Postma 1981, Steinmann & Shotyk 1997, Kaczorek & Sommer 2003),
- Aufkonzentrierung durch stärkere Verdunstung (Edom 2001).

Das aus Mooren in angrenzende Gewässer abfließende Wasser tritt meist aus Quellbereichen diffus an der Mooroberfläche aus (Abb. 3.1). Der resultierende Wechsel von anoxischen zu oxischen Bedingungen

stellt eine weitere wesentliche Steuergröße des Stoffrückhaltes in Mooren dar (Zak et al. 2004 a):

- Fällung von Fe(III)-Hydroxiden, ggf. durch CO<sub>2</sub>-Entgasung und pH-Anstieg auch Calcitbildung oder Ausfällung von Ca-P-Verbindungen,
- Sorption von P, gelöstem organischen Kohlenstoff und weiteren gelösten Stoffen an ausfallenden Fe(III)-Hydroxiden,
- die Ausfällung von Fe(III)-Hydroxiden kann in Ausnahmefällen jedoch durch die Bildung von stabilen Eisen-Huminstoff-Komplexen gehemmt sein.

In der Summe der oben genannten Prozesse kommt es zu einer dauerhaften Festlegung bzw. Akkumulation von Stoffen und damit verbunden zu einem Torfwachstum (=wachsende Moore). Die Torfakkumulationsraten liegen in Abhängigkeit des Einflusses klimatischer Bedingungen, der Wasserspeisung und der Vegetationsbedeckung im Bereich von ca. 10-200 g TM m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup> (Koppisch 2001). Die damit verbundene C-Speicherung in Mooren hat nicht nur regionale sondern auch globale Bedeutung. Allein in nördlichen Mooren sind insgesamt 300 bis 460 Gt C gespeichert, das entspricht 20-30 % des globalen C-Vorrates aller Böden und ca. 40 - 60 % des CO<sub>2</sub>-C der Atmosphäre. Darüber hinaus enthalten nördliche Moore auch 20 - 30 % des gesamten organischen Stickstoffs aller Böden. Wenn tropische und andere Moore mit einbezogen werden, dürfte der Anteil noch höher sein. Bedingt durch die anaeroben Verhältnisse tragen nördliche Moore gleichzeitig zu ca. 10 % der globalen Emission des Treibhausgases Methan bei (Martikainen 1996, Mitra et al. 2005). Solange die Moore noch weitgehend ungestört waren, resultierte daraus dennoch eine neutrale bzw. sogar „kühlende“ Klimawirkung der Moore (vgl. dazu auch die Abschnitte 5.4 und 6.), da der

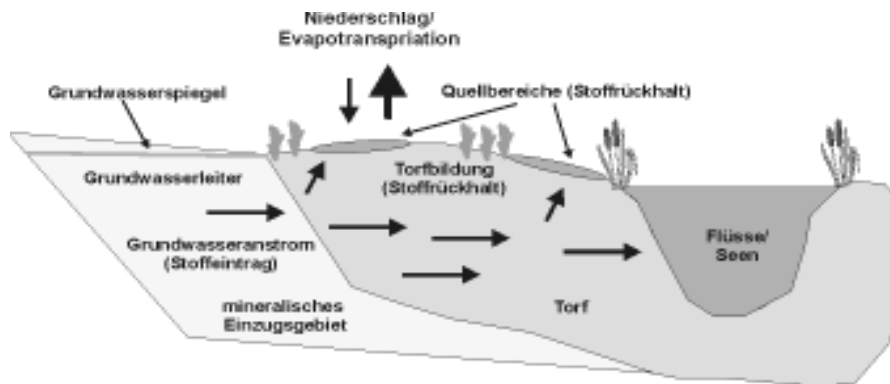


Abb. 3.1 Schematische Darstellung der Wasser- und Stoffflüsse in gewässerbegleitenden wachsenden Niedermooren.

negative Effekt der Methanemission durch den positiven Effekt der CO<sub>2</sub>-Festlegung im Torf mehr als aufgehoben wurde (Frolking & Roulet 2007).

Auch für die Phosphorspeicherung in Mooren werden in der Literatur sehr unterschiedliche Angaben gebracht. Nach Richardson & Marshall (1986) beträgt das jährliche Rückhaltevermögen zwischen 2 und 5 kg/ha unter natürlicher Eintragungssituation (1986). Unter Berücksichtigung unterschiedlicher Angaben zur Torfakkumulation und zum P-Gehalt der Torfe wurden für die Moore Mecklenburg-Vorpommerns und Brandenburgs deutlich niedrigere Raten der Phosphorspeicherung pro Jahr von 0,068 - 0,408 kg P/ha berechnet (Gelbrecht & Koppisch 2001). Große Schwankungsbereiche für den Stoffrückhalt in Mooren werden durch zahlreiche weitere Veröffentlichungen bestätigt (Armentano & Menges 1986, Mitsch & Gosselink 1993, Gorham 1995, Fisher & Acreman 2004, Reddy & DeLaune 2008).

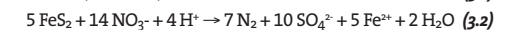
### 3.2 Entwässerte Moore

Durch die Entwässerung und Nutzung von Niedermooren wird in Anwesenheit von Sauerstoff die ursprüngliche Hemmung des Abbaus organischer Substanzen aufgehoben. Die Aktivierung von oxidierenden Enzymgruppen (Phenoloxidasen und Peroxidasen) führt zum Abbau von phenolischen Verbindungen und dadurch zur Aufhebung der zuvor beschriebenen Hemmung von hydrolytisch wirksamen Enzymen (z.B. β-Glucosidasen, Aminopeptidasen, Phosphatasen) (Freeman et al. 2001). Die damit verbundene Zunahme der Mineralisierungsprozesse resultiert in einer stark erhöhten Freisetzung der klimarelevanten Spurengase CO<sub>2</sub> und N<sub>2</sub>O, die CH<sub>4</sub>-Emission kommt gleichzeitig zum Erliegen (siehe Abb. 3.2). Als Konsequenz weisen entwässerte Moore anstelle der ursprünglich „kühlenden“ Klimawirkung eine häufig stark „heizende“ Klimawirkung auf (Augustin et al. 1998 a, b, Cannell et al. 1999, Kalbitz et al. 1999, Blodau 2002, Waddington & McNeil 2002, Byrne et al. 2004, Limpens et al. 2008). In Ländern mit hohen Anteilen entwässerter Moore, wie Deutschland, haben diese Standorte regionale/

nationale Relevanz als N<sub>2</sub>O- und als CO<sub>2</sub>-Quelle (Mosier et al. 1998, Augustin 2001). Eigene Schätzungen gehen davon aus, dass entwässerte Moore global bis zu 40 % an der anthropogenen CO<sub>2</sub>-Emission beteiligt sind. Für Mecklenburg-Vorpommern als stark landwirtschaftlich geprägtem Bundesland liegt der Anteil wahrscheinlich ebenfalls weit über 30 % (Augustin 2006, unveröffentlicht). Insgesamt tragen die Moore in Deutschland ca. 2,3 - 4,5 % zu der nationalen Treibhausgasbilanz bei (Byrne et al. 2004, Janssens et al. 2005).

Die Bedeutung entwässerter Moore für den anthropogen bedingten Anstieg der CO<sub>2</sub>-Konzentration in der Atmosphäre zeigte sich besonders drastisch am Beispiel der unkontrollierten Torffeuer in Südasien. Denn hier entsprach die als Folge der „Kultivierung“ von tropischen Moorwäldern für die Gewinnung von Palmöl innerhalb kurzer Zeit freigesetzte CO<sub>2</sub>-Menge etwa 13 bis 40 % dessen, was jährlich global bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe entsteht (Page et al. 2002). Zugleich resultieren aus diesen Vorgängen bei den Mooren erhebliche Stoffverluste. So gehen durch Entwässerungsmaßnahmen in den alten Bundesländern der BRD jährlich etwa 6 Mio. t Kohlenstoff als CO<sub>2</sub> und 0,1 bis 0,3 Mio. t Stickstoff als N<sub>2</sub>O und Nitrat verloren (Lenz et al. 1992). Schätzungen für die Bundesländer Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg ergaben eine jährliche Freisetzung von 2,5 Mio. t Kohlenstoff (CO<sub>2</sub>) und 3.125 t Stickstoff (N<sub>2</sub>O) (Augustin 2001). Durch den oxidativen Torfabbau wird neben Kohlenstoff und Stickstoff auch organisch gebundener Phosphor in leichter verfügbare bzw. mobilisierbare anorganische Formen überführt (Lenz et al. 1992, Behrendt et al. 1994, Olde Venterink et al. 2002, Schlichting et al. 2002, Litaor et al. 2004, Aldous et al. 2005, Zak et al. 2008). Anders als beim Kohlenstoff und Stickstoff, die zum großen Teil als gasförmige Substanzen ent-

weichen, wird Phosphor unter wasserungesättigten Bedingungen im Torf angereichert. In Anwesenheit von Luftsauerstoff in der entwässerten Torfschicht (siehe Abb. 3.2) werden außerdem die im anoxischen Milieu gebildeten Eisensulfide (s. Kap. 3.1) unter Bildung von Sulfat und Eisen(III)-Hydroxid/Oxidhydraten unter Freisetzung von Protonen oxidiert (Gleichung 3.1). Eine Eisensulfidoxidation kann auch in der darunterliegenden wassergesättigten Zone auftreten, wenn es zur Verlagerung von Nitrat aus der darüberliegenden Torfschicht oder durch Nitratreintrag aus dem anströmenden Grundwasser kommt (z.B. Hoffmann et al. 1998) (Gleichungen 3.2, 3.3). Eisen(III)-Hydroxid/Oxidhydrate sorbieren sehr gut den aus dem Torfabbau freigesetzten Phosphor. Die freien Protonen führen zur Kalkauflösung oder in schlecht gepufferten Systemen zur Versauerung (Driescher & Gelbrecht 1993, Lamers et al. 1998, Vött 2000, Gelbrecht & Koppisch 2001, Van Dijk et al. 2004).



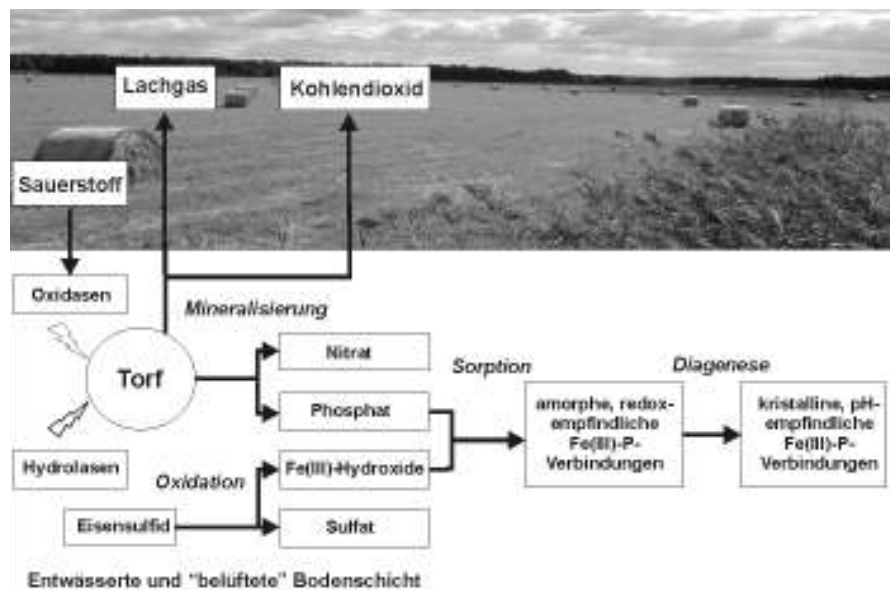
Die durch Entwässerung und landwirtschaftliche Nutzung hervorgerufene Degradierung der Niedermoore lässt sich u.a. am hohen Zersetzungsgrad der Torfe in den oberen Bodenschichten erkennen. Bei langjähriger Trockenlegung und intensiver Nutzung kommt es bis zu einer Vermulmung der oberen Torfschicht (Zeit 2003). Eine Ansprache der torfbildenden Vegetation anhand von Pflanzenresten und Strukturen ist unter diesen Umständen nicht mehr möglich. Oftmals tritt in Abhängigkeit der Tiefe und der Dauer der Entwässerung ein ausgeprägtes Vertikalprofil von oberen stark zersetzten Torfen, darunterliegenden mittel zersetzten und anschließenden schwach zersetzten Torfen

auf (Stegmann & Zeitz 2001, Schlichting et al. 2002, Schindler et al. 2003, Zak & Gelbrecht 2007).

Weiterhin kommt es durch die Zunahme der Mineralisierungsprozesse zu einem stetigen Torfverlust und damit einhergehend zu Schrumpfungs- und Sackungsprozessen (Renger et al. 2002). Die Abnahme der Moormächtigkeit in entwässerten Niedermooren wird mit etwa  $1 - 2 \text{ cm a}^{-1}$  angegeben (Lenz et al. 1992, Lorenz et al. 1992). Die torfabbauenden Prozesse führen außerdem zu einer deutlichen Absenkung der Wasserleitfähigkeit und zur Ausbildung von hydrophoben Bedingungen in den oberen stark zersetzten Torfen (Schwärzel et al. 2002, Schindler et al. 2003, Zeitz 2003). Durch die Veränderungen der chemischen und physikalischen Bodeneigenschaften

in der oberen Bodenschicht haben entwässerte Moore ihr Quell- und Oszillationsvermögen verloren und zeigen oft eine ausgeprägte kleinräumige Reliefbildung (Lorenz et al. 1992, Stegmann & Zeitz 2001, Zeitz 1995). Sie sind somit kaum noch in der Lage, überschüssiges Wasser im Torfkörper aufzunehmen und saisonale Wasserdefizite auszugleichen (= Verlust der „Schwammfunktion“). In der Folge neigen entwässerte Moore nach Starkniederschlagsereignissen oder Überschwemmungen zur Wechselnässe bzw. anhaltender Staunässe. Eine landwirtschaftliche Nutzung solcher Flächen unterliegt erheblichen Einschränkungen. Im Zuge langjähriger Entwässerung wandeln sich landwirtschaftlich genutzte Niedermoorflächen von ertragsreichen Standorten in sogenannte Grenzertragsflächen.

Abb. 3.2 Schematische Darstellung biogeochemischer Prozesse im „belüfteten Torfkörper“ nach Grundwasserabsenkung zur landwirtschaftlichen Nutzung. Diese Prozesse resultieren in einer Umwandlung von organisch gebundenen P in anorganische P-Bindungsformen.



Neben den irreversiblen chemischen und physikalischen Veränderungen und der erhöhten Freisetzung klimarelevanter Gase führt die Moorentwässerung gleichzeitig zu einer erhöhten Belastung des Grundwassers und der angrenzenden Oberflächengewässer mit Nitrat, Sulfat, gelöstem organischen Kohlenstoff und Phosphat (Lenz et al. 1992, Driescher & Gelbrecht 1993, Behrendt et al. 1994, Olde Venterink et al. 2002, Lamers et al. 2002 a, Van Dijk et al. 2004, Worrall & Burt 2005). Ausschlaggebend sind hierbei nicht nur die oben erwähnte Zunahme der moorinternen Mineralisierungsprozesse, sondern auch die Tatsache, dass Wasser aus den oftmals intensiv landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten ohne Passage des „natürlichen Moorfilters“ über Vorfluter und Entwässerungsgräben direkt in die Oberflächengewässer gelangt.

### 3.3 Wiedervernässte Moore

Mit zunehmender Sorge über Klimawärmung, Wassermangel, Gewässerutrophierung und Artenverlust gibt es eine Rückbesinnung auf die landschaftsökologischen Funktionen der Moore. Sie werden unter Schutz gestellt und im großen Maßstab wiedervernässt. An dieser Stelle wird ausdrücklich darauf hingewiesen, dass die Autoren in allen folgenden Textabschnitten wiedervernässte Moore als Moore definieren, die wieder dauerhaft einen wassergesättigten Torfkörper aufweisen. Nur unter dieser Voraussetzung lässt sich der unter oxidischen Bedingungen fortschreitende Torfverlust stoppen, wodurch langfristig die Grundlage für ein erneutes Torfwachstum geschaffen wird (Lenz et al. 1992, Pfadenhauer & Klötzli 1996, Landgraf & Schultz-Sternberg 2001, Aldous et al. 2005). Eine Fortsetzung der landwirtschaftlichen Nutzung solcher Flächen ist unter diesen Bedingungen nicht mehr möglich. Der im Kap.

3.2 beschriebene Torfverlust sowie Schrumpfungs- und Sackungsprozesse haben dazu geführt, dass diese Flächen oftmals unter dem Niveau der angrenzenden Gewässer liegen. Für die Wiedervernäsungspraxis bedeutet dies, dass sich wiedervernässte Flächen vielfach als Flachwasserseen mit einer durchschnittlichen Tiefe von meist  $< 1 \text{ m}$  etablieren (z.B. Landgraf 1998, Graham et al. 2005, Timmermann et al. 2006). Größere Flächen derartig wiedervernässter Moore befinden sich in Nordostdeutschland in der Nuthe-Nieplitz-Niederung südlich Berlins (Landgraf 1998) und im Oberspreewald (Land Brandenburg), in der Trebel- und Peeneniederung in Mecklenburg-Vorpommern (Zak et al. 2004 b, Timmermann et al. 2006) und in der Pohnsdorfer Niederung in Schleswig-Holstein (Kieckbusch & Wiebe 2004).

Im Porenwasser der wiedervernässten Moore wurden im Vergleich zu naturnahen Niedermooren ungewöhnlich hohe Konzentrationen an gelöstem anorganischen Phosphor ( $> 12 \text{ mg/L}$ ), DOC ( $> 100 \text{ mg/L}$ ) sowie an Ammonium ( $> 10 \text{ mg/L}$ ) nachgewiesen (Zak & Gelbrecht 2001, Gelbrecht et al. 2003, Zak et al. 2004 a, b). Auch andere Autoren beobachteten erhöhte Nährstoffkonzentrationen im Moorporenwasser oder im angrenzenden Grundwasser wiedervernässter Moore (Kalbitz et al. 1999, Kalbitz & Geyer 2002, Lamers et al. 2002 b, Landgraf 1998, Velty et al. 2004).

Die hohen Stoffkonzentrationen im Porenwasser der wiedervernässten Moore sind ein Hinweis auf erhöhte Stoffumsatz- und Freisetzungsprozesse im Vergleich zu naturnahen Mooren, in denen die Konzentrationen erheblich niedriger liegen. In der Literatur werden unterschiedliche Prozesse genannt, die für die hohe Stofffreisetzung in Betracht gezogen werden müssen:

- Freisetzung von an Feststoffoberflächen labil gebundenen Stoffen, die bei der Mineralisierung von organischen

- Substanzen während der Moorentwässerung gebildet wurden (Qiu & McComb 1994, Olila et al. 1997, Turner & Haygarth 2001, Olde Venterink et al. 2002),
- mikrobiell katalysierte Redoxprozesse in Abhängigkeit von der Verfügbarkeit von reduzierbaren und oxidierbaren Substanzen (siehe Tab. 3.1) (Lamers et al. 2002 b, Lucassen et al. 2004, Aldous et al. 2005, Shenker et al. 2005),
  - abiotische Redoxprozesse, z.B. Reduktion von Fe(III)-Hydroxiden durch Schwefelwasserstoff (Lamers et al. 2002 b, Lucassen et al. 2004) oder durch phenolische Substanzen (Deiana et al. 1995, Pracht et al. 2001),
  - Auflösung von pH-empfindlichen kristallinen Metall-P-Verbindungen aufgrund von Versauerung in kalkarmen Mooren (Van Dijk et al. 2004),
  - fortschreitender mikrobieller Abbau organischer Substanzen durch Hydrolyse und Fermentation unter anaeroben Bedingungen (Robinson et al. 1998, Turner et al. 2003).

Wiederholt wurde die Vermutung geäußert, dass die hohen P-Konzentrationen im Porenwasser wiedervernässter Moore zu einer zusätzlichen Belastung angrenzender Oberflächengewässer führen (Meißner et al. 1996, Leinweber & Schlichting 2003, Tiemeyer et al. 2005). Am Beispiel von zwei wiedervernässten Mooren in Brandenburg konnte bereits nachgewiesen werden, dass Fe(III)-Hydroxid/Oxidhydratfällungen beim Austritt des anoxischen Porenwassers an der Mooroberfläche (anoxische/oxische Redoxgrenzfläche) zu einem sehr effektiven P-Rückhalt auch bei sehr hohen Ausgangskonzentrationen führen können (Zak et al. 2004 a). Ist im anoxischen Porenwasser das molare Fe/P-Verhältnis  $> 3$ , sinkt durch die Reaktionen an der Redoxgrenze die P-Konzentration auf unter  $0,03 \text{ mg/L}$ . Unter diesen geochemischen Bedingungen ist in der Regel keine Belastung für angrenzende Oberflächengewässer zu erwarten. Bei ungünstigen Fe/P-Verhältnissen  $< 3$  ist dagegen der P-Rückhalt wesentlich schlechter und es stellen sich P-Konzentrationen ein, die um ein Vielfaches oberhalb von  $0,03 \text{ mg/L}$  liegen können.

Tab. 3.1 Sequenz der Redoxreaktionen (Gleichungen 3.4 bis 3.11, aus Sigg & Stumm 1996).

Sauerstoffverbrauch			
$\frac{1}{4} \{ \text{CH}_2\text{O} \} + \frac{1}{4} \text{O}_2$	=	$\frac{1}{4} \text{CO}_2 + \frac{1}{4} \text{H}_2\text{O}$	(3.4)
Denitrifikation			
$\frac{1}{4} \{ \text{CH}_2\text{O} \} + \frac{1}{5} \text{NO}_3^- + \frac{1}{5} \text{H}^+$	=	$\frac{1}{4} \text{CO}_2 + \frac{1}{10} \text{N}_2 + \frac{1}{2} \text{H}_2\text{O}$	(3.5)
Nitrat-Reduktion			
$\frac{1}{4} \{ \text{CH}_2\text{O} \} + \frac{1}{8} \text{NO}_3^- + \frac{1}{4} \text{H}^+$	=	$\frac{1}{4} \text{CO}_2 + \frac{1}{8} \text{NH}_4^+ + \frac{1}{8} \text{H}_2\text{O}$	(3.6)
Bildung von löslichem Mangan durch Reduktion von Manganoxiden			
$\frac{1}{4} \{ \text{CH}_2\text{O} \} + \frac{1}{2} \text{MnO}_2(\text{s}) + \text{H}^+$	=	$\frac{1}{4} \text{CO}_2 + \frac{1}{2} \text{Mn}^{2+} + \frac{1}{8} \text{H}_2\text{O}$	(3.7)
Fermentationsreaktionen			
$\frac{3}{4} \{ \text{CH}_2\text{O} \} + \frac{1}{4} \text{H}_2\text{O}$	=	$\frac{1}{4} \text{CO}_2 + \frac{1}{2} \text{CH}_3\text{OH}$	(3.8)
Bildung von löslichem Eisen durch Reduktion von Eisen (III)-hydroxiden			
$\frac{1}{4} \{ \text{CH}_2\text{O} \} + \text{FeOOH}(\text{s}) + 2\text{H}^+$	=	$\frac{1}{4} \text{CO}_2 + \frac{1}{4} \text{H}_2\text{O} + \text{Fe}^{2+}$	(3.9)
Sulfat-Reduktion, Bildung von Schwefelwasserstoff			
$\frac{1}{4} \{ \text{CH}_2\text{O} \} + \frac{1}{8} \text{SO}_4^{2-} + \frac{1}{8} \text{H}^+$	=	$\frac{1}{8} \text{HS}^- + \frac{1}{4} \text{CO}_2 + \frac{1}{4} \text{H}_2\text{O}$	(3.10)
Methanbildung			
$\frac{1}{4} \{ \text{CH}_2\text{O} \}$	=	$\frac{1}{8} \text{CH}_4 + \frac{1}{8} \text{CO}_2$	(3.11)

Trotz der in den letzten Jahren zunehmenden Zahl an Studien über wiedervernässte Moore bestehen zu den Ursachen der hohen Stoffkonzentrationen in wiedervernässten Mooren weiterhin erhebliche Kenntnislücken. Zu Beginn des Projektes gab es keine Grundlagen, die Höhe der Stofffreisetzung nach der Wiedervernässung von Mooren abzuschätzen. Weiterhin war es nicht möglich, Aussagen über die Dauer bzw. die zeitliche Entwicklung erhöhter Stoffkonzentrationen im Porenwasser der wiedervernässten Moore zu treffen.

Desgleichen war und ist auch das Wissen zum Einfluss der Wiedervernässung auf die Emission von Treibhausgasen und die Klimawirkung sehr lückenhaft und widersprüchlich. Vorrangig wurden diesbezüglich entwässerte und/oder abgetorfte Hochmoore untersucht. Für ursprünglich landwirtschaftlich genutzte Niedermoore lagen überhaupt noch keine Erkenntnisse vor. Es gibt jedoch erste Hinweise, dass sich die Klimawirkung nach Wiedervernässung infolge des plötzlichen Auftretens sehr hoher  $\text{CH}_4$ -Emissionen – zumindest zeitweilig – sogar noch weiter verschlechtern könnte (Tuittila et al. 1999, 2000, Yli-Petäys et al. 2007, Waddington 2007, Bortoluzzi et al. 2008, Höper et al. 2008).

Angesichts dessen bestand dringender Bedarf zur Klärung der bei wiedervernässten Niedermooren tatsächlich ablaufenden Prozesse. Einerseits sollte herausgefunden werden, ob, in welchem Umfang und wann die erwarteten positiven Effekte im Sinne eines erneuten Torfwachstums eintreten. Andererseits sollten Managementmöglichkeiten zur Minimierung von Problemen in der Anfangsphase der Wiedervernässung aufgezeigt werden. Problematisch ist vor allem die mögliche verstärkte Freisetzung von gewässerbelastenden Phosphaten und des Treibhausgases Methan.

Dies war nur durch einen integrativen Forschungsansatz zu erreichen, der bodenkundliche, mikrobiologische, biogeochemische und botanische Studien unter Modell- und unter realen Bedingungen umfasste. Nur auf diesem Wege dürfte es zukünftig möglich sein, die Leistung wiedervernässter Moore für den Stoffrückhalt in der Landschaft langfristig abzuschätzen und zu optimieren (Gelbrecht & Zak 2004).



## 4 Untersuchungsgebiete im Peene- und Trebeltal sowie Referenzgebiete in Brandenburg und Nordwest-Polen

### 4.1 Lage und Kurzcharakterisierung der Untersuchungsgebiete

J. Gelbrecht, T. Rossoll & D. Zak

Alle Untersuchungsgebiete in Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Nordwest-Polen liegen in den Jungmoränenlandschaften des nördlichen Mitteleuropa, die durch die letzte Vereisung (Weichseleiszeit) geprägt wurden, siehe auch Abb. 4.1.1. Hauptuntersuchungsgebiete waren der Polder Zarnekow im Peenetal (Farbtafel 1 und 2 Abb. 4.1.2 bis Abb. 4.1.5) sowie weitere wiedervernässte (renaturierte) Moore im Peene- und unteren Trebeltal und als Referenzgebiet Gützkow Südwest (Peenetal) (Farbtafel 3 Abb. 4.1.6 bis Farbtafel 5 Abb. 4.1.10). All diese Moore sind typische Durchströmungsmoore (Joosten & Succow 2001). Weitere Details zu ihrer Entstehung, Nutzungsgeschichte und Vegetationsentwicklung sind im Kap. 4.2 zusammengestellt. Zusätzliche Referenzgebiete im Norden und Osten Brandenburgs sowie in Nordwest-Polen (Abb. 4.1.1) sind überwiegend dem hydrogenetischen Moortyp der Verlandungsmoore (Skabyer Bruch, Polder Stangenhagen, Töpchin, Löcknitztal, Moor am Triebsee, Dollgengrund, Rzecin) bzw. den Kesselmooren (Gr. Fuchskuhle, Luchsee, Moor bei Kablow-Ziegelei, Zolwia Błoc, Rosicka, Mzar) zuzuordnen (Joosten & Succow 2001), siehe auch Farbtafel 5 Abb. 4.1.11 und Farbtafel 6 Abb. 4.1.12).

Eine Kurzcharakterisierung der kleinräumigen Untersuchungsflächen hinsichtlich Torfart und Grad der Torfzersetzung sowie zur chemischen Zusammensetzung der Torfe für den Bodenhorizont 0-60 cm (Eindringtiefe der Dialysesammler, siehe Kap. 5.1) auf den untersuchten Mooren erfolgt in den Tabellen 4.1.1 bis 4.1.6. Außerdem werden geographische Koordinaten, das im Untersuchungszeitraum vorherrschende Wasserregime sowie die dominierenden Pflanzenarten bzw. Pflanzengesellschaften aufgeführt.

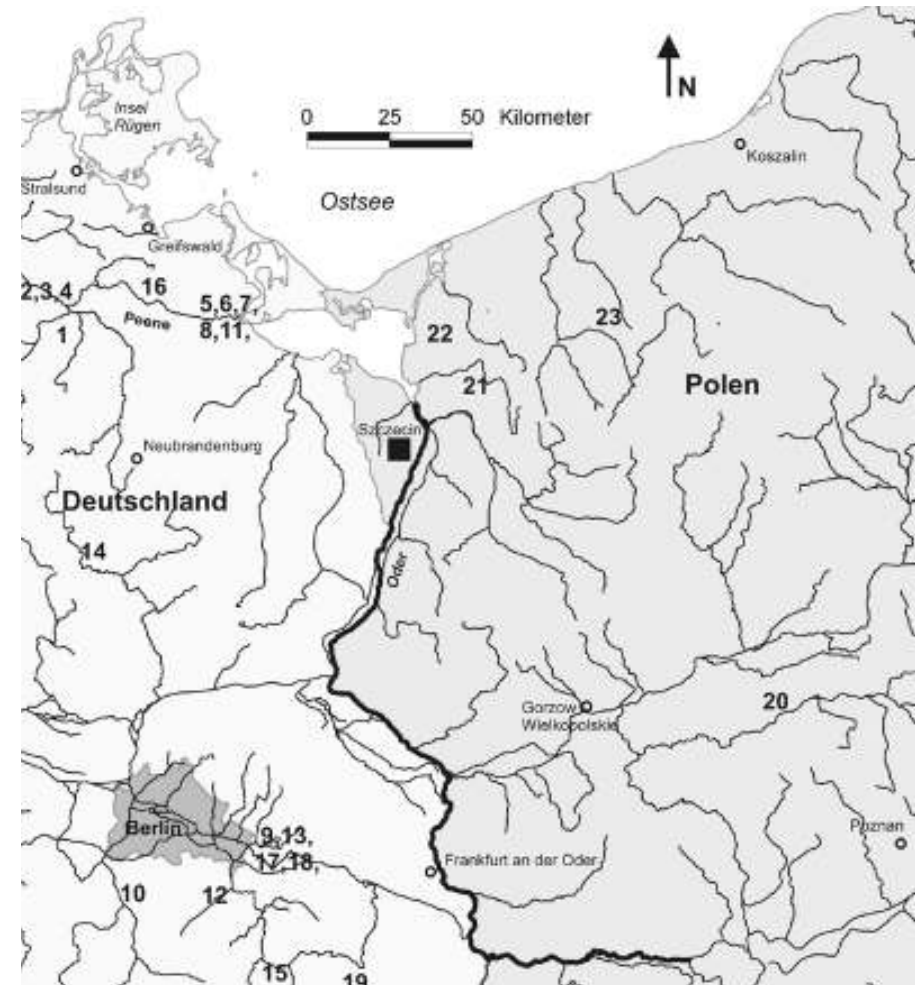


Abb. 4.1.1 Lage der Untersuchungsgebiete im nordostdeutschen Tiefland und in Nordwest-Polen. Die Zahlen entsprechen der Nummerierung der untersuchten Moore in Tab. 4.1.1, 4.1.3 und 4.1.5.

**Tab. 4.1.1** Kurzcharakterisierung der Untersuchungsflächen auf wiedervernässten, stark degradierten Niedermooren in Mecklenburg-Vorpommern (Peene- und Trebeltal) und in Brandenburg (Stangenhagen, Skabyer Bruch), siehe auch Abb. 4.1.1

Nr.	Name und Abkürzung (Region); Lage	Untersuchungszeitraum	Torfansprachen <sup>3)</sup>	Wasserregime und dominierende Pflanzen auf den Untersuchungsflächen
1	Zarnekow =ZAR (MV) N53°52.5' E12°53.3'	2004-2008 <sup>1)</sup> 2004-2006 <sup>2)</sup> 2004,	0-30 cm: stark zersetzter, amorpher Torf; 30-60 cm: mittel zersetzte Seggentorfe	Wiedervernässt seit Ende 2004, dauerhaft überstaut (30-80 cm); Ausbildung dichter Bestände von Hornkraut ( <i>Ceratophyllum demersum</i> )
2	Beestland =BEE (MV) N53°57.0' E12°55.3'	2007-2008 <sup>1)</sup> 2004-2005, 2007 <sup>2)</sup>	0-10 cm: stark zersetzter, amorpher Torf; 10-60 cm: mittel zersetzte Seggentorfe	Wiedervernässt seit Ende 2003, überstaut; seit 2005 offene Wasserflächen mit Hornkraut ( <i>Ceratophyllum spec.</i> ) sowie Rohrkolben ( <i>Typha latifolia</i> )
3	Wendewiesen-Nord =WWN (MV) N53°56.0' E12°57.7'	2004, 2006-2008 <sup>1)</sup> 2004-2005, 2007 <sup>2)</sup>	0-10 cm: stark zersetzter, amorpher Torf; 10-60 cm: mittel zersetzte Seggentorfe	Wiedervernässt seit 2002; wassergesättigt, zeitweise bis 30 cm überstaut; Großseggen ( <i>Carex spp.</i> )
4	Wendewiesen-Süd =WWS (MV) N53°55.5' E12°58.8'	2004, 2006-2008 <sup>1)</sup> 2004, 2007 <sup>2)</sup>	0-20 cm: stark zersetzter, amorpher Torf; 20-55 cm: mittel zersetzte Seggentorfe; 55-60 cm: schwach zersetzte Seggen- und Schilftorfe	Wiedervernässt seit 2002; überstaut; anfangs Wasserschwaden ( <i>Glyceria spec.</i> ), ab etwa 2005 offene Wasserfläche mit Hornkraut ( <i>Ceratophyllum spec.</i> )
5	Menzlin =MEN (MV) N53°51.8' E13°38.0'	2003-2004, 2006-2008 <sup>1)</sup> 2005-2007 <sup>2)</sup>	0-10 cm: stark zersetzter, amorpher Torf; 10-30 cm: mittel zersetzte Schilf- und Seggentorfe; 30-60 cm: schwach zersetzte Schilf- und Seggentorfe	Wiedervernässt seit 2001; überstaut; anfangs offene Wasserflächen mit fädigen Grünalgen ( <i>Chlorophyta</i> ), Tausendblatt ( <i>Myriophyllum spec.</i> ) und Wasserlinsen ( <i>Lemna spp.</i> ), zunehmend Rohrkolben ( <i>T. latifolia</i> ) – seit etwa 2006 dominierend
6	Jargelin-Rand =JAR (MV) N53°52.1' E13°39.8'	2003-2004, 2006-2008 <sup>1)</sup> 2005-2006 <sup>2)</sup>	0-10 cm: stark zersetzter, amorpher Torf; 10-30 cm: stark zersetzte Schilftorfe; 30-60 cm: mittel zersetzte Schilf- und Seggentorfe	Wiedervernässt seit 1995; überstaut; Rohrkolben ( <i>T. latifolia</i> )
7	Ziethen-West =ZIW (MV) N53°52.5' E13°40.2'	2007 <sup>1)2)</sup>	0-20 cm: stark zersetzter, amorpher Torf; 20-30 cm: Kalkmudde 30-60 cm: mittel zersetzte Schilf- und Seggentorfe	Wiedervernässt seit 1996; überstaut; offene Wasserflächen mit Tausendblatt ( <i>Myriophyllum spec.</i> ), angrenzend Rohrkolbenbeständen ( <i>T. latifolia</i> )
8	Ziethen-Ost =ZIO (MV) N53°52.5' E13°40.1'	2007 <sup>1)2)</sup>	0-30 cm: stark zersetzter, amorpher Torf; 30-60 cm: mittel zersetzte Schilf- und Seggentorfe	Wiedervernässt seit 1995; überstaut; offene Wasserflächen mit Armeleuchteralgen ( <i>Chara spec.</i> ), angrenzend Rohrkolbenbestände
9	Gr. Skabybruch =SKA (BB) N52°18.7' E13°49.3'	2002, 2007 <sup>1)</sup> 2005 <sup>2)</sup>	0-25 cm: stark zersetzter, amorpher Torf; 25-50 cm: mittel zersetzte Seggen- und Schilftorfe; 50-60 cm: gering zersetzte Seggen- und Schilftorfe	Wiedervernässt seit ca. 1995; Wasserstände 5 cm unter Flur bis 30 cm Überstau (Winter/Frühjahr); Laubmoose, Binse ( <i>Juncus spec.</i> ), Großseggen ( <i>Carex spp.</i> ), abgestorbene Gehölze
10	Stangenhagen =STA (BB) N52°12.5' E13°05.6'	1999-2000, 2007 <sup>1)</sup> 2005, 2007 <sup>2)</sup>	0-60 cm: stark zersetzter, amorpher Torf	Wiedervernässt seit 1991 (Landgraf 1998), überstaut; offene Wasserfläche mit Hornkraut ( <i>Ceratophyllum spec.</i> ), sonst Rohrkolben ( <i>T. latifolia</i> )

<sup>1)</sup> Porenwasseruntersuchungen, <sup>2)</sup> Untersuchungen zu P-Bindungsformen

<sup>3)</sup> Torfansprachen erfolgten mit freundlicher Unterstützung durch J. Zeitz, S. Jordan und S. Veltz, alle Humboldt-Universität zu Berlin).

**Tab. 4.1.2** Chemische Zusammensetzung des Torfes unterschiedlicher Bodenhorizonte der Beprobungsflächen auf wiedervernässten, stark degradierten Niedermooren (Mittelwerte bzw. Einzelwerte aus Stichproben, n = 1...6).

Nr.	Name	Schicht (cm)	ZG	C	N	(mg/g TM)				(molar)			GV (%)
						P	Fe	Al	Ca	C:P	N:P		
1	Zarnekow	10-20	H10	398	34	1,34	24	5,0	21	14	685	53	76
		60-70	H6	444	28	0,54	20	1,2	25	19	2294	124	84
		100-120	H3	477	26	0,37	8	0,4	18	21	2869	134	89
2	Beestland	0-10	H10	319	26	1,80	27	14	19	15	458	32	60
		20-30	H6-7	436	26	0,73	18	4,5	30	20	1552	78	83
3	Wende-wiesen-N	5-15	H10	405	34	1,60	24	4,7	33	14	652	47	77
		60-70	H6-7	454	32	0,36	29	1,0	43	17	3231	195	78
4	Wende-wiesen-S	10-20	H10	129	10	0,79	11	6,8	11	16	405	26	25
		60-70	H4	435	24	0,41	15	1,5	32	21	2805	131	83
5	Menzlin	0-10	H10	381	32	2,01	16	4,8	20	14	490	35	73
		20-30	H6	510	32	0,55	3	0,8	27	18	2353	127	87
		60-70	H3	498	31	0,46	7	0,6	26	19	2791	149	90
6	Jargelin-Rand	0-30	H10	304	26	1,44	31	6,6	16	14	545	40	54
		50-60	H4	466	31	0,49	16	1,0	30	18	2457	140	84
7	Ziethen-W	5-10	H10	281	22	2,81	61	n.b.	81	15	271	18	45
8	Ziethen-O	5-10	H10	207	15	2,96	88	n.b.	99	16	182	12	36
		35-60	H6	449	29	1,03	30	0,9	40	18	1125	63	74
9	Gr. Skabybruch	0-25	H10	333	19	1,39	5	6,8	12	20	621	31	58
		25-50	H4-6	557	22	0,47	2	1,3	18	29	3056	105	93
10	Stangenhagen	5-25	H10	257	20	1,32	19	5,6	18	15	502	33	50
		60-70	H6-7	261	26	0,34	14	0,8	54	12	1966	168	78

**Tab. 4.1.3** Kurzcharakterisierung der Untersuchungsflächen degradierter Moore mit mittel zersetzten Torfen in der oberen Bodenschicht in Mecklenburg-Vorpommern (Peene- und Trebeltal) und in Brandenburg, siehe auch Abb. 4.1.1.

Nr.	Name und Abkürzung (Region); Lage	Untersuchungszeitraum	Torfansprachen <sup>3)</sup>	Wasserregime und dominierende Pflanzen auf den Untersuchungsflächen
11	Jargelin-Zentrum =JAZ (MV) N53°51.9' E13°39.9'	2003-2004, 2007-2008 <sup>1)</sup> 2005 <sup>2)</sup>	0-20 cm: mittel zersetzte Seggentorfe; 20-60 cm: schwach zersetzte Schilf- und Seggentorfe	Wiedervernässt seit 1993; Wasserstände 10 cm unter Flur bis 30 cm überstaut; Großseggen ( <i>Carex spp.</i> )
12	Töpchin =TÖP (BB) N52°09.7' E13°34.6'	2003, 2006-2007 <sup>1)</sup> 2005 <sup>2)</sup>	0-25 cm: mittel zersetzte Seggentorfe; 20/25-30/35 cm: Flugsande; 30/35-50 cm: schwach zersetzte Seggentorfe; 50-60 cm: schwach zersetzte Braunmoostorfe	Wiedervernässt seit mindestens 1990; 10-20 cm dauerhaft überstaut; Großseggen ( <i>Carex spp.</i> ), Wollgras ( <i>Eriophorum spec.</i> ), Fieberklee ( <i>Menyanthes trifoliata</i> )
13	Löcknitztal, Klein Wall =LÖK (BB) N52°25.7' E13°54.1'	2007 <sup>1)2)</sup>	0-10 cm: mittel bis stark zersetzte Seggentorfe; 10-60 cm: mittel bis schwach zersetzte Seggentorfe 60-70 cm: schwach zersetzte Seggen- und Schilftorfe	Wechselfeucht (Wasserstände etwa 5 cm über Flur bis ca. 20 cm unter Flur); Großseggen ( <i>Carex spp.</i> )
14	Gr. Fuchskuhle =FUK (BB) N53°06.4' E12°59.2'	2000, 2006 <sup>1)</sup> 2005 <sup>2)</sup>	0-30 cm: mittel zersetzte Wollgras-Seggentorfe 30-50 cm: schwach zersetzte Torfmoostorfe 50-60 cm: schwach bis mittel zersetzte Torfmoos-Seggentorfe	Wechselfeucht; Torfmoose ( <i>Sphagnum spp.</i> ), Sumpfporst ( <i>Ledum palustre</i> ), Kiefer ( <i>Pinus sylvestris</i> )
15	Luchsee =LUS (BB) N52°02.5' E13°47.5'	1999 <sup>1)</sup> 2006 <sup>2)</sup>	0-14 cm: schwach bis mittel zersetzte Seggentorfe 14-60 cm: mittel zersetzte Seggen- und Schilftorfe	Wechselfeucht, Wasserstand oft 30 cm unter Flur; Großseggen ( <i>Carex spp.</i> ), wenig Torfmoose ( <i>Sphagnum spp.</i> )

<sup>1)2)</sup> siehe Anmerkungen Tab. 4.1.1



Tab. 4.1.4 Chemische Zusammensetzung des Torfes unterschiedlicher Bodenschichten degradierter Niedermoore (Mittelwerte bzw. Einzelwerte aus Stichproben, n = 1...6).

Nr.	Name	Schicht (cm)	ZG	(mg/g TM)						(molar)			GV (%)
				C	N	P	Fe	Al	Ca	C:N	C:P	N:P	
11	Jargelin-Z.	0-23	H6-7	262	21	1,07	13	6,3	47	15	631	43	51
		43-60	H3	443	33	0,79	8	2,4	40	16	1454	93	82
12	Töpchin	0-20	H5-6	331	22	1,88	9	4,1	20	18	455	26	63
		30-50	H4	263	17	1,32	8	4,3	12	18	515	29	51
13	Löcknitz	5-15	H7-8	428	29	1,72	10	5,0	19	17	651	38	86
14	Fuchskuhle	0-30	H4	489	13	0,44	1,4	2,6	1,2	44	2891	66	95
		30-50	H2-3	502	13	0,38	0,9	4,1	0,9	45	3413	76	91
15	Luchsee	0-14	H4	508	20	1,19	1,1	3,2	6	30	1102	36	94
		14-50	H5	544	23	0,60	4,2	1,9	10	28	2327	84	92

Tab. 4.1.5 Kurzcharakterisierung der Untersuchungsflächen auf aktuell wachsenden bzw. hydrologisch wenig gestörten Mooren (=Referenzgebiete) mit gering zersetzten Torfen in der oberen Bodenschicht in Mecklenburg-Vorpommern (Peenetal), in Brandenburg und in Nordwest-Polen, siehe auch Abb. 4.1.1.

Nr.	Name und Abkürzung (Region); Lage	Untersuchungszeitraum	Torfansprachen <sup>3)</sup>	Wasserregime und dominierende Pflanzen auf den Untersuchungsflächen
16	Güztow-Südwest =GÜT (MV) N53°54.7' E13°23.6'	2003 <sup>1)</sup> 2004-2005 <sup>2)</sup>	0-20 cm: schwach zersetzte Braunmoorstorfe 20-60 cm: schwach zersetzte Seggentorfe mit eingelagerten Torfmudden	Meist wassergesättigt, nur jährweise in trockenen Sommern Wasserstand bis etwa 20 cm unter Flur; Braunmoose, Kleinseggen ( <i>Carex spp.</i> ), Schilf ( <i>Phragmites australis</i> ), in Schlenken Armeleuchteralgen ( <i>Chara spp.</i> )
17	Moor am Triebsee = TRI (BB) N52°20.6' E13°48.0'	2003, 2006 <sup>1)</sup> 2005 <sup>2)</sup>	0-15 cm: schwach zersetzte Braunmoos- und Seggentorfe 15-50 cm: schwach zersetzter Braunmoostorf 50-60 cm: schwach zersetzte Seggen- und Schilftorfe	Seit etwa 2000 wieder ständig wassergesättigt; Braunmoose, Kleinseggen ( <i>Carex spp.</i> ), in Schlenken Armeleuchteralgen ( <i>Chara spp.</i> ) und Wasserschlauch ( <i>Utricularia spp.</i> )
18	Moor bei Kablow-Ziegelei =KAZ (BB) N52°19.6' E13°43.6'	1999, 2007 <sup>1)</sup> 2007 <sup>2)</sup>	0-10 cm: schwach zersetzte Sphagnum- und Wollgrastorfe 10-60 cm schwach zersetzte Seggen- und Wollgrastorfe mit Scheuchzeria	Ständig wassergesättigt, schwingend; Torfmoose ( <i>Sphagnum spp.</i> ), Moosbeere ( <i>Vaccinium oxycoccos</i> ), Wollgras ( <i>Eriophorum angustifolium</i> )
19	Dollgengrund =DOL (BB) N52°00.3' E14°01.2'	1999-2000, 2007 <sup>1)</sup> 2006 <sup>2)</sup>	0-10 cm: schwach zersetzte Braunmoos (!)-Seggentorfe 10-60 cm: schwach zersetzte Seggentorfe, zum Teil mit Braunmoosen	Ständig wassergesättigt, stellenweise schwingend; Torfmoose ( <i>Sphagnum spp.</i> ), Moosbeere ( <i>V. oxycoccos</i> ), Wollgras ( <i>E. angustifolium</i> ); Fieberklee ( <i>Menyanthis trifoliata</i> )
20	Rzecin =RZE (PL) N52°45.7' E16°18.6'	2004 <sup>1)</sup> 2004 <sup>2)</sup>	0-70 cm schwach zersetzte Braunmoos-Seggentorfe (beginnende Versauerung an der Oberfläche)	Ständig wassergesättigt; Torfmoose, Seggen ( <i>Carex spp.</i> ), Moosbeere, Wollgras ( <i>E. angustifolium</i> ), Braunmoose in Schlenken
21	Zolwia Bloc =ZOL (PL) N53°38.1' E14°52.3'	2004 <sup>1)</sup> 2004 <sup>2)</sup>	0-25 cm: schwach zersetzte Torfmoorstorfe 25-60 cm: schwach zersetzte Torfmoorstorfe mit Wollgras	Ständig wassergesättigt, schwingend; Torfmoose ( <i>Sphagnum spp.</i> ), Moosbeere ( <i>V. oxycoccos</i> ), Wollgras ( <i>E. angustifolium</i> )
22	Rosicka =ROS (PL) N53°42.2' E14°42.1'	2003 <sup>1)</sup> 2005 <sup>2)</sup>	0-25 cm: schwach zersetzte Torfmoorstorfe 25-60 cm: schwach zersetzte Torfmoorstorfe mit Moosbeere	Ständig wassergesättigt; Torfmoose ( <i>Sphagnum spp.</i> ), Moosbeere ( <i>V. oxycoccos</i> ), Wollgras ( <i>E. angustifolium</i> )
23	Mszar =MZR (PL) N53°47.6' E15°31.3'	2003 <sup>1)</sup> 2006 <sup>2)</sup>	0-60 cm: schwach zersetzte Torfmoorstorfe	Ständig wassergesättigt, schwingend; Torfmoose, Seggen ( <i>Carex spp.</i> ), Moosbeere, Blumenbinse ( <i>Scheuchzeria palustris</i> ), Weißes Schnabelried ( <i>Rhynchospora alba</i> )

<sup>1)</sup> - <sup>2)</sup> siehe Anmerkungen Tab. 4.1.1

Tab. 4.1.6 Mittlere chemische Torfzusammensetzung aktuell wachsender bzw. hydrologisch wenig gestörter Moore (=Referenzgebiete) mit schwach zersetzten Torfen (Mittelwerte aus Stichproben, n = 3...9; ZG = Torfzersetzungsgrad nach von Post; GV = Glühverlust).

Nr.	Name	Schicht (cm)	ZG	(mg/g TM)						(molar)			GV (%)
				C	N	P	Fe	Al	Ca	C:N	C:P	N:P	
16	Güztow	10-60	H 3	408	24	0,62	5,8	2,8	23	22	1730	86	82
17	Triebsee	15-60	H 1-3	454	19	1,04	1,8	2,2	18	27	1127	41	88
18	K.-Ziegelei	0-35	H 3-4	448	16	0,59	3,1	4,2	3,5	32	2016	65	88
19	Dollgengrund	0-60	H 2-3	416	14	1,07	8,0	4,4	8,2	34	1049	31	78
20	Rzecin	5-45	H 2	440	17	0,62	2,1	2,6	14	30	1837	61	90
21	Zolwia Bloc	5-60	H 1-3	447	8	0,37	1,1	1,7	1,7	74	3198	48	97
22	Rosicka	0-60	H 1-2	458	10	0,35	0,4	0,8	0,9	54	3473	65	98
23	Mzar	5-60	H 1-2	442	6	0,24	0,6	1,0	1,2	88	4678	68	98

Die in den Tabellen 4.1.1 - 4.1.6 gegebenen Informationen sind ausdrücklich nur für die räumlich sehr begrenzten Untersuchungsflächen (ca. 15 x 15 m) zutreffend und spiegeln nicht die Situation des gesamten Moores wider. Selbst auf diesen kleinen Untersuchungsflächen traten wiederholt kleinräumige Unterschiede, insbesondere bei der Torfansprache, auf, so dass vielfach

gemittelte Werte angegeben wurden. Die Daten ermöglichen eine Bewertung und Vergleichbarkeit der ausgewählten Untersuchungsflächen hinsichtlich weiterer Fragestellungen wie Porenwasserchemismus (Kap. 7.2), Gehalt an redoxsensibel gebundenem Phosphor (Kap. 7.3) oder Gehalt und Wirkung von mikrobiell hemmenden Polyphenolen (Kap. 7.6).

## 4.2 Entstehungs- und Nutzungsgeschichte sowie Vegetationsentwicklung der Untersuchungsflächen im Peene- und Trebeltal

P. Steffenhagen, T. Timmermann, K. Schulz & S. Zerbe

### Entstehung

Peene- und Trebeltal gehören zum System der großen Flusstalmoore im Nordosten Deutschlands und stellen primär mehrere Meter mächtige mesotroph-subneutrale Durchströmungsmoore dar. Die vermoorten Talzüge sind ein typisches geomorphologisches Merkmal der Ostmecklenburgischen-Vorpommerschen Jungmoränenlandschaft (Fischer 2004). Die ursprünglich als Schmelzwasserrinnen angelegten Talabschnitte entstanden durch das Abschmelzen des Gletschereises während der letzten Eiszeit. Die linienhaften Entwässerungen zerschnitten dabei die Grundmoränenplatten und bildeten schließlich das Talnetz. Die Nordwest-Südost orientierten Talzüge waren dabei zunächst Abflussbahnen für den in der Ückerländer Heide gelegenen Haffstausee (Kaiser 2001).

Nach Rückgang der Schmelzwässer im Spätglazial (14.500 - 10.000 vor heute) waren die Talflächen von fluviogazialen Sanden bedeckt. Im Präboreal und Boreal (10.000 - 8.000 vor heute) erfolgte eine Periode verstärkter Muddebildung, insbesondere in den Depressionen der Flusstäler. Aufgrund der hohen Kalkgehalte des Geschiebemergels (durch Einarbeitung der Rügener Kreide) lagerten sich dabei zum Teil reine Seekreiden ab. Gegen Ende des Boreals verlandeten die offenen Seeflächen (Succow 1970). Die zu dieser Zeit tiefen Wasserstände der Ostsee führten dazu, dass sich die Flüsse kerbtalartig in die älteren Ablagerungen einschneideten (Kaiser 2001). Im Älteren Atlantikum und Subboreal (8.000 - 2.500 vor heute) wurden die Seekreiden von Torfbil-

dungen überdeckt. Mit dem Subatlantikum (2500 - 300 vor heute) setzte eine Periode verstärkter Torfbildung ein. Am Anfang wurden meist Schilftorfe abgelagert, die später von Seggentorfen abgelöst wurden. Im Zusammenhang mit der verstärkten Torfbildung steht der litorinazeitliche Ostseeanstieg. Muddebänder in den Torfablagerungen sind Zeugen von Überflutungen und Verlandungen. Die Fluss- und Moorhydrologie wurde schon frühzeitig anthropogen beeinflusst. Umfangreiche Rodungen, beginnend ab der Bronzezeit (3800 - 2000 vor heute), führten dazu, dass sich die Einzugsgebiete der Moore stark vergrößerten und das Moorwachstum gefördert wurde. Moorwachstum ließ das Torfniveau in der Längserstreckung der Täler und zu den Talrändern hin anwachsen. Voraussetzung für das Moorwachstum der Durchströmungsmoore war ein ständiger Grundwasserfluss aus den umgebenden Grundmoränenflächen der Einzugsgebiete durch das Moor zum Vorfluter (Succow 1970).

### Historische Besiedlung und Moornutzungen

Erste Besiedlungen erfolgten zunächst während der Slawenzeit hauptsächlich entlang der Flusstäler, wobei die Flusstalmoore dadurch nicht wesentlich verändert worden sind. Erst mit der deutschen Besiedlung kam es zu merklichen anthropogen bedingten Veränderungen. Die Schwedischen Matrikelkarten (1692 - 1698) zeigen noch ursprüngliche und wenig beeinflusste Talmoorabschnitte mit ver-

einzelten Gebüsch und Gräben. Diese Karten spiegeln die Situation nach dem Dreißigjährigen Krieg (1618 - 1648) wider, in der die Bevölkerung und dementsprechend auch die Landnutzung abnahmen. Auf den Schmettauschen Karten (1788) sind dann schon ausgebaute Grabennetze, die die Flusstalmoore durchziehen, zu erkennen. Die Talauen wurden überwiegend extensiv durch Weide- und Wiesenwirtschaft genutzt, die bis in die Mitte des 20. Jahrhunderts anhielt (Michaelis 2002).

Torf wurde schon zu Beginn des 18. Jahrhunderts abgebaut, zunächst nur in Form von Handtorfstichen. Durch die damalige Holzknappheit wurde der Torfabbau stark gefördert. Am Ende des 18. Jahrhunderts nahmen die Torfstiche bereits einen beträchtlichen Flächenanteil ein. Bereits in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts kam es zum ersten Einsatz von Torfstichmaschinen. Der florierende Torfabbau hatte somit einen entscheidenden Einfluss auf die Entwässerung der Flusstalmoore. Schon Ende des 18. Jahrhunderts unterlagen fast alle Bereiche der Flusstalmoore einer gewissen Entwässerung und Kultivierung (Fischer 2004). Die entscheidende Zäsur kam jedoch durch die Intensivierung der Landwirtschaft mit einhergehender „Komplexmelioration“ zwischen 1960 und 1980. Waren vorher durch kleinbäuerliche Wiesen- und Weidenbewirtschaftung noch artenreiche Moor- und Feuchtwiesen vorhanden, wurde nun die Vegetation durch tiefe Entwässerung, Umbruch, Anlage von Decksandkulturen und Ansaat von Kulturgräsern stark verändert. Es entstanden

großflächig degradierte Moorstandorte (Succow 2001a), die aufgrund von Moorsackungen und Torfverlusten gepoldert wurden, um überschüssiges Wasser mit Hilfe von Pumpwerken zu entfernen. Teilweise lag die Geländeoberfläche der entwässerten Moore deutlich unter dem Niveau der angrenzenden Peene bzw. der Ostsee.

### Nutzung und Vegetation vor der Wiedervernässung

Die Vegetation der Untersuchungsflächen bestand vor 1990 fast ausschließlich aus intensiv genutztem Niedermoorgrünland mit 2- bis 3-Schnittnutzung und entsprechend hohen Phosphor- und Stickstoffdüngergaben (Tab. 4.2.1). Dabei handelte es sich überwiegend um Saatgrasland mit einem hohen Anteil von Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) und weiteren eutraphenten bis polytraphenten Grünlandarten wie Knäuelgras (*Dactylis glomerata*), Rohrschwengel (*Festuca arundinacea*) und Quecke (*Elytrigia repens*). Für den Polder Jargelin wurde in den 1980er Jahren ein Durchschnittsertrag von 8 t TS/ha für Phalaris-Grünland angegeben (Lein 2001).

Nach 1990 wurde in Abhängigkeit von der betriebswirtschaftlichen Situation der jeweiligen Landwirtschaftsbetriebe die Intensivgraslandwirtschaft bis zur Wiedervernässung fortgesetzt (Polder Beestland und Menzlin) oder auf extensive Grünlandnutzungsformen mit z.B. Mutterkuhhaltung bzw. Einschnittnutzung ohne Düngung umgestellt (Polder Jargelin und Ziethen). In einigen Poldern kam es bereits

Anfang der 1990er Jahre durch Aufgabe der Pumpwerke, verringerte Grabenunterhaltung sowie eingeschränkter Deichreparaturen zu Vernässungen in den tiefer gelegenen Teilflächen. Diese Bedingungen führten schon vor der gezielten Wiedervernässung stellenweise zur Ausbreitung von Großseggen (*Carex riparia* oder *Carex acutiformis*) und Schilf (*Phragmites australis*). Durch Beweidung wurde lokal die Ausbreitung der Flatterbinse (*Juncus effusus*) und Rasenschmiele (*Deschampsia cespitosa*) gefördert. Auf einzelnen Poldern wurde die Nutzung bereits vor der Wiedervernässung insgesamt eingestellt, so dass sich typische Grünlandbrachen mit vereinzelt Großseggenbeständen entwickelten.

Die Bewirtschaftung des Niedermoorgrundlandes wurde infolge des sich fortsetzenden Moorschwundes, stetig steigender Instandhaltungskosten der Deiche und Entwässerungsgräben sowie durch die hohen Energiekosten für die Pumpwerke nach 1990 ökonomisch immer unrentabel. Mit der Wiedervernässung dieser Polder über das Moorschutzprogramm in Mecklenburg-Vorpommern wurden die negativen ökonomischen und ökologischen Entwicklungen gestoppt und konsequent der Weg der Moorrenaturierung eingeschlagen (Lenschow & Thiel 2000).

Tab. 4.2.1 Übersicht der Untersuchungsflächen mit Daten zu landwirtschaftlicher Nutzung vor der Wiedervernässung (Quellen: \* LUNG 1994 – 1997; \*\* pers. Mitteilung; Herr Menge vom WBV "Untere Peene", Febr. 2008; \*\*\* Lein 2001).

Flächen (Polder)	Größe [ha]	Wiedervernässung	Torfmächtigkeit [m]*	Grünlandtyp vor Wiedervernässung	Landwirtschaftliche Nutzung vor Wiedervernässung
Beestland	140	2002	3,0	Kulturansaat ( <i>Phalaris arundinacea</i> ), Rohrschwengel ( <i>Festuca arundinacea</i> )*	vor 1990 jähriger Umbruch mit Neuansaat, 3-4 Schnitte pro Jahr; nach 1990 intensive Nutzung mit 2-3 Schnitten pro Jahr*
Wendewiesen	148	2003	4,0	Kulturansaat ( <i>Phalaris arundinacea</i> )*	intensive Nutzung vor 1990; nach 1990 noch 2 Schnitte pro Jahr*
Zarnekow	421	2004	4,0	Kulturansaat; Seggen ( <i>Carex spp.</i> )*	Intensivgrasland*
Menzlin	90	2000	3,0	Knäuelgras ( <i>Dactylis glomerata</i> ), Löwenzahn ( <i>Taraxacum officinale</i> ), Wiesenschwengel ( <i>Festuca pratensis</i> ), Seggen ( <i>Carex spp.</i> )*	intensive Nutzung mit 2-4 Schnitten pro Jahr; nach 1990-1998 noch 2 Schnitte pro Jahr**
Jargelin	32,5	1995	keine Angaben	Rohrglanzgras ( <i>Phalaris arundinacea</i> )*	intensive Nutzung vor 1990 mit 8 t TS/ha; Extensivierungsvertrag 1993-1995 mit einmaliger Mahd***
Ziethen	35	1999	1,5	Kulturansaat ( <i>Phalaris arundinacea</i> )*	intensive Nutzung vor 1990 mit 2 Schnitten pro Jahr und Beweidung; Extensivierungsvertrag 1993 – 1998***

Tab. 4.2.2 Dominant auftretende Vegetationstypen mit Hauptvorkommen in Abhängigkeit vom Jahresmedian des Wasserstandes (nach Koska et al. 2001 und Timmermann et al. 2006), (\*Lebensformen nach Wegener 1998; \*\*Andere Helophyten = Gewöhnliche Sumpfsimse (*Eleocharis palustris*), Ästiger Igelkolben (*Sparganium erectum*), Salz-Teichsimse (*Schoenoplectus tabernaemontani*), Teich-Schachtelhalm (*Equisetum fluviatile*)).

Jahresmediane der Wasserstände (nach Koska 2001) [cm]	Vegetationstyp												
	Hydrophyten (Wasserpflanzen)			Helophyten (Sumpfpflanzen)									
	Schwimblattflur* (Froschbiss)	Schwebematten* (Rauhe Hornblatt)	Schwimdecken* (Wasserlinsengewächse)	Schiff (Phragmites australis)	Breitbl. Rohrkolben	Typha latifolia	Große Wassererschwaden (Glyceria maxima)	Seggen (Carex spp.)	Flatterbinse (Juncus effusus)	Andere Helophyten**	Rohrglanzgras (Phalaris arundinaceae)	Flutrasen/ Grünlandbrache	Gehölze
140-20 über Flur													
20-0 über Flur													
0-80 unter Flur													

### Vegetationsentwicklung nach der Wiedervernässung

Die Ausgangsvegetation in den Untersuchungsflächen variierte mehr oder weniger stark vor der Wiedervernässung in Abhängigkeit von der Nutzungsänderung seit 1990. Nach der Wiedervernässung entstanden, bedingt durch die geländemorphologische Situation, dem Grad der Moorsackung und Verdichtung der degradierten Torfschichten, unterschiedlich hoch überstaute Bereiche und damit unterschiedliche Muster von verschiedenen Vernässungstypen in Abhängigkeit von der mittleren Höhe, der Dynamik der Wasserstände und der Wasserqualität (Tab. 4.2.2). Wesentlichen Einfluss auf die Vegetationsentwicklung hatten außerdem die Diasporenbank und die Einwanderungsmöglichkeiten von Seggen- und Röhrcharten aus der Umgebung.

### Ganzjährig hoch überstaute Vernässungsflächen (140 – 20 cm über Flur)

In den neu entstandenen Flachwasserseen über Niedermoorortof, entwickelten sich rasch Schwebematten u. a. des Rauhen Hornblatts (*Ceratophyllum demersum*), Quirl-Tausendblatts (*Myriophyllum verticillatum*), der Kanadischen Wasserpest (*Elodea canadensis*), des Gemeinen Wasser-schlauchs (*Utricularia vulgaris*), der Untergetauchten Wasserlinse (*Lemna trisulca*) und der Armleuchterlagen (*Chara globularis*). Das Rauhe Hornblatt (*Ceratophyllum demersum*) war dabei die am häufigsten vorkommende Pflanzenart dieser Lebensform. Außerdem wurden die Flachwasserseen von Schwimdecken der Wasserlinsengewächse (*Lemnaceae*), wie von der Kleinen Wasserlinse (*Lemna minor*), der Teichlinse (*Spirodela polyrhiza*) und der Buckligen Wasserlinse (*Lemna gibba*)

besiedelt. Neben diesen Pflanzenarten kamen auch noch die am Boden wurzelnden Schwimmblattpflanzen vor, die hauptsächlich von Froschbiss (*Hydrocharis morsuranae*), Wasserknöterich (*Persicaria amphibia*), Krebssschere (*Stratiotes aloides*) und Schwimmendes Laichkraut (*Potamogeton natans*) gebildet wurden. Diese überstauten, flachseeähnlichen Vernässungsflächen durchlaufen durch Bildung organischer (limnischer) Sedimente nachfolgend die üblichen Prozesse der Gewässerverlandung, wobei insbesondere der Breitblättrige Rohrkolben (*Typha latifolia*) den weiteren Sukzessionsschritt einleitet (Landgraf 1998, Roth 2000, Timmermann et al. 2006). Neben dem Breitblättrigen Rohrkolben (*Typha latifolia*) konnten aus dem Flachwasserbereich auch andere Helophyten in hoch überstaute Bereiche eindringen, vor allem der Große Wasserschwaden (*Glyceria maxima*) und Schilf (*Phragmites australis*), welches sich ausgehend von den Grabenrändern vegetativ ausbreitete.

Bestände von Sumpf-Segge (*Carex acutiformis*) oder Ufer-Segge (*Carex riparia*) waren oftmals bereits vor der Wiedervernässung vorhanden, besaßen nach der vollständigen Wiedervernässung jedoch nur noch suboptimale Bedingungen (Nässestress). Hinzu kamen weitere Helophyten wie die Salz-Teichsimse (*Schoenoplectus tabernaemontani*), der Ästige Igelkolben (*Sparganium erectum*), der Teich-Schachtelhalm (*Equisetum fluviatile*) und die Gewöhnliche Sumpfsimse (*Eleocharis palustris*), die meist nur kleinflächig und inselartig auftraten.

#### **Langzeitig flach überstaute Vernässungsflächen (20 – 0 cm über Flur)**

Nach der Vernässung wurden die oftmals schlammigen Bereiche sehr schnell vom Breitblättrigen Rohrkolben (*Typha latifolia*) und Großen Wasserschwaden (*Glyceria maxima*) besiedelt. Hinzu kamen weitere Arten der Schlammfluren als Pionierbe-

siedler, wie der Nickende Zweizahn (*Bidens cernua*), die Wasserkresse (*Rorippa amphibia*) und das Moor-Greiskraut (*Tephrosia palustris*). Auch die Großseggenriede hatten auf diesen Vernässungsflächen ihren Verbreitungsschwerpunkt, insbesondere die Ufer-Segge (*Carex riparia*), die Sumpf-Segge (*Carex acutiformis*) und die Schlank-Segge (*Carex acuta*). Daneben kamen auch Rispen-Segge (*Carex paniculata*) und Scheinzyper-Segge (*Carex pseudocyperus*) auf Standorten mit stärkerer Grundwasserbewegung vor. Die Zweizeilige Segge (*Carex disticha*) und Schnabel-Segge (*Carex rostrata*) sind Anzeiger für schon nährstoffärmere aber noch eutrophe Bedingungen und weisen auf Entwicklungen zu mesotrophen Bedingungen hin. Schilf (*Phragmites australis*) breitete sich generativ und vegetativ von den Grabenrändern zunehmend aus und verdrängte insbesondere Bestände vom Breitblättrigen Rohrkolben (*Typha latifolia*) und Großem Wasserschwaden (*Glyceria maxima*) (Roth 2000, Timmermann et al. 2006). In geringerem Umfang traten Röhrichte vom Ästigen Igelkolben (*Sparganium erectum*) und Teich-Schachtelhalm (*Equisetum fluviatile*) auf. Außerdem kamen Riede der Gewöhnlichen Sumpfsimse (*Eleocharis palustris*) und Salz-Teichsimse (*Schoenoplectus tabernaemontani*) vor. Das Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) fand hier noch suboptimale Bedingungen vor, wurde jedoch auf ganzjährig überstauten Flächen von anderen Arten verdrängt. Von der Ausgangsvegetation waren noch Reste der Grünlandbrachen und Flutrasengesellschaften zu finden, die z. B. aus Beständen mit der Flatterbinse (*Juncus effusus*), dem Weißen Straußgras (*Agrostis stolonifera*) und der Rasen-Schmiele (*Deschampsia cespitosa*) gebildet wurden. Zwischen den einzelnen Röhrichten und Rieden waren zudem noch Arten der Schwimmdecken, wie die Kleine Wasserlinse (*Lemna minor*) vertreten.

#### **Selten bzw. nicht überstaute Bereiche (0 – 80 cm unter Flur)**

Selten bzw. nicht überstaute Bereiche befanden sich hauptsächlich an den randlich höher gelegenen Talabschnitten. Arten der Flutrasengesellschaften und Grünlandbrachen mit Rohrschwengel (*Festuca arundinacea*), Weißem Straußgras (*Agrostis stolonifera*), Rasen-Schmiele (*Deschampsia cespitosa*), Knick-Fuchsschwanz (*Alopecurus geniculatus*), Gänse-Fingerkraut (*Potentilla anserina*), Land-Reitgras (*Calamagrostis epigejos*) und Flatterbinse (*Juncus effusus*) hatten auf diesen Flächen ihren Verbreitungsschwerpunkt. Daneben dominierten auch nitrophile Pflanzenarten, wie Brennnessel (*Urtica dioica*), Gewöhnliche Zaunwinde (*Calystegia sepium*) und Acker-Kratzdistel (*Cirsium arvense*). Auf selten bzw. nicht überstauten Flächen waren ebenso Schilf (*Phragmites australis*), Bittersüßer Nachtschatten (*Solanum dulcamara*) und Großer Wasserschwaden (*Glyceria maxima*) vertreten. Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) fand hier optimale Wachstumsbedingungen.

#### **Einschätzung der Trophie**

Insgesamt ist die Vegetation nach der Wiedervernässung bioindikatorisch Anzeiger für polytrophe bis eutrophe Standortverhältnisse. Der Polder Jargelin wies 12 Jahre nach der Wiedervernässung schon ein Mosaik aus niedrigwüchsigen, weniger produktiven Pflanzenarten auf, wie die Zweizeilige Segge (*Carex disticha*) und Schnabel-Segge (*Carex rostrata*), der Teich-Schachtelhalm (*Equisetum fluviatile*), das Sumpf-Vergißmeinnicht (*Myosotis scorpioides*) und der Wasserschieferling (*Cicuta virosa*), die zu nährstoffärmeren mesotrophen Bedingungen überleiten. Auch im Polder Beestland traten bereits nährstoffärmere Bereiche mit dem Gewöhnlichen Wasserschlauch (*Utricularia vulgaris*) auf.





**Abb. 4.1.2** Polder Zarnekow bei Demmin (Peenetal) mit aufgebauter Gas-Messstation vor der Wiedervernässung im April 2004; auf der Weidefläche dominiert Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) (Foto: J. Augustin)



**Abb. 4.1.3** Polder Zarnekow nach der Wiedervernässung im Oktober 2005; zwischen offenen Wasserflächen haben sich größere Bestände von Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) erhalten (Foto: J. Augustin)



**Abb. 4.1.4** Polder Zarnekow etwa 1,5 Jahre nach der Wiedervernässung im Juni 2006; hohe Nährstoffkonzentrationen im Wasserkörper fördern die massenhafte Entwicklung von Wasserlinsen (*Lemna* spp.), Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) ist auf der überstauten Fläche verschwunden (Foto: J. Augustin)



**Abb. 4.1.5** Polder Zarnekow etwa 2,5 Jahre nach der Wiedervernässung im Mai 2007; bei hohen Wasserständen haben sich offene Wasserflächen entwickelt, die flachseeähnlichen Charakter aufweisen (Foto: J. Augustin)



**Abb. 4.1.6** Wiedervernässtes und überstautes Moor im Polder Beestland (Trebbetal) mit offenen Wasserflächen und Rohrkolbenröhrichtern, September 2007 (Foto: D. Zak)



**Abb. 4.1.7** Wiedervernässtes und überstautes Moor im Polder Wendewiesen-Süd (Trebbetal) mit Massenbeständen von Hornkraut, September 2007 (Foto: D. Zak)



**Abb. 4.1.8** Wiedervernässtes und überstautes Moor im Polder Menzlin (Peenetal) im Juli 2003; die damals noch offenen Wasserflächen sind seit 2007 nahezu vollständig mit Rohrkolben (*Typha latifolia*) zugewachsen (Foto: D. Zak)



**Abb. 4.1.9** Offene Wasserflächen im wiedervernässten Moor im Polder Ziethen West (Peenetal), Mai 2007 (Foto: D. Zak)





**Abb. 4.1.10** Naturnahes, nur schwach entwässertes Durchströmungsmoor im Peenetal südwestlich Gützkow, August 2008 (Foto: D. Zak)



**Abb. 4.1.11** In Regeneration befindliches mäßig nährstoffarmes (mesotrophes) Braunnoss-Kleinseggenmoor mit Schlenken im Vordergrund, in denen Armelechteralgen (*Chara spec.*) und Wasserschlauch (*Utricularia spec.*) wachsen (Moor am Triebsee/Brandenburg), August 2007 (Foto: J. Gelbrecht)



**Abb. 4.1.12** Naturnahes, nährstoffarmes (oligotrophes bis schwach mesotrophes) neutrales bis schwach saures Verlandungsmoor mit Beständen von Moosbeere (*Vaccinium oxycoccus*) und Wollgras (*Eriophorum angustifolium*) im NSG Dollgengrund (nordöstlich Lübben/Brandenburg), Mai 2007 (Foto: J. Gelbrecht)



**Abb. 7.2.1** Eisen(III)-Hydroxidausfällungen in einem Quellbereich eines Moores (Lehtseeniederung bei Lychen in Nordbrandenburg), November 2006 (Foto: D. Zak)

Abb. 8.1.1 Satellitenbildgestützte Vegetationskarte für den Polder Jargelin im Jahr 2007

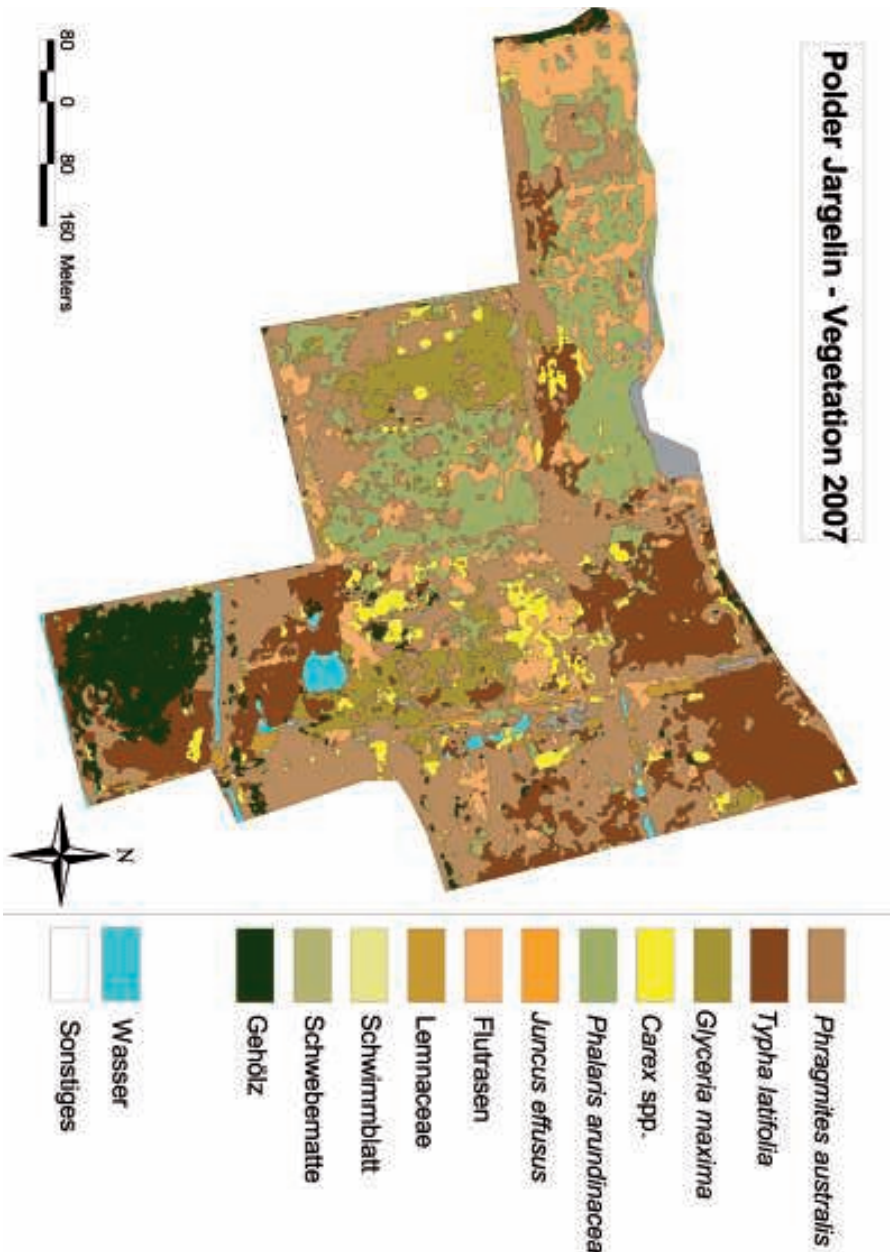
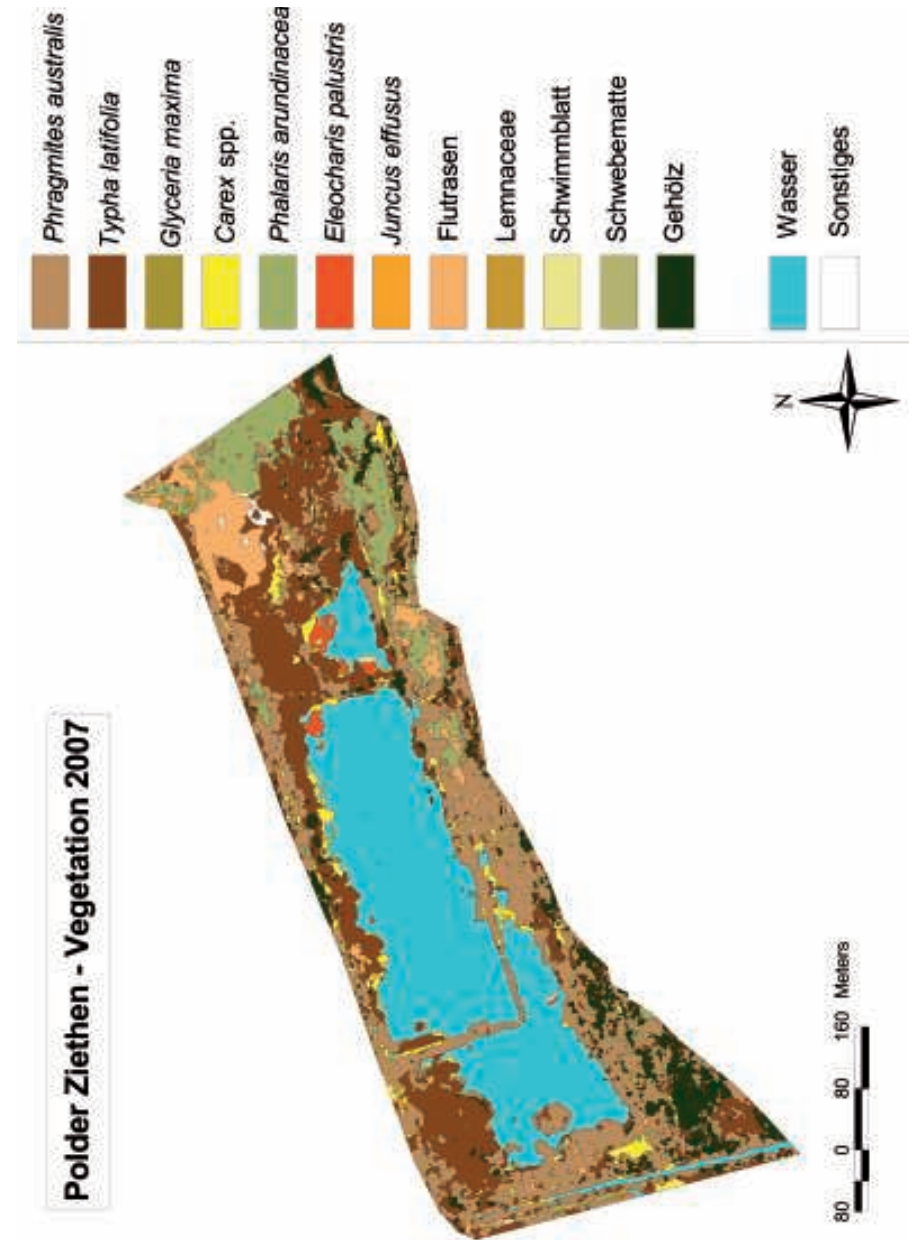


Abb. 8.1.2 Satellitenbildgestützte Vegetationskarte für den Polder Ziethen im Jahr 2007





## 5 Probenahmetechniken und chemisch-analytische Methoden

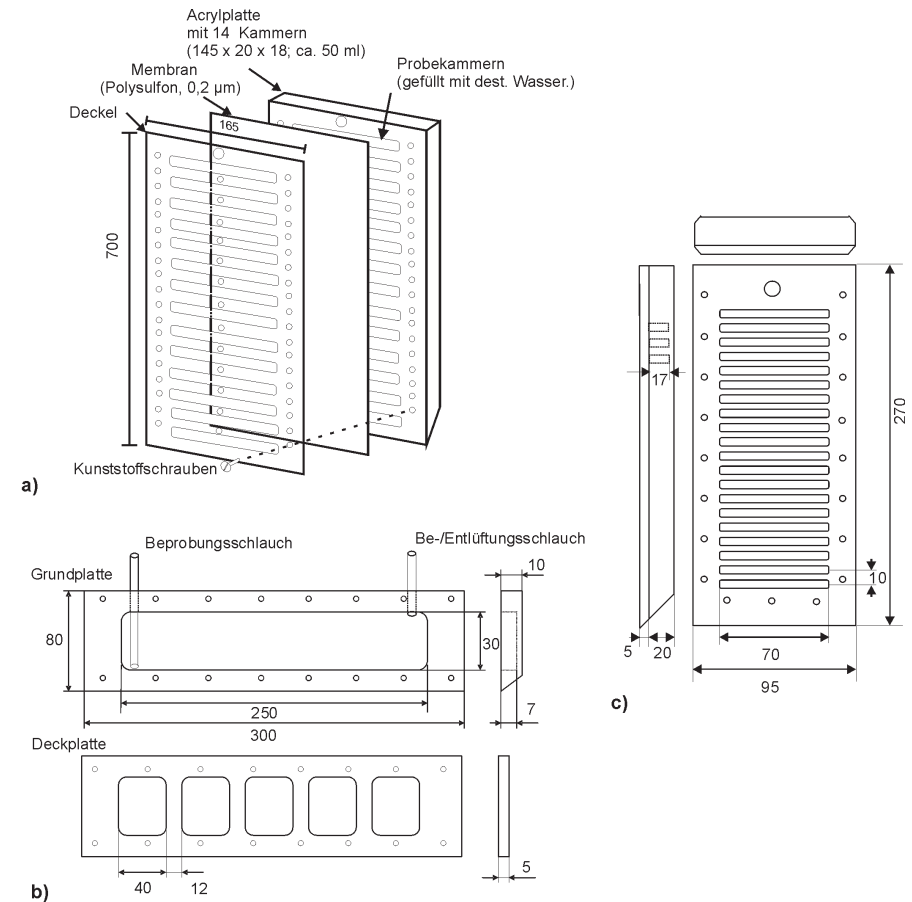
### 5.1 Dialysesammlertechnik zur Beprobung des anoxischen Moorporenwassers

(D. Zak)

Zur Untersuchung der Phosphordynamik und des Porenwasserchemismus in Mooren wurde die in der Gewässerforschung etablierte Dialysesammlertechnik eingesetzt (Hesslein 1976). Innerhalb der letzten Jahre fand diese Technik ebenfalls Zugang zur Moorforschung (z.B. Shannon et al. 1996, Steinmann & Shotyk 1996, Zak et al. 2004 a, b). Der Vorteil dieser Technik ist eine unverfälschte Beprobung der sauerstoffempfindlichen gelösten Stoffe im Porenwasser der Moorböden. Ein weiterer Vorteil ist die „passive“ Vorgehensweise im Gegensatz z.B. zur „aktiven“ Saugkerzentechnik (Blodau & Moore 2002). Dadurch lässt sich ein definierter Tiefenbereich beproben und es besteht die Möglichkeit, vertikale Konzentrationsprofile gelöster Stoffe aufzunehmen. Ihr Einsatz setzt aber eine ständige Wassersättigung der untersuchten Bodenschichten voraus. Die Technik basiert auf dem Prinzip der Gleichgewichtseinstellung gelöster Stoffe zwischen dem in den Sammlerkammern befindlichen deionisierten Wasser und dem umgebenden Porenwasser durch eine semipermeable Dialysemembran. Für die Freilanduntersuchungen wurden Dialysesammler angefertigt, die beim vollständigen Versenken in den Torfkörper eine Beprobungstiefe bis maximal 70 cm erlauben (Abb. 5.1.1 a). Die Untersuchungen beschränkten sich aber auf einen Tiefenbereich von 0 bis 60 cm. Auf diese Weise ließ sich in allen wiedervermässten Mooren der oberflächennahe Bereich der stark und mittel zersetzten Tor-

fe sowie in einigen Fällen auch das Porenwasser der darunter befindlichen schwach zersetzten Torfe beproben (siehe Tab. 4.1.1 und 4.1.3). Die Dialysesammler bestehen aus einer durchsichtigen Acrylgrundplatte mit einer variablen Anzahl von Kammern, die mit deionisiertem Wasser gefüllt werden (Leitfähigkeit  $\leq 0,066 \mu\text{S cm}^{-1}$ ). Die Abdeckung der Kammern erfolgte mit einer semipermeablen HT-Tuffryn-200-Membran aus Polysulfon der Porenweite  $0,2 \mu\text{m}$  (Firma Gelman bzw. Firma Pall), die durch eine Deckplatte fixiert wird (Steinmann & Shotyk 1996).

Die Dialysesammler für Freilanduntersuchungen hatten in der Regel 14 Kammern. Für Langzeituntersuchungen im Labor wurden wiederbefüllbare 1-Kammer-Dialysesammler und für die Bestimmung von Stofffreisetzungsraten feinskalige Sammler mit einer Auflösung von 1 cm eingesetzt (Abb. 5.1.1 b, c). Da sie in ein anoxisches Milieu eingebracht werden, müssen das Material der Sammler und das in den Kammern befindliche Wasser möglichst frei von Sauerstoff sein. Dazu wurden sie im Anschluss an ihre Montage in vollständig mit deionisiertem Wasser gefüllte PVC-Behälter (Durchmesser: 25 cm, Höhe: 80 cm) gestellt und etwa 24 Stunden vor ihrem Einsatz mit Stickstoff begast. Der Transport in das Gelände erfolgte in diesen luftdicht verschließbaren Behältern. Das Einsetzen in den teilweise schwer durchdringbaren Torfkörper gelang unter Nut-



**Abb. 5.1.1** Aufbau und Abmessungen (in mm) von unterschiedlich genutzten Dialysesammlern a) Sammler für Freilanduntersuchungen (Gesamtvolumen der 14 Kammern: 0,7 L, siehe Kap. 7.1), b) „wiederbefüllbare“ Sammler für Porenwasseruntersuchungen im Labormaßstab (Volumen der Einzelkammer ca. 0,05 L, siehe Kap. 7.4 und 7.5) c) Sammler für feinskalige Untersuchungen von Konzentrationsprofilen (1 cm Auflösung) zur Bestimmung von Stofffreisetzungsraten (Volumen einer Kammer: ca. 8 mL, siehe Kap. 7.7).

zung eines Spatens für das Stechen eines ausreichend tiefen Spaltes. Hier wurde der Dialysesammler vollständig versenkt und zum Wiederfinden bzw. für spätere Beprobungen markiert. Die Beibehaltung der festgelegten Probenahmepunkte auf den einzelnen Probenflächen ermöglichte eine Unterscheidung der räumlichen Heteroge-

nität und der zeitlichen Dynamik der gelösten Stoffe im Porenwasser.

Im Hauptuntersuchungsgebiet Polder Zarnekow wurden für die Porenwasserbeprobung zwei Transekte mit jeweils 3 Dialysesammlern eingerichtet (siehe Abb. 5.1.2). In allen anderen Mooren wurden pro Untersuchungszeitpunkt jeweils drei Dia-

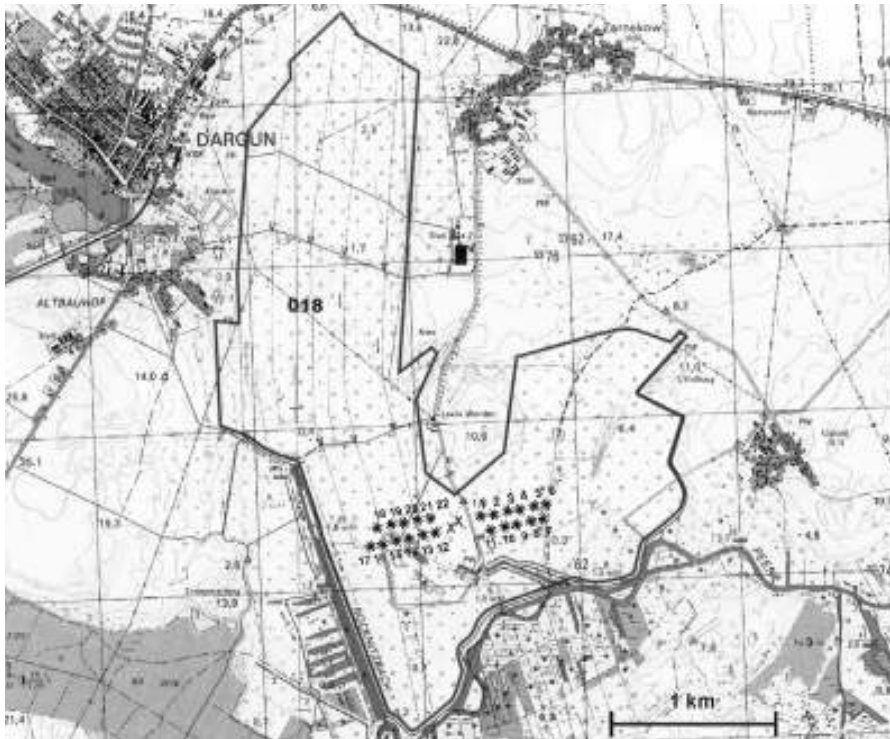


Abb. 5.1.2 Transekte für Porenwasseruntersuchungen (X) und für Torfbeprobungen (\*) zur Erfassung der räumlichen Variabilität der Gesamtposphorgehalte und der Anteile des redoxempfindlich gebundenen Phosphors (vgl. Kap. 7.3) im Polder Zarnekow bei Dargun.

lysesammler eingebracht. Der Abstand der Sammler betrug pro Untersuchungsfläche zwischen 5 m und 10 m. Die Beprobung der Sammler erfolgte in der Regel nach einer Expositionsdauer von 14 Tagen. In diesem Zeitraum findet der zuvor beschriebene Konzentrationsausgleich zwischen dem umgebenden Moorporenwasser und dem deionisierten Wasser in den Sammlerkammern statt (Hesslein 1976, Brandl & Hanselmann 1991).

Nach der Entnahme eines Dialysesammlers aus dem Torf wird dieser sofort mit deionisiertem Wasser gereinigt und das Wasser

aus den einzelnen Kammern vollständig mittels einer 50 mL Multipette (Eppendorf®) durch vorsichtiges Zerstechen der Membran entnommen. Mit Ausnahme von ausgewählten Einzelkammeruntersuchungen zur Aufnahme von vertikalen Konzentrationsprofilen wurden die Proben der Kammern in einer 1-L-Polyethylen-Flasche zu einer Mischprobe für den gesamten Dialysesammler zusammengeführt und durch vorsichtiges Schwenken homogenisiert (Gesamtvolumen 0,7 L). Um eine Oxidation vor allem des gelösten Fe(II) zu vermeiden, wurden anfangs die Polyethylen-Flaschen kurz vor der Probenahme mit Stickstoff oder

Argon gespült. Es zeigte sich jedoch, dass bei vorsichtiger und zügiger Arbeitsweise beim Zusammenführen der Mischprobe und beim unmittelbar anschließenden Abfüllen und Konservieren der Teilproben für die Bestimmung der verschiedenen Wasserinhaltsstoffe in entsprechende Gefäße die zeit- und kostenaufwändige Stickstoff- bzw. Argonbegasung entfallen kann. Die Überführung der Teilproben und deren Konservierung wurden stets vor Ort in folgender Reihenfolge durchgeführt:

1. DIC (dissolved inorganic carbon = gelöster anorganischer Kohlenstoff): DIC-Bestimmungsröhrchen wurden vollständig mit unverdünnter Probe gefüllt und mit einem Schraubdeckel luftdicht verschlossen.
2. SRP (soluble reactive phosphorus = gelöster reaktiver Phosphor): sofortige Zugabe der Reagenzien Molybdatschwefelsäure und Ascorbinsäure zur i. d. R. verdünnten Probe und Messung innerhalb von 24 h. Es erfolgte stets eine Doppelbestimmung. Bei Eigenfärbung der Probe wurden zusätzlich Blindwerte gemessen (nur Zugabe von Molybdatschwefelsäure zu den Proben). Bei zu erwartender Störung des Farbkomplexes durch reduzierte Schwefelverbindungen (z.B. H<sub>2</sub>S) oder Huminstoffe: Abfüllen einer Teilprobe für den P-Aufschluss zur Bestimmung des gesamten gelösten Phosphors (= TDP, siehe Kap. 5.3)
3. Fe, K, Na: nach Bedarf verdünnt in 10mL-Messkolben; konserviert mit einem Tropfen HNO<sub>3</sub> (pH: ~ 1).
4. Ca: i. d. R. 1:25 verdünnt in 25mL-Messkolben; versetzt mit 0,5 mL 0,1 N Salzsäure und 0,25 mL Strontiumnitrat Sr(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> (200 mg/L Sr<sup>2+</sup>) (pH~1).

5. Chlorid, Sulfat und Nitrat: verdünnt und anschließend mit IC Chelatfilter (Firma Alltech) zur Entfernung von störenden Kationen filtriert.
6. DOC (dissolved organic carbon = gelöster organischer Kohlenstoff): i. d. R. verdünnt und mit einem Tropfen 2 M HCl angesäuert (pH: ~1-2)
7. NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (Ammonium): in 6 mL-Vials, i. d. R. verdünnt, Ansäuerung mit einem Tropfen 2 M HCl (pH: ~ 1-2).

Redoxpotenzial, Leitfähigkeit und pH-Wert wurden sofort nach dem Zusammenführen der Mischprobe in gesonderten Gefäßen bestimmt. Nach der chemischen Gleichgewichtseinstellung im oxischen Milieu wurde zusätzlich der Sauerstoffgehalt mit den Messsonden der Firma WTW gemessen:

- Redoxpotenzial: Redox-Einstabmesskette SenTix ORP
- Leitfähigkeit: LF 196 Multi Line P4
- pH-Wert: Multi Line P4
- Sauerstoff, Temperatur: Oxi 340

Die qualitativen Probeneigenschaften (Geruch, Farbe, Ausfällungen) sowie Verdünnungen, Sondenmessungen, Wasserstand in den Poldern und vorherrschende Pflanzenarten wurden während der Probenahme protokolliert.

Die Beprobung des anoxischen Porenwassers wurde bis auf wenige Ausnahmen in der eisfreien Periode des Jahres durchgeführt. Die Beprobungszeiträume für alle Untersuchungsgebiete sind in den Tabellen 4.1.1, 4.1.3 und 4.1.5 zusammengefasst.

## 5.2 Probenahme der Helophyten (Sumpfpflanzen) und Hydrophyten (Wasserpflanzen)

P. Steffenhagen

Zur Bestimmung der Produktivität der dominant vorkommenden Helophyten wurde die oberirdische Biomasse des Breitblättrigen Rohrkolbens (*Typha latifolia*), Schilfs (*Phragmites australis*), Großen Wasserschwadens (*Glyceria maxima*), des Rohrglanzgrases (*Phalaris arundinacea*), der Ufer-Segge (*Carex riparia*) und der Sumpf-Segge (*Carex acutiformis*) geerntet. Die Probenahme erfolgte im Jahr 2007 auf den Untersuchungsflächen Jargelin, Menzlin, Beestland, Wendewiesen und Zarnekow.

Um Maximalwerte der oberirdischen Biomasse zu ermitteln, erfolgte die Ernte jeweils zum Zeitpunkt beginnender Blüten- bzw. Fruchtbildung (Mengel 1991). Die auf diese Weise gewonnene Biomasse entspricht in etwa der jährlichen oberirdischen Netto-Primärproduktion von Helophytenbeständen. Vorher abgestorbene Sprosssteile oder später neu entwickelte Sprossorgane werden dabei nicht erfasst, so dass die gewonnenen Biomassewerte um bis zu 10 % niedriger sein können als die tatsächliche Netto-Primärproduktion (Odonk & Květ 1978).

Für alle untersuchten Helophyten wurden an mehreren Standorten (Poldern) Biomasseproben entnommen, um ein breites Spektrum an Standortfaktoren zu berücksichtigen. Die Standortvielfalt und die hohe Wiederholungszahl der Biomasseproben erlauben verallgemeinerungsfähige Aussagen zur Produktivität und Stoffspeicherung der einzelnen dominanten Pflanzenarten (Tab. 5.2.1).

Auf jeder Untersuchungsfläche wurden nur die Pflanzenarten geerntet, die dort mit Dominanzbeständen auf mindestens 20 m<sup>2</sup> vorkamen. Innerhalb eines Dominanzbestandes wurde die Biomasse auf 8 Zufallsflächen mit der Größe von jeweils 0,25 m<sup>2</sup> bis auf eine Höhe von 5 cm über dem Boden abge-

Tab. 5.2.1 Anzahl der Standorte und Biomasseproben untersuchten Helophyten

Pflanzenart	Anzahl der Standorte	Anzahl der Proben
<i>Phragmites australis</i>	5	40
<i>Typha latifolia</i>	6	48
<i>Glyceria maxima</i>	4	32
<i>Carex riparia</i>	3	24
<i>Carex acutiformis</i>	5	40
<i>Phalaris arundinacea</i>	5	40

schnitten. Die abgestorbene Biomasse wurde sorgfältig aussortiert. Nach der Ernte wurde die Biomasse zur Bestimmung der Trockenmasse bei 80 °C im Trockenschrank bis zur Massekonstanz getrocknet und die Trockenmasse ermittelt.

Die Hydrophyten (Wasserpflanzen) wurden auf den Untersuchungsflächen Wendewiesen, Beestland, Zarnekow und Menzlin an Standorten mit einer Wassertiefe von 0,5 m entnommen. Die Beprobung vom Rauhen Hornblatt (*Ceratophyllum demersum*) erfolgte mit Hilfe einer Plastikbox, die eine Höhe von 50 cm und einen Flächeninhalt von 0,15 m<sup>2</sup> aufwies. Es wurden nur Bestände vom Rauhen Hornblatt (*Ceratophyllum demersum*) beprobt, deren Deckung 100 % aufwies, d.h. der gesamte Wasserkörper wurde von den Pflanzen ausgefüllt. Die Biomasseproben wurden am Standort durch zwei Siebe vom Sediment befreit und die vorhandenen Makroinvertebraten sorgfältig aussortiert. Die Kleine Wasserlinse (*Lemna minor*) und Teichlinse (*Spirodela polyrhiza*) bildeten den überwiegenden Anteil der Schwimmdecken. Die Ernte erfolgte mittels eines Holzrahmens, der eine Innenfläche von 0,25 m<sup>2</sup> aufwies. Die Wasserlinsengewächse (Lemnaceen) wurden mit einer Plastikschaufel innerhalb dieser Fläche abgeschöpft. Die Hydrophyten wurden anschließend im Trockenschrank bei 80 °C bis zur Massekonstanz getrocknet und so wiederum die Trockenmasse ermittelt.

## 5.3 Wasser- und Feststoffanalytik

D. Zak, P. Steffenhagen, E. Zwirnmann & J. Gelbrecht

### Gelöste Wasserinhaltsstoffe

Die sauerstoffempfindlichen und in der Regel CO<sub>2</sub>-übersättigten Dialysesammlerproben wurden unmittelbar nach der Probenahme im Freiland oder im Labor in die vorgesehenen Messgefäße mit den entsprechenden fixierenden Chemikalien abgefüllt (siehe Kap. 5.1). Eine Filtration der mittels Dialysesammler gewonnenen Proben war durch das Prinzip des in situ Konzentrationsausgleichs durch die semipermeable Membran (Porengröße: 0,2 µm) nicht mehr notwendig. Im Gegensatz dazu mussten die Oberflächenwasserproben aus den überstauten Mooren oder Dränausläsen sowie „belüftete“ Porenwasserproben (nach 24 h Gleichgewichtseinstellung unter oxidischen Bedingungen, siehe Kap. 7.2) zur Analyse der gelösten Stoffe filtriert werden (Druckfiltertopf mit Membranfilter; Celluloseacetat; Porenweite 0,45 µm).

Bei geringen Probenvolumina (< 0,5 L) wurden Spritzenfilter der Firma Schleicher und Schuell verwendet (Celluloseacetat; Porenweite 0,45 µm). Die Filter wurden mit deionisiertem Wasser und mit Probe vorgespült bzw. konditioniert, um Sorption oder Desorption der zu analysierenden Wasserinhaltsstoffe durch die Filter ausschließen zu können (Membranfilter: 1 L deionisiertes Wasser danach 0,3 L Probe, Spritzenfilter: 0,1 L deionisiertes Wasser danach 0,1 L Probe). Danach wurde die zur Analyse der gelösten Inhaltsstoffe benötigte Wassermenge filtriert, in die entsprechenden Gefäße überführt und analysiert. Die Vorbereitung und Durchführung der Analytik der gelösten Wasserinhaltsstoffe ist detailliert bei Zwirnmann et al. (1999) beschrieben. Eine Zusammenfassung der verwendeten Methoden ist in Tab. 5.2.1 dargestellt.

Tab. 5.2.1 Bestimmungsgrenzen und analytische Methoden der gelösten Wasserinhaltsstoffe (Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, 1. bis 67. Lieferung, 2007).

Parameter	Bestimmungsgrenze	Analytische Methoden (Messgeräte)	Literatur
SRP	3 µg/L	Photometrie, Molybdänblaumethode (CARY 300, Varian)	DIN EN ISO 6878 Murphy & Riley (1962)
TDP	4 µg/L	als SRP nach Aufschluss der filtrierten Proben (CARY 300, Varian)	DIN EN ISO 1189
Fe	0,1 mg/L	Flammen Atom-Absorptions-Spektrometrie nach Filtration (AAS 3300, Perkin Elmer)	DIN 38406-32 EN ISO 7980 DIN EN ISO 12020
Ca	0,2 mg/L		
Al	0,5 mg/L		
Na	0,1 mg/L	Flammen Atom-Emissions-Spektrometrie nach Filtration (AAS 3300, Perkin Elmer)	DIN ISO 9964-3
K	0,1 mg/L		
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,03 mg /L N	Photometrie, Indophenolmethode (Flow Solution III, Perstorp)	DIN EN ISO 11732
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,01 mg /L N	Ionenchromatographie (Shimadzu)	DIN EN ISO 10304-1
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0,5 mg/L		
Cl <sup>-</sup>	0,5 mg/L		
DIC	0,5 mg/L	Infralyt detektion des CO <sub>2</sub> nach Ansäuerung (TOC 5000, Shimadzu u. multi N/C 3100, Analytik Jena)	DIN EN 1484
DOC	0,5 mg/L	Infralyt detektion des CO <sub>2</sub> nach katalytischer Oxidation des organischen Kohlenstoffs bei 680 °C (TOC 5000, Shimadzu u. multi N/C 3100, Analytik Jena)	DIN EN 1484



Verschiedene Kohlenstofffraktionen der gelösten organischen Substanzen (z. B. P-Fraktionierung der Torfe, siehe Kap. 7.3) wurden mit einer automatisierten Ausschlusschromatographie mit anschließender on-line-Bestimmung des Kohlenstoffes in einem Infralyt-detektor nach UV-Aufschluss (185 nm) in einem Gränzel-Reaktor bestimmt. Mit einem zusätzlichen UV-Detektor vor dem Reaktor ist eine Aussage über den Anteil UV-aktiver Verbindungen möglich. Drei Gruppen von organischen Kohlenstoffverbindungen werden in Abhängigkeit von ihrer Molekülgröße unterschieden: hochmolekulare Verbindungen (z. B. Polysaccharide), huminstoffähnliche Substanzen, niedermolekulare Verbindungen (z. B. niedermolekulare Säuren, Aminozucker). Zur Analyse des Gesamt-DOC werden die filtrierten Proben (0,2 µm) im Bypass in den Reaktor geleitet, aufgeschlossen und als CO<sub>2</sub> analysiert.

#### Feststoffgehalte in Torfen und pflanzlicher Biomasse

Zur Bestimmung der P-, C-, N-, Fe-, Al- und Ca-Gesamtgehalte der Torfe (P<sub>t</sub>, C<sub>t</sub> ...) wurden die Torf- und Pflanzenproben (ca. 10 - 20 g Frischmasse) bei einer Temperatur von 105 °C bis zur Massekonstanz getrocknet. Die getrockneten Torfproben wurden in einer Achatkugelmühle homogenisiert. Die pflanzliche Biomasse wurde nach der Trocknung in einer Schlagkreuzmühle (Universität Greifswald) bzw. einer Schwingscheibenmühle (ZALF Müncheberg) zerkleinert. Nach guter Durchmischung des Pflanzenmaterials wurden ca. 2 g in einer Feinmühle (Pulverisette) zu Pulver gemahlen. Anschließend wurde das Pflanzenpulver bei 105° bis zur Gewichtskonstanz erneut getrocknet und danach im Exsikkator für weitere Untersuchungen aufbewahrt.

Für die Bestimmung der P<sub>t</sub>-Gehalte wurden 5 - 10 mg der homogenisierten Proben in Quarzglasröhrchen überführt. Die Proben

wurden mit 20 mL deionisiertem Wasser, 2 mL 10 M H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> und 2 mL 30 % H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> versetzt. Der Aufschluss der Proben erfolgte in einem offenen Aufschlussblock mit Rückflusssystem nach einem kontrollierten Temperaturregime (1. Phase: 120 °C, 3 h; 2. Phase: 160 °C, 2 h; 3. Phase: Abkühlung auf 90°C). Nach vollständigem Aufschluss – die Proben müssen klar sein – erfolgte die Zugabe von 15 mL deionisiertem Wasser zur Hydrolyse eventuell gebildeter Polyphosphate (90°C; 0,5 h). Nach Abkühlen auf Raumtemperatur wurde der pH-Wert der Proben zwischen 5 bis 8 durch Titration mit 5 M Natronlauge (Indikator: p-Nitrophenol) bis zur Gelbfärbung und tropfenweise Zugabe von 5 M H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> bis zur Entfärbung eingestellt. Nach dem Überführen der Proben in Messkolben (25 mL oder 50 mL), der Zugabe von deionisiertem Wasser und den Reagenzien (Molybdätschwefelsäure und 10 %ige Ascorbinsäure) erfolgte die Bestimmung der SRP-Konzentrationen am VARIAN-Photometer CARY 1E bei 710 nm in 5 cm Küvetten gegen deionisiertes Wasser (Zwirmann et al. 1999). Die C<sub>t</sub>- und N<sub>t</sub>-Gehalte der Torfe wurden mit einem CHN-Analyser ermittelt (IGB, Universität Greifswald: Vario EL, Elementar, Hanau, ZALF Müncheberg: Vario EL III, Elementar). Zur Bestimmung der Fe<sub>t</sub>-, Al<sub>t</sub>- und Ca<sub>t</sub>-Gehalte wurden 50-100 mg homogenisierter Torfprobe in Teflongefäße eingewogen und mit 2 mL konzentrierter Salzsäure (37 %) und 6 mL konzentrierter Salpetersäure (65 %) versetzt. Der Aufschluss erfolgte in einem geschlossenen Mikrowellensystem (MLS GmbH) unter schrittweiser Erhöhung der Temperatur bei 160°C für 15 min und bei 210 °C für 5 min. Die Bestimmung der Konzentrationen in den Aufschlüssen erfolgte am Atom-Absorptions-Spektrometer (Perkin Elmer 3300).

P-Konzentrationen in den chemischen Extrakten der Torfe (siehe Kap 7.3) wurden aufgrund der starken Eigenfärbung der Proben und der nachgewiesenen analytischen Interferenzen in den BD- und NaOH-Lösungen

generell nach einem Schwefelsäure-/Wasserstoffperoxidaufschluss (siehe oben) als TDP (gesamter gelöster Phosphor) bestimmt. Dadurch ist eine Unterscheidung von anorganischem und organischem gelösten Phosphor in den entsprechenden Fraktionen nicht möglich. Die Analytik der Metalle und des DOC in den Extrakten erfolgte nach den Standardmethoden (siehe Tab. 5.2.1).

#### 5.4 Ermittlung der Netto-Kohlendioxid-, Methan- und Lachgaskonzentrationen in den Feldmessungen

*J. Augustin und B. Chojnicki*

Die Messung der Gasflüsse auf den Untersuchungsflächen im Polder Zarnekow (vgl. Kap. 6.2.2) erfolgt auf Grundlage der sogenannten statischen Haubenmethode (non steady-state enclosures). Bei der Ermittlung der N<sub>2</sub>O- und CH<sub>4</sub>-Flüsse kamen weiße und gasdichte Sammelhauben aus PVC (Durchmesser 50 cm, Volumen 65 l) zum Einsatz, die auf im Boden fest verankerte Dichtringe aus PVC aufgesetzt wurden (vgl. Farbtafel 2 Abb. 4.1.4). Zur Messung erfolgte jeweils in fünf-facher Wiederholung per Hand die kurzzeitige Abdeckung (20 bis 60 Minuten) repräsentativer Areale mit den Hauben. Im Verlauf der Abdeckung wurden mithilfe vorher evakuierter Glasflaschen (100 mL) mehrfach Gasproben aus den Sammelhauben entnommen. Anschließend erfolgte im Labor die Ermittlung der Lachgas- und Methankonzentration in den Gasproben mithilfe eines automatischen, gaschromatografischen Systems der Firma Lofthfield (Göttingen, Detektoren: ECD und FID; Lofthfield et al. 1997). Die Emissionsraten berechnen sich aus der Veränderung der Spurengaskonzentrationen in den Gassammelhauben im Verlauf der Messzeit bezogen auf Haubenvolumen und -grundfläche (Livingston & Hutchinson 1995, vgl. auch 6.1.2).

Zur Ermittlung des CO<sub>2</sub>-Austausches diente ein selbst entwickeltes, automatisches Messsystem, das auf durchsichtigen und quadra-

Zur Bestimmung der Trockenmasse wurden ca. 20 g Torfe (Frischmasse) im Porzellantiegel eingewogen und bei 105 °C bis zur Massekonstanz getrocknet. Der organische Anteil der getrockneten Proben wurde durch die anschließende Bestimmung des Glühverlustes (550 °C, 4 h) ermittelt.

tischen Hauben aus Polykarbonat mit einer Grundfläche von 1 m<sup>2</sup> und einer Höhe 1 m basiert, die auf der Unterseite mit einer Gummidichtung ausgestattet sind. Um während der Messungen den Gasaustausch mit der Umgebung sicher zu verhindern, d. h. während des Verschlusses, setzen die Hauben auf fest im Boden verankerte Stahlrahmen auf. Pro Untersuchungsvariante sind jeweils vier dieser sich automatisch senkenden und wieder hebenden Hauben fest installiert worden (vgl. Farbtafel 1 und 2 Abb. 4.1.1 - 4.1.4). Die Haubenschlusszeit variiert je nach Intensität des CO<sub>2</sub>-Austausches zwischen 10 Minuten und 2 Stunden. Während des Haubenschlusses wird in jeder Haube fortlaufend die Veränderung der CO<sub>2</sub>-Konzentration mithilfe eines Infrarotsensors vom Typ MyCO<sub>2</sub> (Edinburgh Sensors) erfasst. Die Berechnung der CO<sub>2</sub>-Flüsse beruht ebenfalls auf den Veränderungen der CO<sub>2</sub>-Konzentration in den Hauben während der Messzeit (Einzelheiten vgl. 6.1.2).

Darüber hinaus werden in hoher zeitlicher Auflösung (0,5 bis 6 Stunden) wichtige Steuerparameter der Gasflüsse wie Bodentemperatur (2, 5, 10 und 50 cm Tiefe), Lufttemperatur (20 cm Höhe), photosynthetisch aktive Strahlung (PAR), Niederschlag, Windgeschwindigkeit, Windrichtung und der Grundwasserstand erfasst.



## 5.5 Spurengas-, C- und <sup>14</sup>C-Analytik in den Modellexperimenten zur Kohlenstoffdynamik

J. Augustin

Die Messung der CO<sub>2</sub>- und CH<sub>4</sub>-Flüsse im Modellexperiment zur Bedeutung organischer Substrate als Spurengasquelle (vgl. Kap. 6.2) erfolgte auf Grundlage der sogenannten dynamischen Haubenmethode (steady state flow-through chamber system, Livingston & Hutchinson, 1995). Am Ein- und Ausgang der verwendeten Inkubationsgefäße wurden Gaskonzentrationen mithilfe eines photoakustischen Infrarotmultigasmonitors vom Typ INNOVA 1312 (INNOVA AirTech Instruments, Ballerup, Denmark) erfasst. Da der Multigasmonitor nicht in der Lage war, die Störungen der Methanmessungen durch hohe Wasserdampfkonzentrationen vollständig zu kompensieren, wurde die Luft vor dem Eingang in den Monitor mithilfe eines Gasaufbereitungssystems vom Typ Rosemount bei 5 °C partiell getrocknet. Die Gasflussraten ergaben sich hier auf Grundlage der Differenz der Gaskonzentrationen zwischen Gefäßeingang und Gasausgang sowie der pro Zeiteinheit geströmten Luftmenge (weitere Details siehe Kap. 6.2.2).

Bei dem Modellexperiment zur C-Dynamik (vgl. Kap. 6.3) wurde das aus den Gefäßen freigesetzte <sup>14</sup>C-markierte CO<sub>2</sub> in einer NaOH-Vorlage aufgefangen. Die Bestimmung des in NaOH gelösten CO<sub>2</sub>-C erfolgte durch Titration der verbliebenen NaOH-Lösung mit HCl nach Ausfällung von HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>/CO<sub>3</sub><sup>2-</sup> mit überschüssigem BaCl<sub>2</sub>. Nach Abschluss des Experimentes wurden Sprosse, Wurzeln (gewaschen) und das Torfsubstrat voneinander getrennt, dann bis zur Gewichtskonstanz bei 104 °C getrocknet und bis zu ihrer Untersuchung bei Raumtemperatur gelagert. Nach sorgfältiger Zerkleinerung mit einer Schwingscheibenmühle wurden die C-Gehalte der Pflanzenteile und des Torfes mittels Elementaranalysator (Eltra CS 500, Eltra GmbH, Neuss) erfasst. Die Bestimmung der <sup>14</sup>C-Aktivitäten erfolgte in allen Fraktionen auf Grundlage der Flüssig-Szintillations-Messung (Liquid Szintillation Counter Beckman LS-6000, Beckman Coulter). Weitere Details zur Analytik finden sich bei Augustin et al. (2002) und solche zur Versuchsdurchführung im Kap. 6.3.2.

## 5.6 Vegetationskartierung mit Quickbird-Satellitendaten

P. Steffenhagen

Die Vegetation der untersuchten wiedervernässten Moore wurde mit Hilfe von hochauflösenden Quickbird-Satellitendaten (0,6 m) aus dem Jahr 2007 kartiert. Die Auswertung der Quickbird-Daten erfolgte mit dem von Frick (2006) entwickelten Vegetationsklassifizierungsverfahren, das für diese Fragestellung modifiziert wurde. Das Verfahren ermöglicht eine vollautomatische Klassifikation von Biotopelementen auf Pixelbasis. Zur Eichung wurden Vegetationsaufnahmen von dominant auftretenden Pflanzenarten der Röhrichte und Seggenriede genutzt.

Das Ergebnis der Vegetationsklassifizierung ist eine so genannte Indikatorenkarte. Als Indikator wurde dabei jede klassifizierte Pflanzenart bzw. Pflanzenartengruppe angesehen. Die Vegetationsklassifizierung erfolgte auf der Grundlage von Vegetationstypen, die aus dominant auftretenden Pflanzenarten bzw. Pflanzenartengruppen abgeleitet wurden. Diese Daten wurden in ArcGIS vektorisiert, so dass die Vegetationstypen in Form von Polygonen dargestellt werden konnten. Insgesamt wurde die Vegetation von 1256 ha wiedervernässter Moore mit diesem Verfahren klassifiziert (Tab. 5.6.1) und detailgetreue Vegetationskarten erstellt (Kap. 8.1).

Tab. 5.6.1 Flächenanzahl und -größe der mit Quickbird-Satellitendaten ausgewerteten Polder

Untersuchungsgebiete	Flächengröße [ha]
Polder Menzlin, Jargelin, Ziethen	158
Polder Murchiner Wiesen	178
Polder Kamp	358
Polder Anklam West	147
Anklamer Stadtbruch	415
<b>Gesamtfläche</b>	<b>1256</b>

## 6. Austausch von klimarelevanten Spurengasen, Klimawirkung und Kohlenstoffdynamik in den ersten Jahren nach der Wiedervernässung von degradiertem Niedermoorgrünland

(J. Augustin und B. Chojnicki)

### 6.1 Veränderungen im Austausch von Kohlendioxid, Methan, Lachgas und der resultierenden Klimawirkung auf Untersuchungsflächen im Polder Zarnekow

#### 6.1.1 Hintergrund

Mit der Wiedervernässung und damit verbundener Überstauung degradierter Niedermoore werden große Hoffnungen auf eine Reduzierung der Intensität der C/N-Stoffumsetzungsprozesse und verminderte Klimawirkung der Niedermoore infolge reduzierter Spurengasemission verbunden (z. B. Lenschow 1997, Schultz-Sternberg & Zeitz 1997). Bislang gibt es aber nur wenige und zudem höchst widersprüchliche Informationen darüber, ob, wann und unter welchen Bedingungen sich diese Zustände einstellen. In Analogie zu ungestörten Niedermooren ist bei Wiedervernässung prinzipiell mit einer Netto-CO<sub>2</sub>-Aufnahme im System Pflanze-Torfkörper (C-Senke), einer signifikanten Methanemission und einer sehr geringen Lachgasfreisetzung zu rechnen. Tatsächlich konnte nach Überstauung degradierter Niedermoore schon ein drastischer Rückgang der Lachgasemissionen festgestellt werden. Überraschenderweise fiel der Anstieg der Methanemissionen unerwartet deutlich aus (Augustin et al. 1996, Augustin 2001). Im Fall eines überstauten Niedermoores, welches noch nicht wieder mit angepasster Vegetation bedeckt war, ging dies mit einer extrem hohen Freisetzung an CO<sub>2</sub> als Folge der sogenannten Ökosystematmung einher (Meyer & Höper 1998). Allerdings gab es bis vor kurzem überhaupt noch keine Untersuchungen, die die

vollständige Erfassung der CO<sub>2</sub>-Flüsse dieser Standorte beinhalteten (Byrne et al. 2004, Höper et al. 2008). Das ist aber eine Grundvoraussetzung für die Einschätzung, ob eine CO<sub>2</sub>-Quelle bzw. -Senke vorliegt.

Als genauso lückenhaft stellt sich das Wissen zum Einfluss schwankender Grundwasserstände auf die Gasemissionen dar. Hierbei handelt es sich jedoch um ein Phänomen von erheblicher Relevanz. So werden oft im großen Umfang Niedermoorflächen, die an wiedervernässte Standorte angrenzen, bedingt durch die Geländebeziehungen im Winter ebenfalls überstaut, während sie im Sommer wieder trocken fallen. Generell ist die Gefahr nicht von der Hand zu weisen, dass infolge der schwankenden Grundwasserstände die Intensität der Stoffumsetzungen und somit die Spurengasfreisetzung und die Klimawirkung im Vergleich zu dauerhaft stark entwässerten Standorten nicht zurückgehen (Flessa et al. 1997, Merbach et al. 2001, Jungkunst & Fiedler 2007). Derzeit ist jedoch noch nicht bekannt, ob diese Vermutung tatsächlich zutrifft.

Zum großen Teil lassen sich diese Wissensdefizite auf die gravierenden methodischen Probleme zurückführen, die mit der exakten Erfassung der realen CO<sub>2</sub>-Emission verbunden sind. Die reale (Netto-) CO<sub>2</sub>-Emission ergibt sich nämlich immer nur als resultierende Größe aus zwei stets simultan entgegengesetzt ablaufenden C-Flüssen, dem CO<sub>2</sub>-Eintrag (Brutto-Photosynthese

bzw. Bruttoprimärproduktion) und dem CO<sub>2</sub>-Austrag (Pflanzen- und Bodenatmung). Nur auf Grundlage der resultierenden Netto-CO<sub>2</sub>-Emission können dann Aussagen zur CO<sub>2</sub>-Quellen- oder Senkenfunktion getroffen werden (vgl. Kap. 6.1.2).

Inzwischen gibt es Belege, dass sich die Netto-CO<sub>2</sub>-Emission auch auf Moorstandorten mittels sogenannter Haubenmethoden oder mikrometeorologischen Verfahren sicher erfassen lässt. Bezüglich des hohen personellen und finanziellen Aufwandes und der Einsetzbarkeit unter spezifischen Bedingungen weisen beide methodischen Ansätze Vor- und Nachteile auf (Livingston & Hutchinson 1995, Drösler 2005, Roulet et al. 2007, Limpens et al. 2008). Um die bekannten Nachteile bei der Ermittlung der Netto-CO<sub>2</sub>-Emission auf wiedervernässten Mooren zu umgehen, wurden daher selbst entwickelte automatische Hubhaubensysteme eingesetzt (vgl. Farbtafel 1 Abb. 4.1.2-4.1.3 und Farbtafel 2 Abb. 4.1.4).

Anliegen der eigenen Untersuchungen war es, durch Kombination von Langzeitmessungen der Gasflüsse und Prozessstudien der C-Dynamik einen Beitrag zur Erweiterung des Wissens über den Einfluss der Wiedervernässung und der damit verbundenen Überstauung auf die Spurengasemission und die Klimawirkung degradierter Niedermoore zu leisten.

#### 6.1.2 Untersuchungsvarianten, Ermittlung der Spurengasflüsse, der Klimawirkung und der C-Bilanzen

##### Untersuchungsvarianten

Die Langzeitmessungen zum Spurengasaustausch erfolgen jeweils auf einer wechselfeuchten und einer permanent überstauten Niedermoorgraslandfläche, die sich im Peenetal innerhalb des wiedervernässten Polders Zarnekow südöstlich von Dargun befinden (siehe auch Kap. 4 Tab. 4.4.1). Die Messstellen wurden im Verlauf des Jah-

res 2004 vor Beginn der Renaturierung des Polders eingerichtet (Farbtafel 1 Abb. 4.1.2). Im Spätherbst des Jahres 2004 erfolgte die Flutung des Polders. Seitdem weist die überstaute Messfläche einen permanent über der Geländeoberfläche liegenden Wasserstand auf, während auf der wechselfeuchten Fläche der Grundwasserstand extrem starken Schwankungen unterliegt und zum Teil auch hier über Flur ansteigt (Abb. 6.1.1 und Tab. 6.1.1).

##### Ermittlung der Spurengasflüsse, der Klimawirkung und der C-Bilanzen

Die aktuellen Flussraten von CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O ergeben sich unter Berücksichtigung des Haubenvolumens aus der Veränderung der Konzentrationen unter der Gashaube in Bezug auf die Haubengrundfläche und die Zeitspanne, in der die Messhauben verschlossen waren. Um später die Gasflüsse in Bilanzen zur Ermittlung von Veränderungen im Boden-C-Vorrat integrieren zu können, erfolgen die Angaben in C- bzw. N-Werten. Die Berechnung der aktuellen Gasaustauschraten basiert auf folgender Gleichung:

$$I_{\text{CO}_2/\text{CH}_4/\text{N}_2\text{O}} [\mu\text{g C bzw. N m}^{-2} \text{ h}^{-1}] = \frac{M \cdot P \cdot V \cdot \Delta v}{R \cdot T \cdot t \cdot A} \quad (\text{Gl. 6.1})$$

$$I_{\text{CO}_2/\text{CH}_4/\text{N}_2\text{O}} = \text{CO}_2\text{-/CH}_4\text{-/N}_2\text{O}\text{-Flussrate} [\mu\text{g C bzw. N m}^{-2} \text{ h}^{-1}]$$

$$M = \text{molare Masse der Gase} [\text{g C bzw. N mol}^{-1}]$$

$$P = \text{Luftdruck unter Normalbedingungen} (101300 \text{ Pa})$$

$$V = \text{Volumen Gassammelhaube} [\text{m}^3]$$

$$\Delta v = \text{Veränderung (Differenz) der Gaskonzentration während der Messung} [\text{ppm}(v)]$$

$$R = \text{allgemeine Gaskonstante} (8,3143 \text{ m}^3 \text{ Pa K}^{-1} \text{ mol}^{-1})$$

$$T = \text{Innentemperatur Gassammelhaube} [\text{K}]$$

$$t = \text{Messzeit (Haubenschlusszeit)} [\text{h}]$$

$$A = \text{Grundfläche Gassammelhaube} [\text{m}^2]$$

$$\text{ppm}(v) = \text{Spurengaskonzentration [Gasvolumeneinheiten pro 1 Million Volumeneinheiten]}$$

Für die Ermittlung von Veränderungen in den aktuellen Flüssen sowie von kumulierten jährlichen Flussraten wurden der CH<sub>4</sub>- und der N<sub>2</sub>O-Austausch mit dunklen, manuell betriebenen Hauben in ein- bis zweiwöchentlichem Rhythmus erfasst. Wie schon erwähnt, ergibt sich der CO<sub>2</sub>-Austausch, anders als der CH<sub>4</sub>- und der N<sub>2</sub>O-Austausch, prinzipiell aus den zwei gegenläufigen CO<sub>2</sub>-Flüssen der sogenannten Bruttoprimärproduktion (BPP; d. h. CO<sub>2</sub>-Bindung durch die Photosynthese) und der Ökosystematmung (Reco; CO<sub>2</sub>-Freisetzung durch Pflanzen- und Mikroorganismenatmung). Der resultierende Netto-CO<sub>2</sub>-Fluss wird auch als Netto-Ökosystemaustausch (NEE) bezeichnet. Diesen Zusammenhang bringt die nachstehende Gleichung zum Ausdruck:

$$(Gl. 6.2) \quad NEE = BPP - R_{eco}$$

Die automatischen Hubhauben erlauben die fortlaufende Bestimmung der aktuellen Netto-CO<sub>2</sub>-Flussraten, auf deren Grundlage sich dann kumulierte Netto-CO<sub>2</sub>-Austauschraten errechnen lassen. Parallel dazu werden mithilfe der Messwerte und des hyperbolischen Ansatzes nach Michaelis & Menten (1913) für die Bruttoprimärproduktion Lichtabhängigkeitskurven erstellt. Die Ermittlung der Temperaturabhängigkeitskurven für die Ökosystematmung erfolgte mithilfe des exponentiellen Ansatzes von Lloyd & Taylor (1994). Beide Zusammenhänge dienen zur Parametrisierung von CO<sub>2</sub>-Austauschmodellen, die ergänzend zu der direkten Aufsummierung der aktuellen CO<sub>2</sub>-Flüsse bei der Berechnung von jährlichen Netto-CO<sub>2</sub>-Austauschraten Verwendung finden.

Die Bestimmung von Veränderungen im Boden-C-Vorrat basiert auf einem einfachen C-Bilanzansatz. Als Bilanzglieder werden neben den jährlichen Raten der C-Gasflüsse (Netto-CO<sub>2</sub> und -CH<sub>4</sub>) auch ein eventueller C-Export durch Ernte der oberir-

dischen Pflanzenmasse bzw. eine C-Zufuhr durch organische Düngung berücksichtigt. Dementsprechend lautet die C-Bilanzgleichung wie folgt:

$$\Delta \text{Boden-C}_{\text{Vorrat}} = \text{Netto-CO}_2\text{-C} + \text{CH}_4\text{-C} + (\text{C}_{\text{Export}} - \text{C}_{\text{Zufuhr}}) \quad (Gl. 6.3)$$

Bei der Interpretation der Resultate ist zu beachten, dass negative Werte als C-Akkumulation (C-Senkenfunktion) und positive Werte als C-Verlust (C-Quellenfunktion) anzusehen sind.

Zur Ermittlung der Klimawirkung werden die jährlichen Flussraten der Treibhausgase in Form ihrer CO<sub>2</sub>-Äquivalentwerte addiert. Das erfolgt auf Grundlage des vom Intergovernmental Panel on Climate Change Global (IPCC) erstellten Konzeptes des sogenannten „global warming potential“ (GWP). Die hier vorgenommenen Berechnungen fußen auf Angaben von 1995 und beziehen sich auf einen Zeithorizont von 100 Jahren. Analog zu den Gasflussraten erfolgt die Angabe in Form von Elementwerten, d. h. als CO<sub>2</sub>-C-Äquivalente. Da dem CO<sub>2</sub> per Definition der Faktor 1 zugewiesen wird, gelten für die anderen Gase in diesem Fall folgende Umrechnungsfaktoren: CH<sub>4</sub>=7,6, N<sub>2</sub>O=132,9 (Augustin 2001, Byrne et al. 2004). Die Werte für den Netto-CO<sub>2</sub>-Austausch werden dabei stets um den eventuellen C-Export durch Ernte korrigiert. Negative Zahlenwerte werden als positiv für das Klima angesehen („kühlende Wirkung“), positive Zahlenwerte hingegen bedeuten das Gegenteil („aufheizende Wirkung“).

### 6.1.3 Veränderungen in den aktuellen und den jährlichen Gasflussraten, der Klimawirkung und den C-Bilanzen

#### CH<sub>4</sub>-und N<sub>2</sub>O-Austausch

Unmittelbar nach der Wiedervernässung fungierte die überstaute Fläche recht schnell als extrem starke Methanquelle

(Abb. 6.1.2). In dem sehr warmen Jahr 2006 stieg die Methanemission auf der überstauten Fläche gegenüber 2005 nochmals drastisch an, während die inzwischen wechselseuchte Graslandfläche nur eine sehr niedrige Methanfreisetzung aufwies. Die Lachgasemission war auf der überstauten Variante konstant sehr niedrig (Abb. 6.1.3). Auf der wechselseuchten Fläche kam es hingegen, wahrscheinlich durch den sehr niedrigen Grundwasserstand verursacht (Abb. 6.1.1) im Verlauf des Jahres 2006 zu einem deutlichen Anstieg der Lachgasfreisetzung. Im Jahre 2007 begann sich die Methanemission auf der überstauten Fläche sehr stark abzuschwächen. Dieser Trend hielt auch bis zum Sommer 2008 weiter an. Auf der wechselseuchten Graslandfläche war die Methanfreisetzung hingegen, bedingt durch den permanent hohen Grundwasserstand (Abb. 6.1.1), zwischenzeitlich deutlich erhöht (Abb. 6.1.2). Die Lachgasemission blieb bei beiden Varianten sehr gering (Tab. 6.1.1). Nach dem Absinken des Grundwassers im Frühjahr 2008 kam es insbesondere auf der wechselseuchten Variante erneut zu einem leichten Wiederanstieg. Die Situation bei den aktuellen Flussraten bzw. deren Veränderungen spiegelt sich auch bei den jährlichen Flussraten wieder: deutlicher Rückgang des Methanflusses auf der überstauten Fläche nach anfänglich extrem hohen Werten, leichter Anstieg auf der wechselseuchten Fläche; ein geringer, aber stark schwankender Lachgasfluss auf dem wechselseuchten Plot und ein durch-

gehend sehr geringer Lachgasfluss auf der überstauten Fläche (Tab. 6.1.1).

#### Netto-CO<sub>2</sub>-Austausch

Unmittelbar nach der Wiedervernässung fungierten im Jahr 2005 beide Varianten als CO<sub>2</sub>-Senken. Die Senkenfunktion war auf der überstauten Variante infolge des zu dieser Zeit dort wachsenden Rohrglanzgrases wesentlich stärker als auf der wechselseuchten Variante ausgeprägt (Farbtafel 1 Abb. 4.1.3 und Tab. 6.1.1). In den Jahren 2006 und 2007 agierten beide Varianten in der ersten Jahreshälfte als CO<sub>2</sub>-Senke und in der zweiten Jahreshälfte als CO<sub>2</sub>-Quelle. Bei der wechselseuchten Variante sind diese Veränderungen jedoch wesentlich intensiver ausgeprägt (Abb. 6.1.4 und 6.1.5, Tab. 6.1.1). Wahrscheinlich infolge des Absterbens des Rohrglanzgrases bzw. des momentanen Fehlens höherer Pflanzen wandelte sich die überstaute Variante in eine schwache CO<sub>2</sub>-Quelle um. Die zeitweilige Netto-CO<sub>2</sub>-Aufnahme geht vermutlich auf die Photosynthese von Lemnaceen und Algen zurück (Farbtafel 2 Abb. 4.1.4). Der wechselseuchte Plot stellt, ohne Berücksichtigung des C-Exportes durch die Gräsernte, nach wie vor eine mäßige CO<sub>2</sub>-Senke dar. Offenbar ist diese Senkenwirkung aber im Abnehmen begriffen, was wahrscheinlich auf den stark schwankenden Grundwasserstand zurückzuführen ist (Abb. 6.1.1). Bei der überstauten Variante zeichnet sich noch kein klarer Trend ab (Tab. 6.1.1).

Tab. 6.1.1 Mittlere Grundwasserstände und Gasflussraten auf der wechselseuchten (Kontrolle) und auf der überstauten Niedermoorgraslandfläche im Polder Zarnekow in den Jahren 2005 bis 2007.

	Wechselseucht			Überstaut		
	2005	2006	2007	2005	2006	2007
Mittlerer Grundwasserstand über Geländeoberfläche (m)	n.b.	-0,3 (+/-0,3)	0,1 (+/-0,1)	> 0,3	> 0,3	> 0,3
<b>Gasflussrate</b>						
Netto-CO <sub>2</sub> (kg CO <sub>2</sub> -C ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	-1941	-1250	-953	-5000	503	98
CH <sub>4</sub> (kg CH <sub>4</sub> -C ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	0,0	-0,1	85,2	1890,9	3700,4	1781,8
N <sub>2</sub> O (kg N <sub>2</sub> O-N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	1,3	3,5	0,9	0,1	-0,1	0,2

**Veränderungen im C-Vorrat (C-Bilanz) und der Klimawirkung**

Wenn neben den CO<sub>2</sub>-Flüssen auch der CH<sub>4</sub>-Austausch und der C-Export berücksichtigt werden, dann weisen beide Varianten für den gesamten Untersuchungszeitraum mäßige Verluste im Boden-C-Vorrat auf. Neben der inzwischen generell schwachen CO<sub>2</sub>-Senkenfunktion tragen dazu bei der wechselfeuchten Variante vor allem der C-Export und bei der überstauten Variante der CH<sub>4</sub>-Austausch bei. Der C-Verlust über den Methanfluss hat hier zwischenzeitlich sogar die ursprüngliche C-Akkumulation infolge Netto-CO<sub>2</sub>-Festlegung wieder vollständig aufgezehrt (Tab. 6.1.1, Abb. 6.1.6).

Bei der wechselfeuchten Variante deutet sich über den Untersuchungszeitraum eine Verschlechterung der Klimawirkung an. Daran hat neben der Verringerung der CO<sub>2</sub>-Senkenfunktion auch der Anstieg der CH<sub>4</sub>-Emission mitgewirkt. Insgesamt befindet sich diese derzeit aber immer noch auf einem sehr viel niedrigeren Niveau als die der überstauten Variante (Tab. 6.1.2). Vor allem infolge der extrem hohen Methanemission hat sich hier die schon 2005 sehr deutliche „aufheizende“ Klimawirkung im Jahr 2006 noch deutlich verstärkt. 2007 kam es jedoch parallel zum Rückgang der CH<sub>4</sub>-Freisetzung auch wieder zu einer deutlichen Verringerung der Klimawirkung (Tab. 6.1.2).

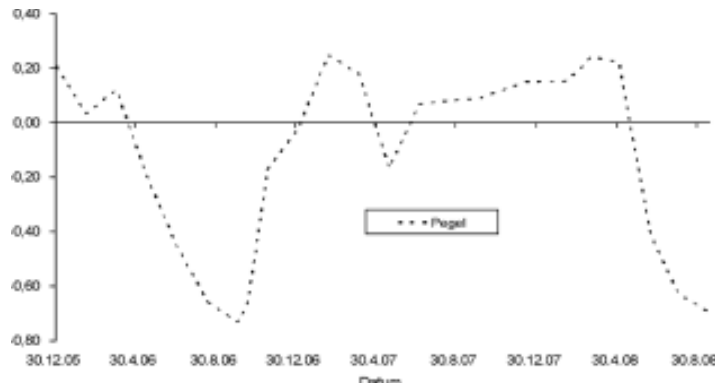


Abb. 6.1.1 Veränderungen im Grundwasserstand auf der wechselfeuchten Fläche im Polder Zarnekow von Dezember 2005 bis zum September 2008.

Tab. 6.1.2 Summarische Klimawirkung (GWP) des Graslandes und der überstauten Fläche im Polder Zarnekow in den Jahren 2005 bis 2007.

	Wechselfeucht CO <sub>2</sub> -C-Äquivalente <sup>1</sup> (kg CO <sub>2</sub> -C*ha <sup>-1</sup> *a <sup>-1</sup> )			Überstaut CO <sub>2</sub> -C-Äquivalente (kg CO <sub>2</sub> -C*ha <sup>-1</sup> *a <sup>-1</sup> )		
	2005	2006	2007	2005	2006	2007
Spurengas						
Netto-CO <sub>2</sub> <sup>2</sup>	-62	-85	1790	-5000	503	98
CH <sub>4</sub>	1	-1	633	15239	29351	12829
N <sub>2</sub> O	188	492	372	13	13	27
<b>GWP-Potenzial gesamt</b>	<b>127</b>	<b>406</b>	<b>2995</b>	<b>10252</b>	<b>29867</b>	<b>12954</b>

<sup>1</sup> Relatives, auf CO<sub>2</sub> bezogenes Treibhauspotenzial der einzelnen Gase für einen Zeithorizont von 100 Jahren, nach den Angaben des Intergovernmental Panel on Climate Change von 1995. Da hier CO<sub>2</sub>-C-Äquivalente (gemäß Definition Faktor 1) angegeben werden, gelten für die anderen Gase folgende Umrechnungsfaktoren: CH<sub>4</sub> 7,6 und N<sub>2</sub>O 132,9.

<sup>2</sup> Hier abzüglich des C-Exportes durch Grasernte.

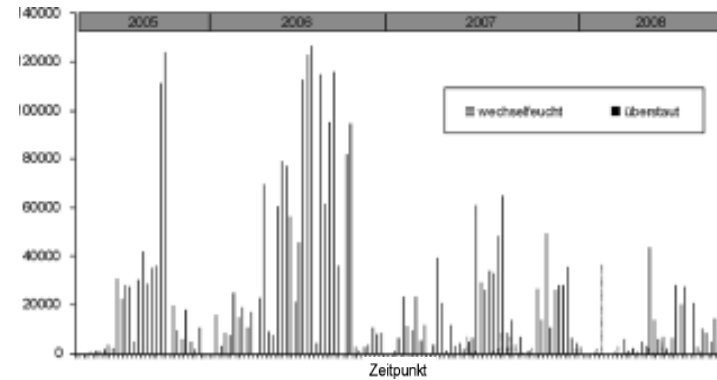


Abb. 6.1.2 Methanemission auf der wechselfeuchten (Grasland) und der seit dem Jahreswechsel 2004/05 überstauten Messfläche im Polder Zarnekow bis zum September 2008.

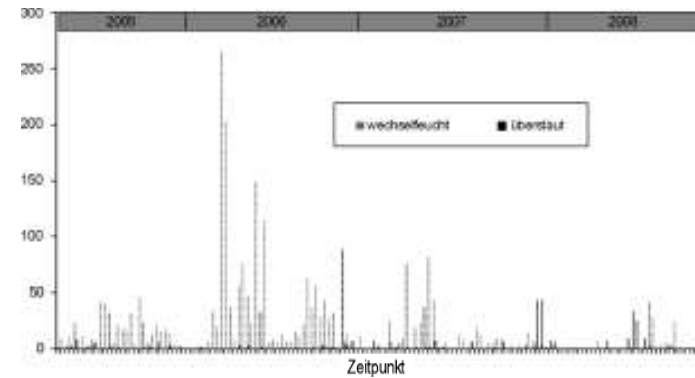


Abb. 6.1.3 Lachgasemission auf der wechselfeuchten (Grasland) und der seit dem Jahreswechsel 2004/05 überstauten Messfläche im Polder Zarnekow bis zum September 2008.

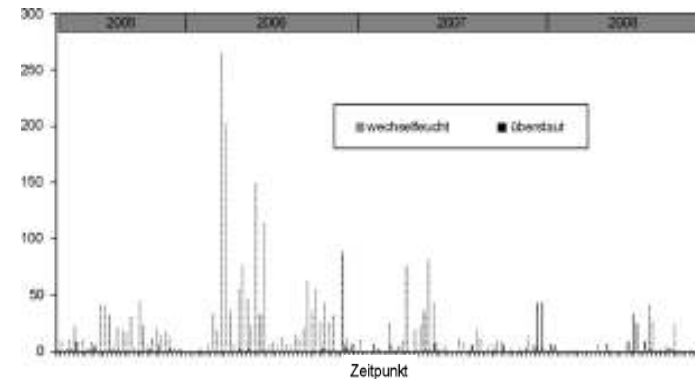


Abb. 6.1.4 Verlauf des kumulierten Netto-CO<sub>2</sub>-Austausches (NEE) im Jahre 2006 auf dem wechselfeuchten Grasland und der permanent überstauten Fläche des Polders Zarnekow (negative Werte bedeuten CO<sub>2</sub>-Speicherung, positive Werte bedeuten CO<sub>2</sub>-Verlust).

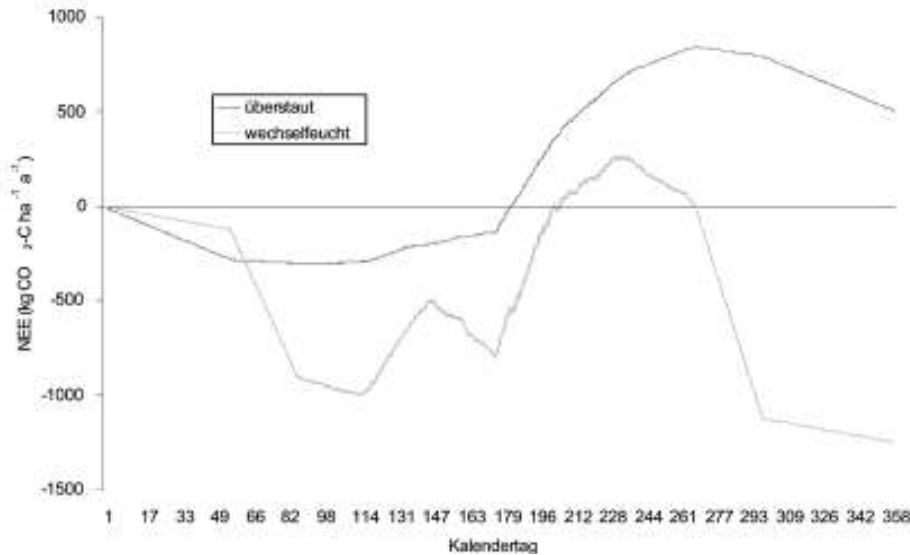


Abb. 6.1.4 Verlauf des kumulierten Netto- $\text{CO}_2$ -Austausches (NEE) im Jahre 2006 auf dem wechselfeuchten Grasland und der permanent überstauten Fläche des Polders Zarnekow (negative Werte bedeuten  $\text{CO}_2$ -Speicherung, positive Werte bedeuten  $\text{CO}_2$ -Verlust).

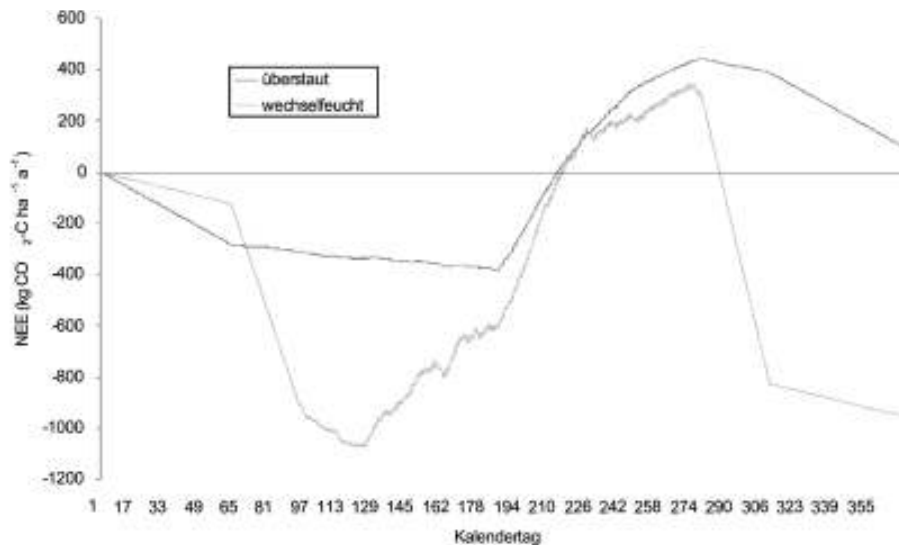


Abb. 6.1.5 Verlauf des kumulierten Netto- $\text{CO}_2$ -Austausches (NEE) im Jahre 2007 auf dem wechselfeuchten Grasland und auf der permanent überstauten Fläche des Polders Zarnekow (negative Werte bedeuten  $\text{CO}_2$ -Speicherung, positive Werte bedeuten  $\text{CO}_2$ -Verlust).

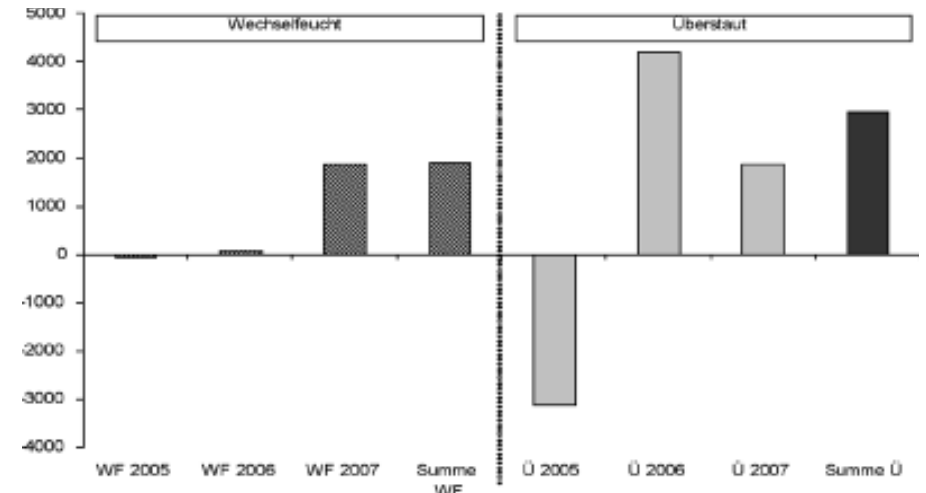


Abb. 6.1.6 Veränderungen im Boden-C-Vorrat (C-Bilanz) auf dem wechselfeuchten (WF) und dem überstauten Messplot (Ü) im Polder Zarnekow von 2005 bis 2007.

#### 6.1.4 Schlussfolgerungen für die Moorwiedervernässung

##### Abschätzung der zukünftigen Entwicklung

Die Ergebnisse dieser Untersuchungen bestätigen die inzwischen wiederholt gemachte Beobachtung, dass trockengelegte Moore nach der Wiedervernässung infolge des plötzlichen Auftretens sehr hoher  $\text{CH}_4$ -Flüsse zunächst eine negativere Klimawirkung aufweisen können als zuvor (Tuittila et al. 1999, 2000, Yli-Petäys et al. 2007, Waddington & Day 2007, Bortolluzzi et al. 2008, Höper et al. 2008, Wilson et al. 2008). Speziell im Fall der hier relevanten, nährstoffreichen Niedermoore liegen aber bisher noch keine Untersuchungen vor, die zeigen, ob und wann die erhoffte Torfbildung (C-Akkumulation) in Verbindung mit einer reduzierten Klimawirkung tatsächlich eintritt. Ungeachtet dessen lässt sich aber inzwischen eine erste konzeptionelle Vorstellung zur zukünftigen Entwicklung der Klimawirkung restaurierter nährstofffrei-

cher Niedermoore durch die Kombination der eigenen Resultate mit Informationen aus der Literatur erstellen. Daraus lassen sich folgende Sachverhalte von zentraler Bedeutung ableiten:

- Auf Mooren wird die Gasfreisetzung vorrangig und in komplexer Weise vom mittleren Grundwasserstand, der Vegetation und der Bewirtschaftung bestimmt. Langfristig erreichen Moore wahrscheinlich die günstigste Klimawirkung bei einem Grundwasserstand kurz unterhalb der Geländeoberfläche (Byrne et al. 2004, Couwenberg et al. 2008, Höper et al. 2008, Limpens et al. 2008).
- Die anfänglich extrem hohe Methanfreisetzung ist vermutlich aber nur sekundär dem permanent hohen Wasserstand geschuldet. In erster Linie dürfte sie auf die gewaltige Menge leicht verfügbaren Assimilat-C zurückzuführen sein, welches sich durch das später absterbende Rohrglanzgras im Jahr 2005 auf der überstauten Fläche angesammelt hatte (Farbtafel 1 Abb. 4.1.3, Farbtafel 2 Abb.



4.1.5 und Abb. 6.1.6). Wie eigene Modellexperimente zeigten, stellen Rohrglanzgrasreste eine wesentlich intensivere Quelle für die Methanbildung als alter Torf dar (vgl. Kap. 6.2).

- Nach dem Versiegen der Rohrglanzgrasreste als Methanquelle (Abb. 6.1.2) und dem Einwandern speziell an die neuen Bedingungen angepasster Sumpfpflanzen wie Schilf und Seggen (vgl. Kap. 8) ist innerhalb weniger Jahre bzw. Jahrzehnte in Abhängigkeit vom Nährstoffangebot (vgl. Kap. 7) zunächst mit einer starken, später dann einer reduzierten Speicherung von Assimilat-C (Torfbildung) und der Reduktion der Methanbildung zu rechnen. Letzteres geht auf die Durchlüftung des Torfkörpers durch Wurzeln und Rhizome der Pflanzen zurück (vgl. Kap. 6.3 und 8 sowie Whiting & Chanton 1993, Van der Nat & Midelburg 1998, Christensen et al. 2003, Basiliko et al. 2008, Hendricks et al. 2007, Höper et al. 2008, Wilson et al. 2008).

Davon ausgehend lassen sich für Niedermoore etwa folgende Zustände mit unterschiedlicher Klimawirkung ausmachen (Abb. 6.1.7): ungestört (neutrale Klimawir-

kung), entwässert (stark negative Klimawirkung), wiedervernässt und überstaut Phase 1 (stark negative Klimawirkung), überstaut Phase 2 (positive Klimawirkung) und erneutes Torfwachstum in Phase 3 der wiedervernässten Moore (neutrale Klimawirkung ungestörter Moore).

Das in der Abb. 6.1.7 enthaltene Fragezeichen soll jedoch darauf hinweisen, dass es nach wie vor unklar ist, ob und wann es zu der hier angedeuteten Entwicklung nach der Wiedervernässung mit Überstau kommt. Konkretere Aussagen dazu werden erst nach langfristiger Fortsetzung der Messungen auf dem bereits jetzt untersuchten Standort und eine Erweiterung analoger Messprogramme auf andere langjährig überstaute Niedermoore möglich sein. Die Fortführung der Prozessstudien lässt ebenfalls wertvolle Beiträge zur besseren Abschätzung des zukünftigen Verhaltens der renaturierten Niedermoore erwarten. Von besonderer Bedeutung ist dabei die Aufklärung der C-Dynamik, insbesondere der Prozesse der Methanbildung und -oxidation (vgl. Kap. 6.2 und 6.3). Besondere Bedeutung kommt hierbei der Klärung der Frage zu, welche C-Quellen (alter Torf oder

neu gebildete Pflanzensubstanz) eigentlich für die Methanbildung verantwortlich sind (vgl. Kap. 6.2 und 3.2).

Trotz der derzeitigen Wissensdefizite ist es mittels einer Szenariotechnik möglich, eine Vorstellung zum zeitlichen Ablauf der Klimawirkung wiedervernässter und überstauter Moore zu gewinnen. Dazu werden für die dort betrachteten Zustände (Ausgangssituation und Phasen 1-3, vgl. Abb. 6.1.7) folgende Festlegungen auf der Grundlage der konzeptionellen Vorstellungen getroffen:

- **Zustand vor der Wiedervernässung:** Spurengasaustausch wird von hoher Netto-CO<sub>2</sub>- und N<sub>2</sub>O-Freisetzung bestimmt (stark negative Klimawirkung: 13,5 t CO<sub>2</sub>-C-Äquivalente ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>, vgl. Augustin 2001, Byrne et al. 2004, Couwenberg et al. 2008)
- **Phase 1:** Jetzige Situation, der Spurengasaustausch wird von einer extrem hohen Methanemission bestimmt (stark negative Klimawirkung: 17,63 t CO<sub>2</sub>-C-Äquivalente ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>)
- **Phase 2:** Die Methanemission ist fast völlig verschwunden, bedingt durch starke pflanzliche Stoffbildung entsteht eine starke CO<sub>2</sub>-Senke (schwach positive Klimawirkung: -1 t CO<sub>2</sub>-C-Äquivalente ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>)
- **Phase 3:** In der Klimabilanz halten sich Methanfreisetzung und Netto-CO<sub>2</sub>-Bindung im Torf die Waage (neutrale Klimawirkung wie bei natürlichen Mooren: 0 t CO<sub>2</sub>-C-Äquivalente ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>).

Um die gesamte Klimawirkung der Wiedervernässung von Mooren für einen Zeithorizont von 100 Jahren abschätzen zu können, werden folgende Szenarien definiert:

- **Szenario „Fortdauer der Entwässerung“:** Das Klimawirkungspotenzial bleibt für die Zeit von 100 Jahren unverändert.
- **Szenario „Renaturierung 1“:** Phase 1 dauert 5 Jahre, wobei die Emission linear auf das Niveau von Phase 2 absinkt; Phase

2 dauert 15 Jahre mit einem konstanten jährlichen GWP; Phase 3 dauert 80 Jahre mit einem konstanten jährlichen GWP

- **Szenario „Renaturierung 2“:** Phase 1 dauert 20 Jahre, wobei die Emission linear auf das Niveau von Phase 2 absinkt; Phase 2 dauert 15 Jahre mit einem konstanten jährlichen GWP; Phase 3 dauert 65 Jahre mit einem konstanten jährlichen GWP
- **Szenario „Renaturierung 3“:** Phase 1 dauert 50 Jahre, wobei die Emission linear auf das Niveau von Phase 2 absinkt; Phase 2 dauert 1 Jahr mit einem konstanten jährlichen GWP; Phase 3 dauert 49 Jahre mit einem konstanten jährlichen GWP.

Die Ergebnisse der Berechnungen für die verschiedenen Szenarien zeigen, dass die Wiedervernässung des degradierten Moores am Ende des 100jährigen Zeitraumes stets eine geringere Klimawirkung zur Folge hat als die Fortdauer des jetzigen entwässerten Zustandes. Das ist unabhängig vom gewählten Renaturierungsszenario. Sogar im Fall des besonders pessimistischen Szenarios „Renaturierung 3“ würden 934 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente pro ha weniger in die Atmosphäre gelangen als beim Beibehalten der jetzigen Situation (Tab. 6.1.3).

Der Zeitpunkt, d. h. das Jahr, indem das kumulative GWP der Wiedervernässung unter den des dauerhaft entwässerten Zustands sinkt, liegt bei Szenario 1 im 3. Jahr, bei Szenario 2 im 10. Jahr und bei Szenario 3 im 23. Jahr (Abb. 6.1.8). Das zeigt, dass sogar dann, wenn die anfängliche extrem angestiegene Methanemission für einen längeren Zeitraum erhalten bleibt, in einem überschaubaren Zeitraum (23 Jahre) mit positiven Klimawirkungen der Wiedervernässung gerechnet werden kann. Wie bei allen Modellrechnungen sind auch hier wegen der vorgenommenen Vereinfachungen wichtige Aspekte nicht mit berücksichtigt worden. Das betrifft neben den schon angeführten Unsicherheiten auch die

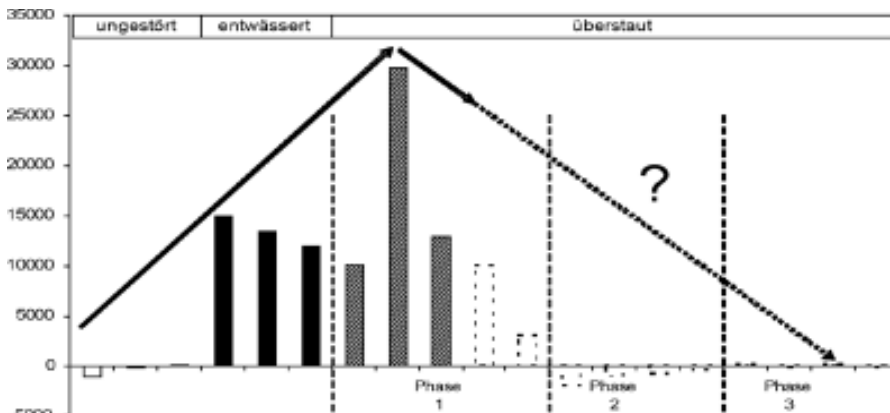


Abb. 6.1.7 Konzeptionelle Vorstellungen zu den Zuständen und der Entwicklung der Klimawirkung nährstoffreicher Niedermoore vor und nach der Wiedervernässung.



Tab. 6.1.3 *Anschätzung der langfristigen Auswirkung von Szenarien der Renaturierung (Überstau) eines degradierten Niedermoeres im Vergleich zum Beibehalten des entwässerten Zustandes auf die summarische Klimawirkung (GWP).*

Variante	Zeitdauer (Jahre)			GWP-Potenzial (t CO <sub>2</sub> -C-Äquiv. ha <sup>-1</sup> 100 a <sup>-1</sup> )
	Phase 1	Phase 2	Phase 3	
Entwässert (100 Jahre)	-	-	-	1350
<b>Renaturierung (Überstau)</b>				
Szenario 1	5	15	80	26,6
Szenario 2	20	15	65	151,3
Szenario 3	50	1	49	415,8

räumliche Heterogenität der degradierten Standorte, welche eine flächendeckende Überstauung nicht zulassen wird. Das dürfte die Kernaussage der Abschätzungen jedoch kaum beeinflussen.

Mit anderen Worten: Selbst auf Grundlage des aus Sicht des GWP-Potenzials nicht optimalen Regimes der Renaturierung (Überstauung) von nährstoffreichen Niedermoeren ist innerhalb weniger Jahre oder Jahrzehnte, parallel mit der Ausbildung einer standorttypischen Sumpfpflanzen-gesellschaft (vgl. Kap. 8) und einer verringerten Nährstoffverfügbarkeit (vgl. Kap. 7) mit einer deutlichen relativen Klimaentlastung zu rechnen.

Ungeachtet der sehr interessanten Einsichten, die sich aus solchen Szenarien ergeben, ist – wie schon oben angemerkt – mit einer Präzisierung der Aussagen bzw. der Abschätzungen erst nach langfristiger Fortsetzung der Messungen zu rechnen. Dazu ist außerdem eine Erweiterung dieser Messungen – verbunden mit Prozessstudien zur C-Dynamik – auf das ganze Spektrum relevanter Standorttypen notwendig. Das trifft in gleicher Weise auch für die inzwischen weitverbreiteten wechselfeuchten Niedermoere zu. Denn es ist momentan noch völlig unklar, welche Entwicklung die Klimawirkung hier zukünftig nehmen wird.

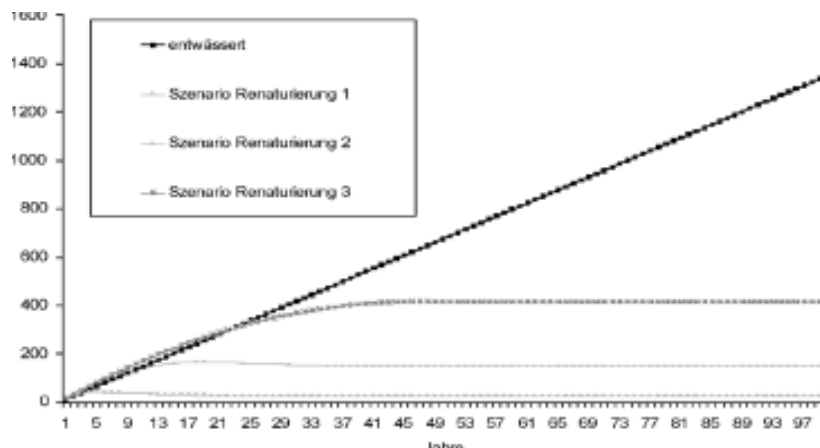


Abb. 6.1.8 *Entwicklung der summarischen Klimawirkung verschiedener Zustände von Niedermoeren (Szenarien) innerhalb eines Zeitraumes von 100 Jahren.*

### Maßnahmen zur Optimierung der Wiedervernässung

Unabhängig von den derzeit noch offenen Fragen lässt sich aus den eigenen Befunden und aus den Beobachtungen anderer Gruppen bereits ableiten, dass es nach der Wiedervernässung nicht zwangsläufig zu einer drastischen Erhöhung der Methanemission und der Klimawirkung kommen muss (Drösler 2005, Couwenberg et al. 2008, Höper et al. 2008). Hieraus ergeben sich erste Vorschläge zur Vorgehensweise bei der Wiedervernässung. Zentrale Bedeutung hat dabei das Vermeiden hoher Methanemissionen. Dazu könnten folgende Managementmaßnahmen wesentlich beitragen:

1. Die oberste Torfschicht (ca. 30 cm) der zur Wiedervernässung vorgesehen Fläche sollte nur geringe Gehalte an pflanzenverfügbaren Nährstoffen aufweisen (z. B. C/N > 20, P<sub>t</sub> < 0,6 mg/g TM, vgl. auch Kap. 7). Das ist wichtig, um die Ausbildung eines hochproduktiven Pflanzenbestandes zu verhindern, deren Reste infolge leichter Abbaubarkeit eine starke Methanbildung

und –freisetzung induzieren. Um diese Voraussetzung zu schaffen, könnte ein Abtrag der obersten Torfschicht vor der Wiedervernässung sinnvoll sein.

2. In Ergänzung dessen sollte die Fläche von vornherein frei von leicht zersetzbaren Pflanzen wie Futtergräsern sein. Vorteilhaft ist ein Grundstock von torfbildenden Pflanzen wie Moosen, Seggen oder Schilf, die die wiedervernässte Fläche dann schnell bedecken.
3. Der Wasserstand sollte ganzjährig permanent kurz unterhalb der Geländeoberfläche verbleiben, soweit eine Wasserstandshaltung technisch mit vertretbarem Aufwand möglich ist.

Wenn diese Forderungen erfüllt werden können, tritt mit hoher Wahrscheinlichkeit bereits in den ersten Jahren nach der Wiedervernässung eine deutliche Reduktion der Klimawirkung ein. Allerdings bedarf es, wie schon erwähnt, weiterer systematischer Untersuchungen um herauszufinden, ob und inwieweit diese Vermutung tatsächlich zutrifft.

## 6.2 Bedeutung verschiedener organischer Substrate als Quelle für Methan und Kohlendioxid

### 6.2.1 Hintergrund

Wie mehrjährige Messungen zum Spurengasaustausch auf dem überstauten Messplatz im Polder Zarnekow gezeigt haben, kam es dort zeitweilig zu einer unerwartet extrem hohen Methanfreisetzung (vgl. Kap. 6.1). Um die Ursache dafür zu klären, sollte die Bedeutung verschiedener, hier anzutreffender organischer Substrate für die Bildung und Freisetzung von  $\text{CH}_4$  und  $\text{CO}_2$  in einem Modellexperiment ermittelt werden. Es wird erwartet, dass die dabei gewonnenen Erkenntnisse zu einer optimierten Vorgehensweise bei der Wiedervernäsung von degradierten Niedermooren aus Sicht des Klimaschutzes beitragen können. Ausgehend von den Befunden in der Literatur können prinzipiell alle im Torf anzutreffenden organischen Verbindungen bzw. Substrate als Quelle für die Methanbildung unter anaeroben Bedingungen dienen (Kiene 1991, Chanton et al. 1995, Bergman et al. 2000, Schink 2006, Keller & Bridgeham 2007). Allerdings stellen frische Pflanzenreste für die methanbildenden Mikroorganismen offenbar eine leichter zugängliche C-Quelle als der Torf dar (Webster & Benfield 1886, Wrubleski et al. 1997, Beer et al. 2008). Besonders hohe Methanausbeuten resultieren aus der Umsetzung landwirtschaftlicher Kulturpflanzen wie den Futtergräsern (Gunaseelan 1997). Angesichts dessen könnte die extreme Methanfreisetzung vor allem auf die große Masse an abgestorbenem Rohrglanzgras zurückgehen, die auf der untersuchten Fläche im ersten Jahr nach dem Überstau entstanden war (vgl. Kap. 6.1). Auf der Versuchsfläche kamen alle potenziell wichtigen Substrate eng nebeneinander oder miteinander vermischt vor. Die Herausforderung bestand darin, das Experiment so zu gestalten, dass am Ende klare Aussagen zur Bedeutung der

einzelnen Substrate für die Methanfreisetzung gemacht werden können.

### 6.2.2 Experimentelles

Die Untersuchungen erfolgten an drei organischen Substraten: eine Organomudde (aus frisch abgestorbenem Rohrglanzgras gebildet), ein mit intakten Rohrglanzgraswurzeln durchsetzter, stark degradierter Niedermoortorf und ein stark degradierter Niedermoortorf ohne frische Pflanzenreste. Die Substrate wurden von anderen Komponenten gereinigt, durchmischt und dann in spezielle, gasdicht verschließbare Moorsäulen aus PVC (Höhe 35 cm, Durchmesser 15 cm) eingefüllt. Die Inkubation erfolgte bei 15 °C unter permanentem Überstau. Im Verlauf der 53-tägigen Untersuchung wurden an der Säulenoberfläche die  $\text{CH}_4$ - und die  $\text{CO}_2$ -Freisetzung mithilfe eines dynamischen Gaswechsellmesssystems bei einem Volumenstrom von 6 L/h bestimmt. Im Porenwasser der überstauten Substrate erfolgte das Ermitteln der Konzentration von  $\text{CH}_4$ - und  $\text{CO}_2$  mithilfe neu entwickelter Bodengassonden (Spiralen aus Silikon-schlauch) und eines automatischen gaschromatografischen Systems (weitere Einzelheiten vgl. Kap. 5.5). Das Experiment wurde gemeinsam mit Kollegen vom IGB (Dr. J. Gelbrecht und Dr. D. Zak) in Berlin und dem MPI für Biogeochemie in Jena (M. Hahn und Dr. A. Freibauer) durchgeführt.

### 6.2.3 Bodengaskonzentrationen und Gasflussraten der untersuchten Substrate

Abgesehen von einer kurzen Anlaufphase zu Beginn der Inkubation zeigte die aus Pflanzenresten gebildete Organomudde immer sehr viel höhere  $\text{CH}_4$ - und auch  $\text{CO}_2$ -Flussraten als die beiden anderen Substrate. Demgegenüber wies der alte Torf die

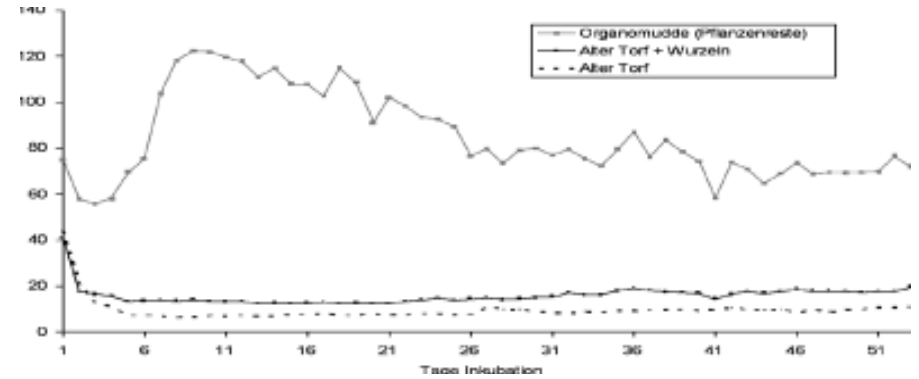


Abb. 6.2.1 Einfluss des Substrates auf die  $\text{CO}_2$ -Freisetzung aus den Bodensäulen im Verlauf der Inkubation.

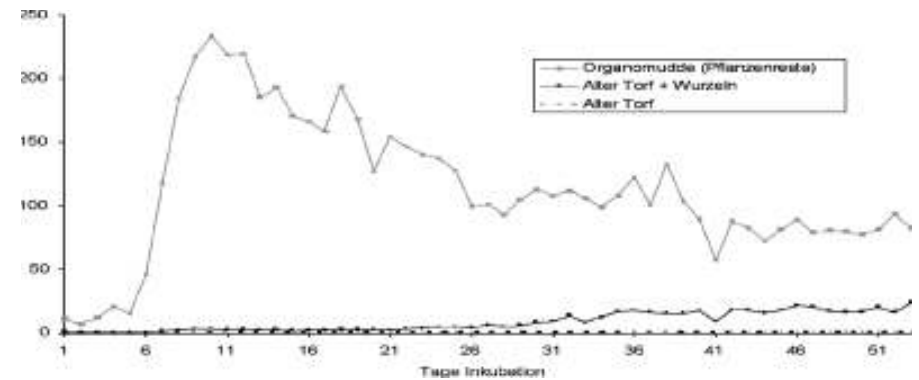


Abb. 6.2.2 Einfluss des Substrates auf die  $\text{CH}_4$ -Freisetzung aus den Bodensäulen im Verlauf der Inkubation.

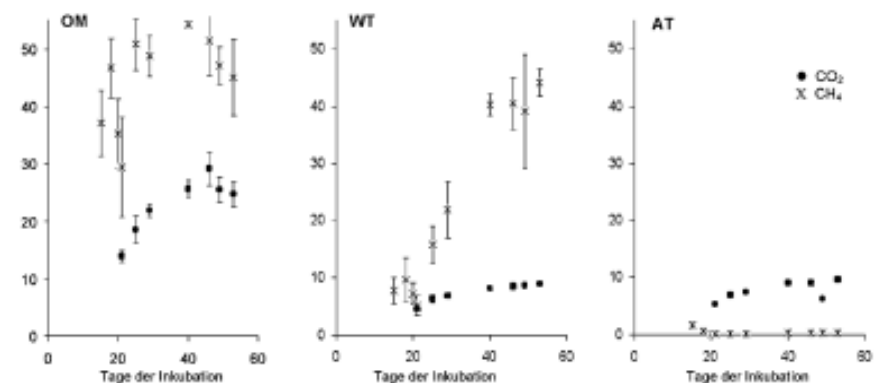


Abb. 6.2.3 Einfluss des Substrates auf die  $\text{CH}_4$ - und die  $\text{CO}_2$ -Konzentrationen in den Bodengassonden während der Inkubation (OM = Organomudde, WT = alter Torf + Wurzeln, AT = alter Torf)

ganze Zeit nur sehr geringe Flussraten auf. Bei dem mit Wurzeln durchsetzten Torf zeigte sich nach 21 Tagen Inkubation ein langsamer Anstieg der  $\text{CH}_4$ -Freisetzung, während die  $\text{CO}_2$ -Freisetzung durchgängig leicht höher als bei dem Torf ohne Wurzeln war (Abb. 6.2.1 und 6.2.2). Die Resultate zur Bodengaskonzentration spiegelten im Wesentlichen die bei den Gasflüssen beobachteten Verhältnisse wieder. Allerdings waren die Unterschiede in den Gaskonzentrationen des Porenwassers zwischen der Organomudde und dem alten Torf bei weitem geringer als bei den Gasflüssen (Abb. 6.2.3).

#### 6.2.4 Schlussfolgerungen für die Moorwiedervernässung

Aus den Befunden lässt sich ableiten, dass wahrscheinlich die durch die  $\text{CO}_2$ -Assimilation des Rohrglanzgrases entstandenen Spross- und Wurzelreste für die extrem hohe Methanemission auf der überfluteten

Fläche im Polder Zarnekow verantwortlich sind. Zur endgültigen Klärung dieser Frage bedarf es aber weiterführender Untersuchungen.

Ungeachtet dessen lassen sich daraus bereits jetzt wichtige Schlussfolgerungen für die Verringerung der Klimawirkung wiedervernässter Moore ableiten. So sollten unbedingt Vorkehrungen gegen die Bildung von großen Mengen an Pflanzenmaterial getroffen werden, das unter anaeroben Bedingungen einer schnellen Umsetzung zu Methan unterliegt. Auf diese Aspekte ist bereits im Kap. 6.1 näher eingegangen worden.

Darüberhinaus eignet sich dieser Versuchsansatz auch zur Aufklärung der C-Umsetzungs- bzw. -Abbaudynamik der Reste verschiedener Arten von Sumpfpflanzen. Aus solchen Studien könnten sich wichtige Anhaltspunkte für die Wiederherstellung der C-Senkenfunktion und zur Reduktion der Methanemission wiedervernässter Moore ergeben.

### 6.3 C-Umsetzungsdynamik und C-Transfer im System Schilf-Niedermoortorf

#### 6.3.1 Hintergrund

Auf ungestörten wie auf wiedervernässten nährstoffreichen Niedermooren stellen hochproduktive Schilfbestände mit einem jährlichen Sprosstrockenmassenertrag von bis zu 250 dt/ha (Bradbury & Grace 1983 bzw. Kap. 8) die wichtigste Antriebskraft der hier ablaufenden C-Umsetzungsprozesse dar. Das gilt prinzipiell auch für die Torfbildung und -akkumulation (Van der Nat & Middelburg 1998, Succow & Joosten 2001, Reddy & DeLaune 2008). Die Kenntnisse über die Beteiligung der einzelnen Pflanzenteile an diesen Prozessen sind allerdings noch sehr lückenhaft. Verschiedene Indizien sprechen jedoch dafür, dass insbesondere der unterirdischen Netto-Primärproduktion bei der Torfbildung eine besondere Bedeutung zukommt. So kann nach ersten Abschätzungen beim Schilf die jährliche Neuproduktion an unterirdischen Pflanzenresten (Wurzeln und Rhizome) die erstaunliche Menge von ca. 90 dt Trockenmasse pro ha erreichen (Lakshman 1987; vgl. auch Kap. 8). Noch keine Angaben gibt es aber beim Schilf zum Umfang der Rhizodeposition. Das ist die Gesamtmenge an wurzelbürtigem Kohlenstoff, der bereits im Verlauf der Ontogenese in den Boden gelangt. Aus Untersuchungen an anderen Sumpfpflanzen geht aber hervor, dass dieser C-Fluss ebenfalls einen erheblichen Umfang erreichen kann (Megonigal et al. 1999, Christensen et al. 2003). Um herauszufinden, ob das auch für die C-Dynamik und die C-Akkumulation wiedervernässter Moore von Bedeutung sein könnte, wurden mit Hilfe der  $^{14}\text{C}$ -Impulsmarkierungstechnik entsprechende Modellstudien an jungen Schilfpflanzen vorgenommen.

#### 6.3.2 Experimentelles

Im Rahmen der Untersuchungen zur Verteilung von Assimilat-C im System Niedermoortorf-Pflanze wurden zwei kurzzeitige  $^{14}\text{C}$ -Impulsmarkierungsexperimente mit 6 bzw. 12 Wochen alten Schilfpflanzen durchgeführt. An den markierten, 12 Wochen alten Pflanzen erfolgten über eine Zeitspanne von vier Wochen auch Ermittlungen zur längerfristigen Verteilung der  $^{14}\text{C}$ -markierten Assimilate im System. Das Versuchsprinzip lässt sich kurz wie folgt beschreiben:

- Pflanzenanzucht über 6 bzw. 12 Wochen in Plastikgefäßen (ca. 30cm x 25cm x 25cm) unter kontrollierten Bedingungen (Temperatur 20-25 °C, Beleuchtung über 14h mit Photonenfluss von 400  $\mu\text{mol}/\text{m}^2 \text{ s}$ , relative Luftfeuchte 70 %),
- Abtrennung von Wurzel- und Sprossraum durch Einbringen einer gasdichten Bodenabdeckung aus Silikonkautschuk,
- Überführung der Pflanzen in  $^{14}\text{CO}_2$ -Begasungshaube, Fortsetzung der Pflanzenanzucht unter standardisierten Bedingungen (Temperatur 21 °C, Beleuchtung über 14h mit Photonenfluss von 300  $\mu\text{mol}/\text{m}^2 \text{ s}$ , relative Luftfeuchte 90 %),
- $^{14}\text{C}$ -Impulsmarkierung der Sprosse (Gesamtaktivität ca. 100 MBq), um die primär pflanzenbürtigen ( $^{14}\text{C}$ -markiert) C-Verbindungen von den bodenbürtigen  $^{14}\text{C}$ -Verbindungen unterscheiden zu können,
- fortlaufende, getrennte Erfassung des Verlaufs der  $^{14}\text{CO}_2$ -Freisetzung aus dem Wurzel- und dem Sprossraum zur Quantifizierung der gasförmigen Verluste an pflanzenbürtigen Kohlenstoff,
- Erstellung von  $^{14}\text{C}$ -Bilanzen zum Verbleib des pflanzenbürtigen Kohlenstoffs auf Grundlage der  $^{14}\text{C}$ -Verteilung in den verschiedenen Kompartimenten des Modellsystems (Pflanze, Boden, Atmosphäre) nach Versuchsende.

Die 6 Wochen alten Pflanzen wurden nach 3 Tagen und die 12 Wochen alten Pflanzen nach 6 bzw. 27 Tagen geerntet. Weitere Angaben zur Versuchsdurchführung: Anzucht der Schilfpflanzen (*Phragmites australis* (CAV.) Trin. ex Steud., 6 bzw. 12 Wochen alt) auf überstautem Niedermoorortf (8 kg, Standort Zarnekow, Oberboden 0-30 cm; vgl. auch Kap. 5.5).

Nach Abschluss der Experimente konnten insgesamt ca. 94 % des eingesetzten <sup>14</sup>C wiedergefunden werden. Alle Befunde zur <sup>14</sup>C-Verteilung beziehen sich daher auf den Gesamtumfang der zu dieser Zeit im System Schilfpflanze-Torf-Atmosphäre nachgewiesenen <sup>14</sup>C-Aktivität (entspricht der <sup>14</sup>CO<sub>2</sub>-Nettoassimilation). Um die hier gewonnenen Resultate besser mit anderen Befunden vergleichen zu können, wurden alle Aktivitätsangaben zusätzlich auf die Einheit „g pflanzlicher Gesamttrockenmasse pro Gefäß“ (KBq/g Trockenmasse) umgerechnet.

### 6.3.3 Verteilung und Verbleib <sup>14</sup>C-markierter Assimilate im System Schilf-Niedermoorortf

Unabhängig vom Pflanzenalter ließ sich bereits ca. 30 Minuten nach Beginn der <sup>14</sup>C-Sprossmarkierung in der Bodenatmung <sup>14</sup>C-Aktivität nachweisen (Daten nicht gezeigt). Obgleich der weitaus größte Teil der <sup>14</sup>C-markierten Assimilate im Spross verblieb, sind dann innerhalb weniger Tage bis zu

9 % der im System wiedergefundenen <sup>14</sup>C-Aktivität in den Boden gelangt (Tab. 6.3.1). Das entspricht hier in grober Näherung auch dem Gesamtumfang der Rhizodeposition. Das ohnehin nur in sehr geringem Umfang mit dem CO<sub>2</sub> der Bodenatmung freigesetzte <sup>14</sup>C entstammt nicht nur der mikrobiellen Umsetzung von wurzelbürtigen Verbindungen, sondern zum großen Teil aus der im Kontext wenig relevanten Wurzelatmung. Abgesehen davon lassen die Resultate der kurzfristigen <sup>14</sup>C-Verteilungsstudien auf eine Umverteilung der neu gebildeten Assimilate zugunsten des Sprosses im Verlauf der Pflanzenentwicklung schließen (Tab. 6.3.1). Die längerfristigen Untersuchungen zur <sup>14</sup>C-Verteilung vermitteln allerdings ein etwas anderes Bild (Tab. 6.3.2). Synchron zur Verringerung der <sup>14</sup>C-Aktivität im Gesamtsystem und im Spross (wahrscheinlich der Sprossatmung geschuldet) nahm der Anteil des in die unterirdischen Pflanzenteile verlagerten und des über die Bodenatmung freigesetzten Assimilat-C mit der Zeit absolut und vor allem relativ erheblich zu. Am deutlichsten zeichnet sich diese Tendenz bei den Rhizomen ab. Im Gegensatz dazu veränderte sich die im Boden verbliebene <sup>14</sup>C-Menge (Rhizodeposition) kaum. Aber auch hier machte letztere Fraktion immerhin noch 21 % des in die unterirdischen Pflanzenteile verlagerten Assimilat-C aus (Tab. 6.3.2, letzte Zeile).

**Tab. 6.3.1** Kurzfristige Verteilung der im System Schilfpflanze-Niedermoorortf-Atmosphäre wiedergefundenen <sup>14</sup>C-Aktivität nach <sup>14</sup>C-Impulsmarkierung in Abhängigkeit vom Pflanzenalter (Mittelwerte aus 3 bis 6 Wiederholungen, Angaben in KBq/g Gesamtpflanzentrockenmasse pro Gefäß).

Fraktion	6-wöchige Pflanzen		12-wöchige Pflanzen	
	Absolut	Relativ (%)	Absolut	Relativ (%)
Wiedergefundene <sup>14</sup> C-Aktivität (Netto- <sup>14</sup> CO <sub>2</sub> -Assimilation)	877,9	100	857,7	100
<sup>14</sup> C-Aktivität im Spross	615,0	70,1	670,4	78,2
<sup>14</sup> C-Aktivität Wurzeln u. Rhizome	175,1	19,9	131,6	15,3
<sup>14</sup> C im CO <sub>2</sub> der Bodenatmung (von Wurzeln und Mikroorganismen)	10,1	1,1	5,9	0,7
<sup>14</sup> C-Restaktivität im Boden	77,8	8,9	49,4	5,8

### 6.3.4 Schlussfolgerungen für die Moorbiedervernässung

Auf den ersten Blick weicht die im System Schilf-Niedermoorortf festgestellte Verteilung und Umsetzung von pflanzenbürtigen Kohlenstoff kaum von den Verhältnissen ab, wie sie häufig in aeroben Mineralböden mit jungen Kulturpflanzen beobachtet wurden. So verblieben z. B. bei jungen Maispflanzen auch zwischen 76 und 91 % der Gesamtmenge des assimilierten <sup>14</sup>C im Pflanzengewebe (Augustin et al. 2002). Dessen ungeachtet findet sich am Ende im Torfkörper trotz etwas geringerer Rhizodeposition in etwa der gleiche Anteil an pflanzenbürtigen Verbindungen wie im aeroben Boden wieder (ca. 5 bis 6 %). Das ist wahrscheinlich auf die hier stark verringerte Veratmung von Assimilat-C durch unterirdische Pflanzenteile oder Bodenmikroorganismen zurückzuführen.

Auch bezüglich der Verteilung des im Boden befindlichen <sup>14</sup>C gibt es zwischen den Systemen kaum Unterschiede. Ähnlich aeroben Ackerböden (Augustin et al. 2002) enthielt im überstauten Niedermoor die verbliebene Rhizodeposition ca. 1/5 des in den unterirdischen Pflanzenteilen akkumulierten Assimilat-C (Tab. 6.3.2, 27 Tage nach Markierung, letzte Zeile). Bezieht man diese Relationen auf die beim Schilf unter Freilandverhältnissen nachgewiesene Menge an Wurzelresten

(90 dt Trockenmasse nach Lakshman 1987), dann dürfte die Rhizodeposition durchaus einen Umfang von ca. 18 dt Trockenmasse pro ha erreichen können. Wird ein C-Gehalt von ca. 45 % in der Trockensubstanz zugrunde gelegt, dann beträgt die Menge an wurzelbürtigen Kohlenstoff, die im Verlauf einer Vegetationsperiode im Torfkörper gespeichert wird, ca. 8 dt pro ha. Dieser Wert liegt in der Spannweite der für die natürlichen Moore Zentral- und Osteuropas angegebene jährlichen C-Akkumulationsraten (Armentano and Menges 1986). Obgleich diese Hochrechnung zwangsläufig mit erheblichen Unsicherheiten behaftet ist, macht sie trotzdem deutlich, dass auch beim Schilf die Rhizodeposition neben den unterirdischen Pflanzenteilen eine erhebliche Relevanz für die in Niedermooren ablaufenden C-Umsetzungsprozesse hat. Somit weisen auch diese Befunde auf die hohe Relevanz der Wiederbesiedlung von wiedervernässten Niedermooren mit entsprechend angepassten Sumpfpflanzen für die Torfbildung und die Reduktion der Klimawirkung hin.

Um diese Befunde abzusichern, bedarf es aber systematischer, weitergeführter Untersuchungen. Zugleich muss nachfolgend auch geklärt werden, inwieweit die an jungen Schilfpflanzen ermittelten Resultate für ältere Pflanzen der gleichen Art und für andere Sumpfpflanzenarten wie z.B. *Carex* spp. gelten.

**Tab. 6.3.2** Verteilung der im System Schilfpflanze-Niedermoorortf-Atmosphäre wiedergefundenen <sup>14</sup>C-Aktivität nach <sup>14</sup>C-Impulsmarkierung in Abhängigkeit von der Versuchsdauer (12 Wochen alte Pflanzen, Mittelwerte aus 3 bis 6 Wiederholungen, Angaben in KBq/g-1 Gesamtpflanzentrockenmasse pro Gefäß).

Fraktion	6 Tage nach <sup>14</sup> C-Markierung		27 Tage nach <sup>14</sup> C-Markierung	
	Absolut	Relativ (%)	Absolut	Relativ (%)
Wiedergefundene <sup>14</sup> C-Aktivität (Netto- <sup>14</sup> CO <sub>2</sub> -Assimilation)	857,7	100	619,5	100
<sup>14</sup> C-Aktivität im Spross	670,4	78,2	392,8	63,4
<sup>14</sup> C-Aktivität in Wurzeln	42,6	5,0	51,5	8,3
<sup>14</sup> C-Aktivität in Rhizomen	88,9	10,3	125,4	20,2
<sup>14</sup> C im CO <sub>2</sub> der Bodenatmung (von Wurzeln und Mikroorganismen)	5,9	0,7	12,8	2,1
<sup>14</sup> C-Restaktivität im Boden	49,4	5,8	37,1	6,0
Verhältnis <sup>14</sup> C-Aktivität Wurzeln und Rhizome zu <sup>14</sup> C-Aktivität im Boden	1 : 0,38		1 : 0,21	



## 7 Phosphormobilisierung in wiedervernässten Niedermooren – Status, Ursachen und Risiken für angrenzende Gewässer

D. Zak & J. Gelbrecht

**T**rotz der in den vergangenen Jahren zunehmenden Zahl an Studien über wiedervernässte Moore bestanden zu den Ursachen der hohen Stoffkonzentrationen im Porenwasser noch erhebliche Kenntnislücken (vgl. Kap. 3.3). Bislang gab es keine Möglichkeiten, die Höhe der Stofffreisetzung nach der Wiedervernässung von Mooren abzuschätzen. Auch ließen sich keinerlei Aussagen über die Dauer bzw. die zeitliche Entwicklung erhöhter Nährstoffkonzentrationen im Porenwasser der wiedervernässten Moore treffen.

Die unzureichenden Kenntnisse der Stoffumsetzungsprozesse in wiedervernässten Mooren sowie deren Auswirkung auf angrenzende Gewässer und das Klima führten in der Öffentlichkeit wiederholt zu unsachlichen Diskussionen zwischen „Gegnern“ und „Befürwortern“ der Wiedervernässung. Allgemein bestand daher ein dringender Forschungsbedarf zur Aufklärung der Ursachen erhöhter Stofffreisetzung nach der Wiedervernässung von ehemals landwirtschaftlich genutzten Moorflächen. In den folgenden Kapiteln werden deshalb folgende Fragestellungen detailliert behandelt:

- Wie wirken sich langjährige Trockenlegung und landwirtschaftliche Nutzung der Niedermoore auf den Porenwasserchemismus und die P-Dynamik in wiedervernässten Niedermooren aus (Kap. 7.1)?
- Unter welchen Bedingungen besteht ein Risiko erhöhter P-Austräge aus wiedervernässten Niedermooren in angrenzende Gewässer (Kap. 7.2)?

- Wie groß ist der P-Anteil in den Torfen, der in den wiedervernässten Mooren freigesetzt werden kann und um welche P-Fractionen handelt es sich dabei (Kap. 7.3)?
- Wie groß sind die P-Mobilisierung sowie die Freisetzung weiterer gelöster Stoffe in der oberen Bodenschicht der wiedervernässten Niedermoore mit stark zersetzten Torfen im Vergleich zu darunter liegenden Schichten mit mittel und schwach zersetzten Torfen (Kap. 7.4)?
- Welche Rolle spielt die Qualität des Vernässungswassers, insbesondere die Höhe der Sulfatkonzentrationen, für die P-Mobilisierung in wiedervernässten Niedermooren (Kap. 7.5)?
- Gibt es in den stark zersetzten Torfen der wiedervernässten Moore Stoffe (Polypenole) wie in wachsenden Mooren, die zur Hemmung von mikrobiellen Abbauprozessen und damit zur Minderung der Stofffreisetzung beitragen (Kap. 7.6)?
- Gibt es Möglichkeiten, anhand von Voruntersuchungen in entwässerten Mooren den Umfang der Phosphormobilisierung nach der Wiedervernässung sowie das Risiko erhöhter P-Austräge in angrenzende Gewässer vorherzusagen (Kap. 7.7)?

Ziel der umfangreichen Freiland- und Laboruntersuchungen war es, verallgemeinerbare Aussagen zum Status, zu den Ursachen und Risiken der P-Mobilisierung in wiedervernässten Mooren zu treffen. Aus diesen Erkenntnissen sollten auch praktische Empfehlungen für die Moorwiedervernässung abgeleitet werden.

### 7.1 Porenwasserchemismus und Phosphordynamik in wiedervernässten und naturnahen Niedermooren

J. Gelbrecht, T. Rossoll, H.-J. Exner & D. Zak

#### Zusammenfassung

Auf der Grundlage bisheriger, nur auf wenigen Untersuchungen basierender Erkenntnisse war zu erwarten, dass die Wiedervernässung von stark entwässerten, degradierten Niedermooren zu einer erheblichen Freisetzung von Phosphat und anderen Stoffen wie Ammonium, Eisen und gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) führt. Umfangreiche Untersuchungen zum Porenwasserchemismus von zahlreichen wiedervernässten Mooren vor allem im Peene- und Trebeltal sowie einer größeren Zahl von Referenzgebieten in Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Nordwest-Polen bestätigten eine starke P-Freisetzung in wiedervernässten Mooren. Die P-Konzentrationen stiegen im Vergleich zu naturnahen Mooren um den Faktor 10 bis 1000 an. In wiedervernässten Mooren wurden z.T. extrem hohe P-Konzentrationen von bis zu 20 mg/L gemessen. Aber auch Ammonium- und DOC-sowie Eisen-Konzentrationen stiegen stark an. Als wesentliche Ursache der P-Freisetzung wird die reduktive Auflösung von Fe(III)-Hydroxiden in der stark zersetzten oberen Bodenschicht, die in erheblichem Umfang Phosphat gebunden hatte, angesehen. Vor allem in der Anfangsphase der Wiedervernässung wurden auch sehr hohe Sulfat-Konzentrationen gemessen. Sulfat wurde durch die Oxidation von Pyrit bzw. Eisensulfiden, die in wachsenden Mooren gebildet werden, in der Phase der Trockenlegung freigesetzt. Dieser Prozess führte im Peenetal aufgrund der hohen Kalkgehalte der Torfe jedoch nicht zu den sonst oft beobachteten Versauerungserscheinungen. Sulfat kann jedoch infolge des anaeroben

Abbaus zu Schwefelwasserstoff, der wiederum Fe(III)-Hydroxide reduziert, die Phosphorfreisetzung verstärken. – Für alle gemessenen Parameter wurde eine erhebliche räumliche und zeitliche Variabilität gemessen, deren Ursachen nur vermutet werden konnten. Die Aufklärung von Ursachen-Wirkungsmechanismen hinsichtlich der Stofffreisetzung, ihrer Dauer und ihrer potenziellen Wirkung auf angrenzende Gewässer waren auf der Grundlage alleiniger Freilanduntersuchungen unter den komplex wirkenden Einflussgrößen wie Temperatur, Hydrologie, mikrobieller Umsetzungen und Pflanzenwachstum nicht möglich. Daher waren zusätzliche Laborexperimente unter kontrollierten Bedingungen notwendig.

#### 7.1.1 Einleitung

Bisherige Untersuchungen in Mooren zeigten, dass nach der Wiedervernässung von degradierten Mooren mit einer verstärkten Freisetzung von P und anderen Wasserinhaltsstoffen zu rechnen ist (vgl. Kap. 3.3). In einigen wiedervernässten Mooren lagen die P-Konzentrationen einerseits mit rund 0,1 mg/L auf einem vergleichsweise niedrigen Niveau (Rupp et al. 2004), andererseits wurden jedoch Konzentrationen oberhalb von 10 mg/L gefunden (Gelbrecht & Lengsfeld 1998, Zak et al. 2004a, Gelbrecht et al. 2006). Diese sehr unterschiedlichen Befunde basierten bislang auf vergleichsweise wenigen Untersuchungen. Daher war es auf dieser eingeschränkten Datengrundlage bislang nicht möglich, allgemeine Gesetzmäßigkeiten zur Höhe

bzw. Variabilität der P-Konzentrationen sowie deren Ursachen in wiedervernässten Mooren abzuleiten. Gesicherte verallgemeinerbare Erkenntnisse sind jedoch eine wichtige Grundlage für das Management bei der Wiedervernässung von Mooren zur Wiederherstellung ihrer ursprünglichen Senkenfunktion und zur Minimierung des Risikos unerwünschter, aber potenziell möglicher Nährstoffausträge in angrenzende Gewässer. Darüber hinaus gab es nur mangelnde bzw. fehlende Kenntnisse über die P-Dynamik und die mittelfristige Entwicklung der P-Konzentrationen in den wiedervernässten Mooren in Abhängigkeit von der Vernässungsdauer. Durch Untersuchungen zur räumlichen und zeitlichen Variabilität des Porenwasserchemismus von 15 degradierten und dauerhaft wiedervernässten Mooren – vor allem im Peene- und Trebeltal – und 8 naturnahen, weitgehend ungestörten Mooren als Referenzgebiete sollte eine Grundlage für verallgemeinerungsfähige Aussagen zur Stofffreisetzung und ihren Folgen in wiedervernässten Mooren geschaffen werden.

**7.1.2 Porenwasserchemismus in Mooren**

Die Ergebnisse zum Porenwasserchemismus aller Untersuchungsgebiete sind getrennt nach den drei Gruppen a) stark degradierte, b) degradierte und c) naturnahe Moore mit schwach zersetzten Torfen – ohne Berücksichtigung des ursprünglichen bzw. aktuellen ökologischen Moortyps – (siehe Tab. 4.1.1, 4.1.3 und 4.1.5) in der Tab. 7.1.1 zusammengefasst. Trotz der großen Variabilität innerhalb dieser drei Gruppen lassen sich signifikante Unterschiede herausstellen. Generell lagen die SRP-, Fe- und NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Porenwasserkonzentrationen der stark degradierten (wiedervernässten) Moore des Peenetales um den Faktor 10 bis 1000 über den Werten der naturnahen Moore (vgl. Abb.7.1.1). Die mittleren SRP-Konzentrationen im Porenwasser der

stark degradierten Moore lagen zwischen 0,6 mg/L (Ziethen O) und 10,8 mg/L (Stangenhagen) verglichen mit 0,01 mg/L (Mszar) und 0,11 mg/L (Dollgengrund) in den naturnahen Mooren. Große Unterschiede wurden auch für die mittleren DOC-Porenwasserkonzentrationen gefunden. Sie lagen in den stark degradierten Mooren bei rund 160 mg/L im Vergleich zu etwa 40 mg/L in den naturnahen Standorten. Einige der stark degradierten wiedervernässten Moore (Ziethen Ost und West und Wendewiesen Süd) wiesen jedoch ähnlich niedrige DOC-Konzentrationen wie die naturnahen Moore auf (siehe Abb. 7.7.1). Andere Ionen wie z.B. Ca<sup>2+</sup> oder K<sup>+</sup> reagieren hinsichtlich ihrer Konzentrationen kaum auf eine Wiedervernässung. Nur ungewöhnlich hohe Konzentrationen von Calcium in einigen wiedervernässten Poldern (z.B. Zarnekow, siehe Tab. 7.1.1) sind vor allem auf die vernässungsbedingte Auflösung von zuvor gebildetem Calciumsulfat (Gips) zurückzuführen. In den meisten anderen Fällen steuern die geochemischen Bedingungen der Einzugsgebiete der Moore die Höhe der genannten Ionen. Im Falle von Kalium sind zusätzlich auch Einflüsse durch Minereraldüngung aus der Phase der landwirtschaftlichen Nutzung wahrscheinlich. Weniger stark ausgeprägt waren die Unterschiede zwischen den degradierten Mooren mit mittel zersetzten Torfen und den naturnahen Mooren. Lediglich die SRP-Konzentrationen waren im Porenwasser der degradierten wiedervernässten Mooren mit durchschnittlich 0,7 mg/L signifikant größer als in den naturnahen Mooren (Median 0,06 mg/L). Die NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Porenwasserkonzentrationen waren im Durchschnitt der Untersuchungsgebiete etwa doppelt so groß. Keine signifikanten Unterschiede traten bei den DOC-Konzentrationen auf (s. Abb. 7.1.1). Auffällig sind die sehr hohen Sulfatporenwasserkonzentrationen in den wieder-

**Tab. 7.1.1 Porenwasserchemismus der untersuchten Moore aus Mischproben aus einer Tiefe von 0-60 cm (Mittelwerte und Spannweite); Untersuchungszeiträume und Bedeutung der genutzten Abkürzungen siehe Tab. 4.1.1, 4.1.3 und 4.1.5.**

	SRP [mg/L]	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N [mg/L]	DOC [mg/L]	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> [mg/L]	Fe <sup>2+</sup> [mg/L]	Ca <sup>2+</sup> [mg/L]	K <sup>+</sup> [mg/L]	PH	L [µS/cm]	
<b>stark degradierte Moore mit stark zersetzten Torfen</b>										
1	ZAR* n=120	2,1 0,5-6,2	12 6-19	184 63-313	741 59-2186	56 13-130	730 293-1185	7,7 2,6-22	6,9 6,3-7,4	2636 1083-4850
2	BEE* n=18	2,8 0,1-9,5	11 2,3-25	157 61-232	257 19-564	64 19-100	273 188-417	3,7 2,0-9,5	6,5 6,2-6,9	1383 1035-1874
3	WWN n=18	4,4 0,4-9,5	5,6 0,7-17	98 62-161	7 0,6-17	34 14-75	238 159-435	5,9 1-15,9	6,8 6,5-7,1	1302 928-2070
4	WWS n=18	2,7 0,5-6,6	7,6 2-25	64 35-95	7 1,0-17	20 2,4-42	128 74-181	5,9 1,2-18	6,7 6,5-6,9	878 485-1243
5	MEN n=33	10,1 2,0-18,9	10,2 2,3-23	87 47-165	2,2 0,25-13	17 7-35	148 88-218	10,2 4,9-19,5	6,7 6,4-6,9	1051 690-1480
6	JAR n=33	3,9 1,0-6,2	3,8 0,6-9,0	82 27-145	8 1,0-44	80 15-118	233 80-327	7,7 3,0-18	6,9 6,7-7,8	1606 808-2040
7	ZIW n=3	1,3 1,1-1,9	25 24-27	71 64-82	12 1,6-34	46 43-48	230 215-244	11 10-12	7,2 7,3	1782 1698-1861
8	ZIO n=3	0,6 0,4-0,8	112 20-265	71 50-87	26 17-34	41 30-48	207 173-237	10,9 6,5-15,9	7,3 7,3-7,3	1607 1345-1787
9	SKA n=5	1,2** 0,6-2,1	4,0 1,3-5,8	107 66-125	7 1-27	6,8 5,4-8,7	18 9-28	3,8 1,6-7,9	5,4 5,1-6,2	229 150-396
10	STA n=6	10,8 7,4-13,6	72 23-117	205 175-264	460 141-790	36 23-56	173 49-310	11,4 8,3-17,3	6,3 6,2-6,5	2156 1604-2550
<b>degradierte Moore mit mittel zersetzten Torfen</b>										
11	JAZ n=33	2,3 0,6-4,5	2,5 0,6-5,3	50 30-79	41 0,3-283	13 4-44	311 183-440	9,6 5-20	7,0 6,3-7,3	2207 1548-2860
12	TÖP n=6	1,4 0,7-3,0	2,3 0,6-6,0	45 24-80	6 1-25	3,7 1,6-6,8	105 74-125	6,3 3,1-8,1	6,6 6,4-6,6	717 518-1001
13	LÖK n=6	0,7 0,4-1,3	8,4 5,3-9,7	39 30-51	78 50-147	8,4 6,4-12,9	78 55-139	0,7 0,4-1,5	6,4 6,3-6,5	398 266-667
14	FUK n=9	0,2** 0,04-0,4	1,5 0,1-4,1	61 28-110	1,8 0,7-2,9	0,4 0,1-0,6	0,8 0,5-1,6	1,1 0,5-2,2	3,6 3,3-3,7	121 54-193
15	LUS n=2	0,03 0,3-1,3	0,8 22-72	46 11-18	14 1,7-2,0	1,8 15-56	36 12-23	17 4,7-52	5,0 4,7-52	186 126-245
<b>naturnahe Moore mit gering zersetzten Torfen</b>										
16	GÜT n=24	0,07 0,01-0,2	0,7 0,1-1,6	14 4-42	108 8-354	0,3 0,1-1,4	155 118-215	11 5-15	7,0 6,4-7,2	930 743-1211
17	TRI n=8	0,06** 0,01-0,2	1,4 0,7-1,9	14 12-16	81 38-147	0,1 <0,1-0,1	103 89-127	5,0 4,5-5,5	7,0 8,8-7,2	701 622-810
18	KAZ n=6	0,04 0,003-0,1	1,1 0,8-1,6	66 52-88	1,5 1-3	2,2 1,4-3,6	4,5 3,1-6,0	1,3 0,6-2,6	4,4 4,1-4,7	65 53-86
19	DOL n=6	0,11 0,1-0,2	0,4 0,2-0,6	53 40-71	45 0,6-11	5,9 3,8-7,5	20 14-27	1,1 0,4-1,9	5,7 5,4-5,9	183 144-229
20	RZE n=6	0,06 0,04-0,1	0,5 0,03-1,1	37 31-46	0,5 0,3-0,7	0,2 0,2-0,3	29 13-41	0,7 0,5-1,1	6,1 5,7-6,3	180 90-242
21	ZOL n=3	0,20** 0,1-0,3	0,6 0,5-0,8	63 51-85	<0,25 0,8-0,9	0,8 1,4-1,7	1,5 1,9-4,7	3,1 3,9-4,7	4,1 3,9-4,2	81 62-93
22	ROS n=3	0,02 0,01-0,03	0,07 0,05-0,1	30 27-33	<0,25 0,2-0,3	0,3 0,2-0,3	0,9 0,7-1,0	1,4 1,1-1,8	3,7 3,7-3,7	47 43-49
23	MZR n=3	0,01 0,003-0,02	0,06 0,03-0,1	24 16-32	0,3 0,1-0,3	0,2 0,8-0,9	0,9 1,0-2,6	1,8 3,7-4,0	3,8 3,7-4,0	54 47-59

\*Hier sind nur die Werte berücksichtigt, die nach einem Wiedervernässungszeitraum von ca. einem Jahr erfasst wurden, \*\*anstelle von SRP wurde TDP gemessen.

vernässten Mooren der Polder Zarnekow, Beestland und Stangenhagen von mehr als 200 mg/L. Die Sulfatkonzentrationen im Moorporenwasser des Polders Zarnekow schwankten extrem stark und lagen zu Beginn der Wiedervernässung, aber auch zu späteren Messterminen weit über 1000 mg/L (siehe Kap. 7.1.5). Vereinzelt traten ebenfalls erhöhte Konzentrationen von mehr als 100 mg/L in den degradierten sowie in den naturnahen Mooren auf (Tab. 7.1.1).

Bei den stark degradierten Mooren handelt es sich mit Ausnahme des Großen Skabybruchs ausschließlich um carbonatgepufferte Systeme mit pH-Werten im neutralen Bereich. In der Gruppe der degradierten und naturnahen Moore befinden sich auch oligotroph und mesotroph saure Moore mit pH-Werten kleiner als 4. Diese durch Hu-

minstoffe gepufferten Standorte zeichnen sich naturgemäß durch sehr niedrige mittlere Ca-Porenwasserkonzentrationen von 1-5 mg/L aus.

### 7.1.3 Jahresdynamik und räumliche Heterogenität gelöster Stoffe im Moorporenwasser

Die zeitliche und räumliche Heterogenität der Konzentration ausgewählter gelöster Stoffe (SRP, Fe und NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) sowie der pH-Werte und der elektrischen Leitfähigkeit werden am Beispiel von zwei wiedervernässten Mooren und einem wenig gestörten Moor (Gützkow SW) des Peenetales in Abb. 7.1.2 dargestellt. Auffällig sind die großen zeitlichen und räumlichen Unterschiede bei den gelösten Stoffen in den wiedervernässten Mooren der Polder Jargelin und Menzlin, welche sich auch im Polder Zarnekow zeigten (Kap.

7.1.5). Ein saisonaler Trend ist beim SRP in allen Porenwassermesspunkten der beiden Standorte und beim Eisen nur in Jargelin zu erkennen. Die höchsten Konzentrationen traten in den Sommer- und Herbstmonaten auf. Die zeitlichen Verläufe der NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Konzentrationen im Porenwasser der beiden wiedervernässten Moore ergeben kein saisonales Muster und zeigen beim Vergleich

untereinander ebenfalls kein einheitliches Bild. Die pH-Werte verändern sich im Jahresverlauf nur geringfügig, und es lassen sich auch keine räumlichen Unterschiede erkennen. Die elektrische Leitfähigkeit zeigt dagegen insbesondere im Porenwasser der drei Messpunkte in Jargelin Rand ein saisonales Muster und weist auch räumlich vergleichsweise große Unterschiede auf.

Abb. 7.1.1 Porenwasserkonzentrationen gelöster Stoffe in naturnahen Mooren im Vergleich zu degradierten und stark degradierten Niedermooren (Grafiksymbole = Extremwerte).

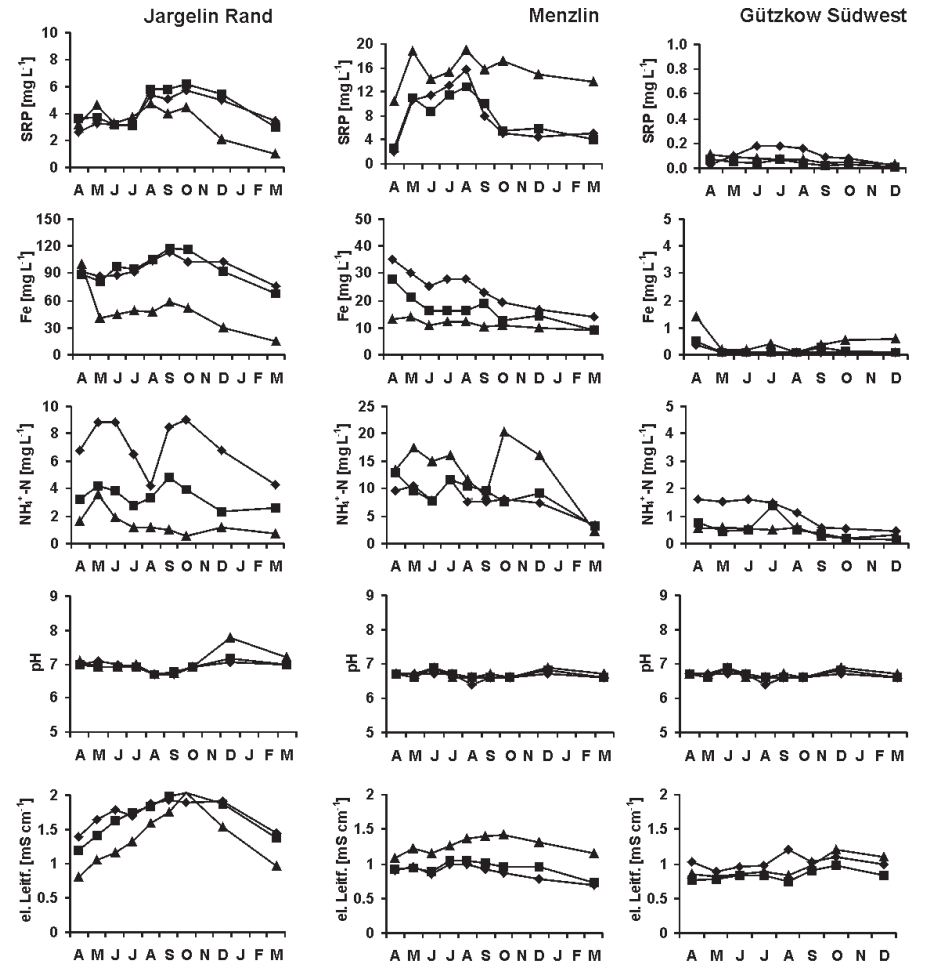
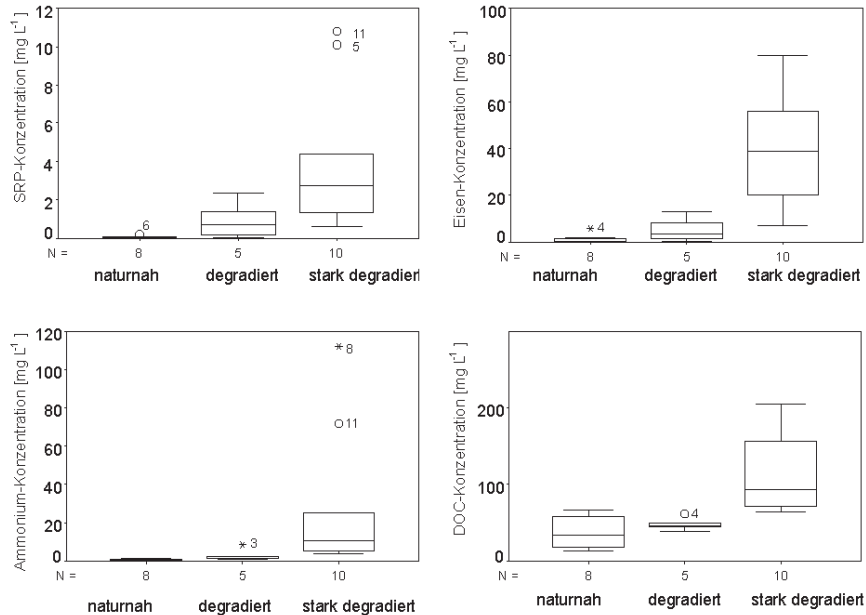


Abb. 7.1.2 Zeitliche und räumliche Variabilität des Porenwasserchemismus (Mischproben aus einer Tiefe von 0-60 cm) von jeweils drei Messpunkten der wiedervernässten Moore „Jargelin Rand“ (2003-2004) und „Menzlin“ (2003-2004) sowie im naturnahen Moor „Gützkow SW“ (2003) (beachte unterschiedliche Skalierung der y-Achse).

Die SRP-, Fe- und  $\text{NH}_4^+$ -Porenwasserkonzentrationen im wenig gestörten Moor Gützkow Südwest liegen über den gesamten Messzeitraum auf einem sehr niedrigen Niveau. Bis auf den leichten sommerlichen Anstieg der SRP-Konzentrationen an einem Messpunkt lassen sich keinerlei saisonale Trends erkennen. Sowohl pH-Werte als auch Leitfähigkeit wiesen nur geringfügige kleinräumliche und zeitliche Unterschiede auf.

#### 7.1.4 Konzentrationsprofile gelöster Stoffe im Moorporenwasser

Die vertikalen Konzentrationsprofile für SRP, DOC und Ammonium ausgewählter stark degradierter wiedervernässter Moore (Jargelin, Menzlin, Zarnekow, Wendewiesen Nord) sowie einiger naturnaher Moore (Gützkow Südwest, Rzecin, Zołwia Błoc) sind in der Abb. 7.1.3 dargestellt. In allen wiedervernässten Mooren der Peenenederung mit stark zersetzten Torfen im Oberboden traten beim SRP ausgeprägte Konzentrationsgradienten auf. Die sehr hohen P-Konzentrationen in der oberen Bodenschicht (bis max. 30 cm Tiefe) von bis zu 20 mg/L (Menzlin) sanken generell mit zunehmender Tiefe deutlich ab. Dieses Muster wiederholte sich in den einzelnen Standorten auch zu unterschiedlichen Vernässungszeiten (siehe Abb. 7.1.3). DOC und Ammonium wiesen dagegen nur teilweise ausgeprägte Konzentrationsgradienten in den stark degradierten Mooren auf. Deutlich höhere DOC-Konzentrationen an der Mooroberfläche mit stark zersetzten Torfen traten nur in Jargelin und Menzlin auf. Die oberflächennahen Ammoniumkonzentrationen im Porenwasser der Moore waren mit Ausnahme von Zarnekow etwa doppelt so groß wie in den tiefer liegenden gering zersetzten Torfen. Trotz der zum Teil recht hohen Konzentrationsrückgänge in den wiedervernässten Mooren sowohl beim Phosphor als auch beim

Ammonium liegen die Konzentrationen im unteren Bereich der geringer zersetzten Torfe noch um ein Vielfaches oberhalb der Konzentrationen in den naturnahen Mooren mit schwach zersetzten Torfen (siehe Abb. 7.1.3).

Im Gegensatz zu den stark degradierten Mooren zeigten sich in der untersuchten Bodenschicht der naturnahen Moore bei durchschnittlich deutlich niedrigeren Konzentrationen nur schwach ausgeprägte vertikale Konzentrationsgradienten. Lediglich bei den DOC-Konzentrationen im Moorporenwasser von Rzecin war ein Konzentrationsrückgang mit zunehmender Tiefe erkennbar (Abb. 7.1.3). Ebenfalls nur schwach ausgeprägte Gradienten gelöster Stoffe ohne eindeutige Tendenzen traten in den degradierten Mooren mit mittel zersetzten Torfen in der obersten Bodenschicht bis etwa 30 cm Tiefe auf (Daten nicht gezeigt).

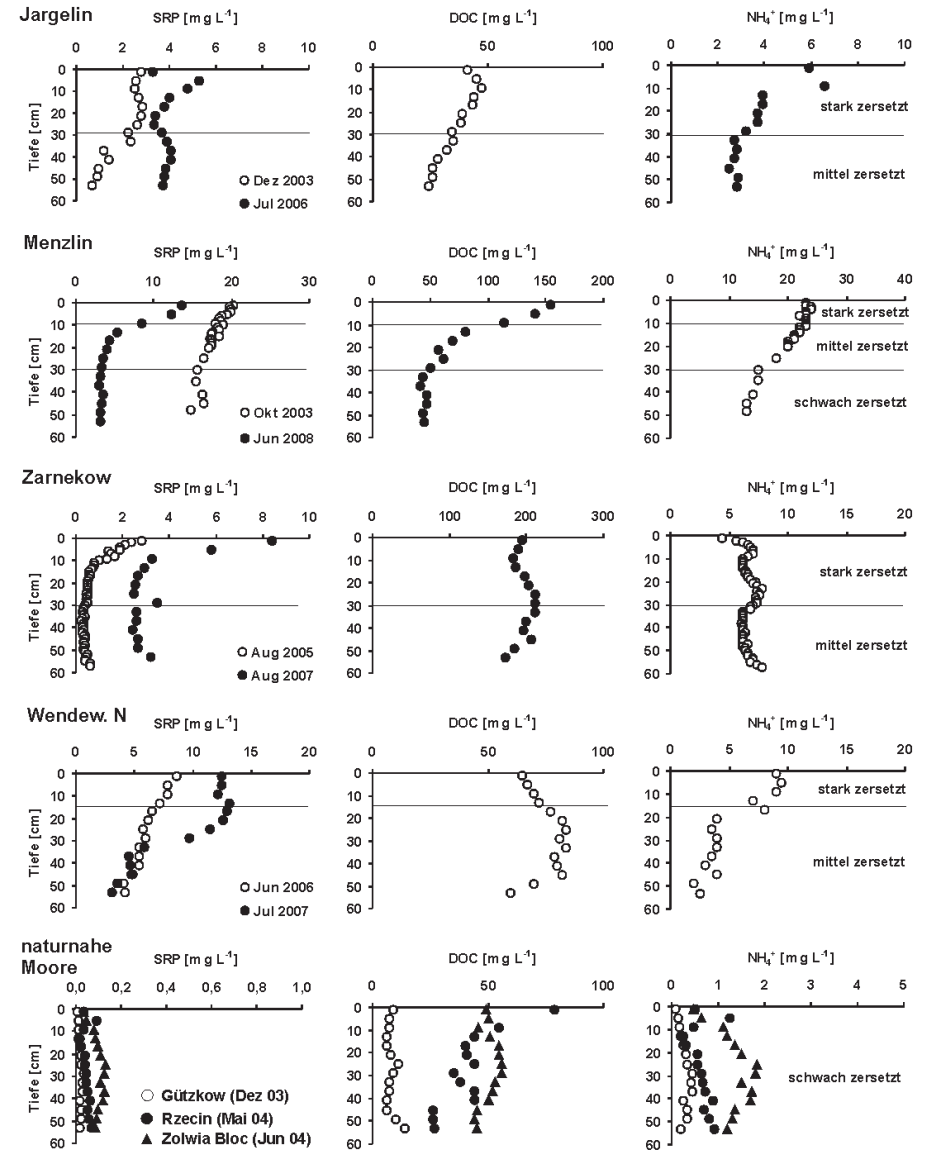


Abb. 7.1.3 Konzentrationsprofile gelöster Stoffe im Porenwasser stark degradierter Moore (Jargelin, Menzlin, Zarnekow, Wendewiesen N) und naturnaher Moore in der Bodenschicht 0-60 cm mit unterschiedlich zersetzten Torfen (beachte unterschiedliche Skalierung der x-Achse!).



**7.1.5 Einfluss der Vernässungsdauer auf die Höhe der Stoffkonzentrationen im Moorporenwasser des Polders Zarnekow und weiterer Untersuchungsgebiete**

Die zeitliche Änderung der Konzentrationen gelöster Stoffe (SRP, Ammonium, Fe, DOC, Sulfat und Chlorid) mit zunehmender Vernässungsdauer des Moores im Polder Zarnekow ist in der Abb. 7.1.4 zusammenfassend dargestellt. Zu Beginn der Wiedervernässung lagen die SRP-, Ammonium- und Fe-Konzentrationen noch auf einem niedrigen (naturnahen) Niveau. Innerhalb des ersten Vernässungsjahres kam es aber zu einem kontinuierlichen Anstieg der SRP-

und Ammoniumkonzentrationen, der sich nach zwischenzeitlicher Stagnation oder Rückgängen auch in den folgenden zwei Jahren fortsetzte. Die höchsten Konzentrationen mit durchschnittlich 4 mg/L SRP und 16 mg/L  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  traten im August 2007 auf. Anschließend kam es jedoch wieder zu einem Absinken der Konzentrationen. Im Gegensatz zum SRP und Ammonium traten beim DOC bereits zu Beginn der Wiedervernässung sehr hohe Konzentrationen im Moorporenwasser von etwa 200 mg/L auf. Innerhalb der ersten Vernässungsmo-nate kam es ebenfalls zu einem deutlichen Anstieg und darauffolgend zu einem auffällig regelmäßigen Absinken und Ansteigen der Konzentrationen.

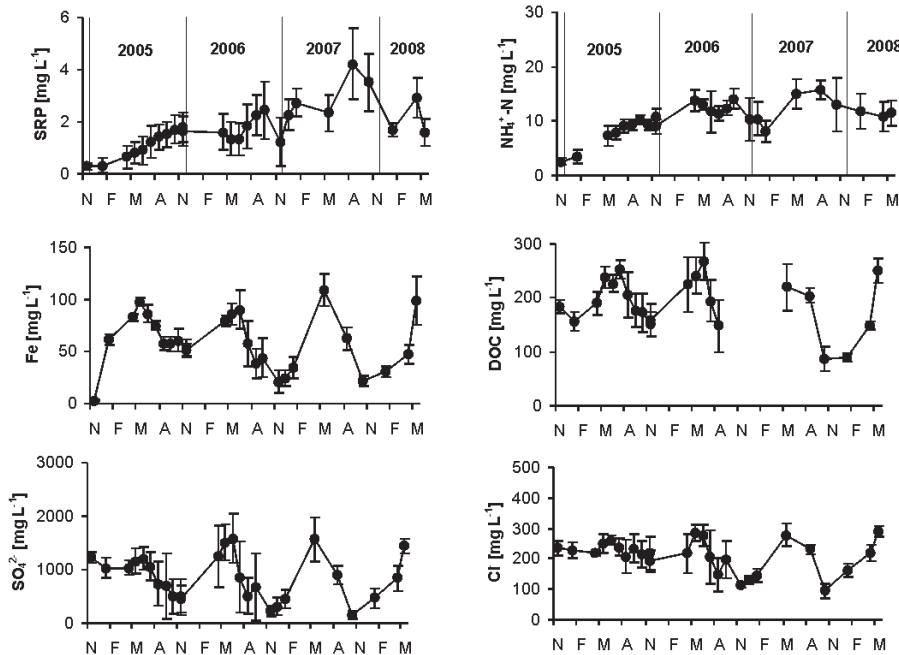
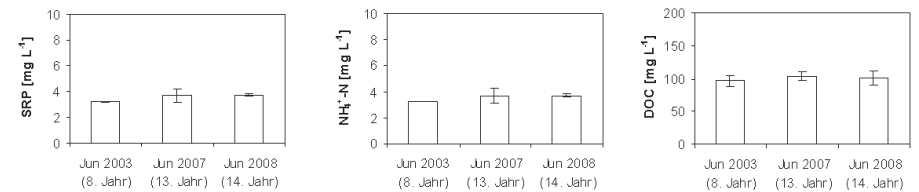


Abb. 7.1.4 Zeitliche Änderung der Konzentrationen gelöster Stoffe im Moorporenwasser des Polders Zarnekow innerhalb der ersten vier Wiedervernässungsjahre.

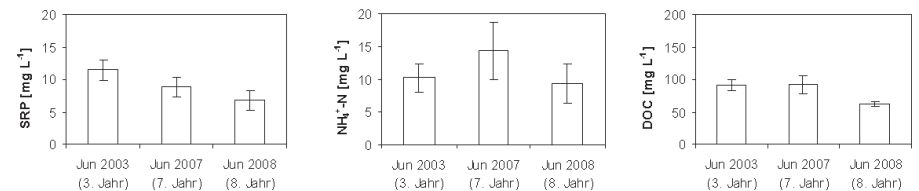
Zu Beginn der Wiedervernässung traten im Moorporenwasser ebenfalls sehr hohe Sulfatkonzentrationen auf, die innerhalb des ersten Vernässungsjahres deutlich zurückgingen. Danach kommt es wie bei den anderen gelösten Stoffen, besonders ausgeprägt beim Eisen, zu zeitlich regelmäßig wechselnden Anstiegen und Rückgängen der Konzentrationen. Neben unterschiedlichen biogeochemischen Prozessen sind vermutlich auch wechselnde hydrologische Bedingungen dafür verantwortlich (siehe

Kap. 7.1.6). So wiesen die Wasserstände im Polder Zarnekow erhebliche Schwankungen im Jahresverlauf von 20-90 cm auf (Pegel an den Porenwassermessstellen). Die zeitlich wechselnden Chloridkonzentrationen im Moorporenwasser – Chlorid ist an biogeochemischen Prozesse weitgehend unbeteiligt („Tracerfunktion“) – unterstreichen den Einfluss von wechselnden hydrologischen Bedingungen auf die Höhe der Stoffkonzentrationen in der untersuchten Bodenschicht.

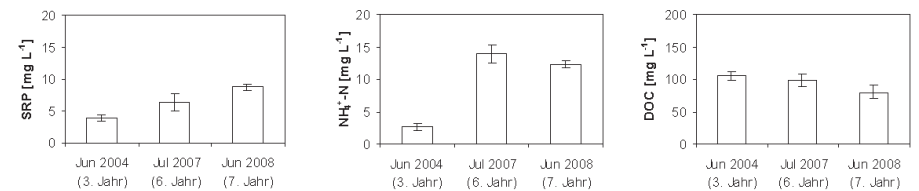
**Jargelin Rand (vernässt seit 1995)**



**Menzlin (vernässt seit 2001)**



**Wendewiesen N (vernässt seit 2002)**



**Beestland (vernässt seit 2003)**

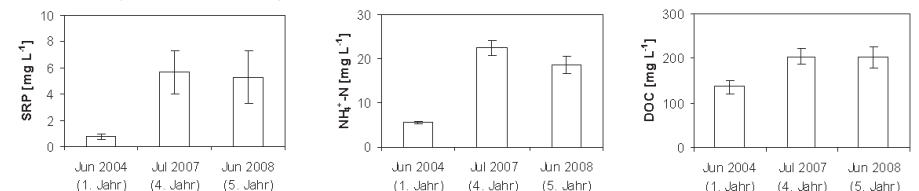


Abb. 7.1.5 Mittlere Konzentrationen gelöster Stoffe im Moorporenwasser (Mischproben aus einer Tiefe von 0-60 cm) zu unterschiedlichen Vernässungszeiten ausgewählter stark degradierter Peenetalmoore (Median ± Standardfehler, n = 3).

Die Fortsetzung der Freilanduntersuchungen in ausgewählten wiedervernässten Mooren des Peene- und Trebeltals über mehrere Vernässungsjahre führte zu keinem einheitlichen Bild bezüglich der mittelfristigen Entwicklung der Porenwasserkonzentration gelöster Stoffe (Abb. 7.5.1). In Jargelin Rand, dem am längsten wiedervernässten Moor (seit 1995), traten keine wesentlichen Veränderungen der SRP-, Ammonium- und DOC-Konzentrationen mit zunehmender Vernässungsdauer auf (Abb. 7.1.5). Bei den anderen kürzer vernässten Standorten wurden zum Teil gegenläufige zeitliche Trends des Verlaufes der Phosphorkonzentrationen beobachtet. So ist in Menzlin ist ein leichter Rückgang der SRP-Konzentration im Moorporenwasser mit zunehmender Vernässungsdauer erkennbar. Im Gegensatz dazu verdoppelten sich die SRP-Konzentrationen in den Wendewiesen Nord von rund 5 mg/L (Juni 2004) auf 10 mg/L (Juni 2008) und in Beestland stieg die P-Konzentration sogar um das 6-fache von etwa 1 mg/L (Juni 2004) auf rund 6 mg/L (Juli 2006). In diesen beiden Untersuchungsgebieten kam es ebenfalls zu einem sehr hohen Anstieg der Ammoniumkonzentrationen im Vernässungszeitraum Juni 2004 bis Juli 2007, der sich aber 2008 nicht fortsetzte (s. Abb. 7.5.1). Die DOC-Konzentrationen änderten sich in den jeweiligen Untersuchungszeiträumen der Moore nur unwesentlich.

#### 7.1.6 Schlussfolgerungen zur Stofffreisetzung in wiedervernässten Mooren

Aus der Literatur und eigenen vorausgegangenen Untersuchungen (z.B. Zak et al. 2004a, Gelbrecht et al. 2006) war bereits bekannt, dass es infolge der Wiedervernässung zu einer hohen Freisetzung von Stoffen (Phosphat, Ammonium und organische Verbindungen) ins Moorporenwasser kommen kann (vgl. Kap. 3.3). Auf der Basis eines erheblich erweiterten Daten-

satzes des Freilandmonitorings konnte gezeigt werden, dass dieser Zusammenhang hauptsächlich für solche wiedervernässten Moore zutreffend ist, die durch langjährige Trockenlegung und landwirtschaftliche Nutzung stark zersetzte Torfe in der oberen Bodenschicht aufweisen. In solchen stark degradierten wiedervernässten Mooren wurden signifikante höhere Porenwasserkonzentrationen von Phosphat, Eisen, Ammonium und gelöstem organischen Kohlenstoff im Vergleich zu naturnahen Mooren gefunden (Abb. 7.1.1). In diesen Mooren wurden auch in unterliegenden mäßig bis gering zersetzten Torfschichten hohe Konzentrationen der genannten Stoffe gemessen (siehe Konzentrationsprofile in Abb. 7.1.3), deren Ursachen durch die Freilandmessungen nicht geklärt werden konnten und zusätzliche Laborexperimente unter kontrollierten Bedingungen notwendig machten (Kap. 7.4).

Die Konzentrationen dieser zum Teil potenziell gewässerbeeinträchtigenden Stoffe, insbesondere von P, liegen in den wiedervernässten stark degradierten Mooren um den Faktor 10 bis 1000 oberhalb jener von naturnahen Mooren mit schwach zersetzten Torfen im Oberboden. Diese deutlichen Unterschiede erlauben den Rückschluss, dass in den stark degradierten wiedervernässten Mooren mit stark zersetzten Torfen in den oberen Bodenschichten günstigere mikrobielle Stoffabbau- und/oder Stofffreisetzungsbedingungen als in den naturnahen Mooren vorliegen.

Ausgehend von dem im Kap. 3.3 dargestellten Wissensstand zu Stofffreisetzungsprozessen in wiedervernässten Mooren lassen sich trotz der eingeschränkten Interpretierbarkeit von Freilanddaten folgende Rückschlüsse ziehen:

- Die hohen Eisenkonzentrationen in den stark degradierten wiedervernässten

Mooren sind ein Beleg dafür, dass die P-Freisetzung zu einem großen Anteil aus der reduktiven Auflösung von redoxempfindlichen Fe(III)-Verbindungen und daran gebundenem Phosphor resultiert. Die Freisetzung von Phosphor aus dem weiteren Abbau partikulärer organischer Substanz durch Hydrolyse oder Fermentation (Robinson et al. 1998, Turner et al. 2003) kann ebenfalls nicht ausgeschlossen werden.

- Die höchsten P-Konzentrationen im Porenwasser der stark degradierten Moore treten an der Mooroberfläche im Bereich der stark zersetzten Torfe auf. Die ebenfalls teilweise erhöhten Ammonium und DOC-Konzentrationen zeugen von einer erhöhten Stofffreisetzung in dieser Bodenschicht. Als Ursachen für die hohe Stofffreisetzung in den wiedervernässten Mooren mit stark zersetzten Torfen kommen im Vergleich zu ungestörten Mooren folgende Möglichkeiten in Frage: a) bessere Abbaubarkeit des hoch zersetzten Torfes, b) größeres Angebot an oxidierenden Substanzen wie Sulfat oder Fe(III)-Hydroxide für mikrobielle Redoxprozesse, c) hohe Gehalte an redoxempfindlichen Fe-P-Verbindungen, die unter den reduzierenden Bedingungen freigesetzt werden können und d) das Fehlen von mikrobiellen Hemmstoffen.
- Hohe Sulfatkonzentrationen, insbesondere in der Anfangsphase der Moorwiedervernässung (Polder Zarnekow), sind auf die vorangegangene Oxidation von Eisensulfiden während der Phase der Trockenlegung zurückzuführen (siehe Kap. 3.3, Gleichung 3.10). Sulfat wird in kalkreichen Standorten in Form von Gips ( $\text{CaSO}_4$ ) gespeichert und nach der Wiedervernässung in Abhängigkeit der thermodynamischen Randbedingungen wieder aufgelöst

(Litaor et al. 2004). Anders als in den Tagebaurestseen der Lausitz sowie in entwässerten Mooren mit kalkarmen Einzugsgebieten, in denen aufgrund vorangegangener Pyritoxidation ebenfalls extrem hohe Sulfatkonzentrationen auftraten (Van Dijk et al. 2004 sowie Kleeberg 1998, Totsche et al. 2002), kam es in den kalkreichen Mooren des jungeiszeitlichen nordostdeutschen Tieflandes zu keiner Versauerung. Die Bildung von Schwefelwasserstoff aus dem anaeroben Abbau von Sulfat (siehe Kap. 3.3, Gleichung 3.10) kann jedoch zu einer verstärkten P-Mobilisierung durch die reduktive (chemische) Auflösung von an Fe(III)-Hydroxiden gebundenem P führen (z.B. Lamers et al. 2002b). Hohe Sulfatkonzentrationen bewirken jedoch nicht zwangsläufig eine hohe P-Freisetzung. So lagen die SRP-Konzentrationen sowohl im Moor am Triebsee als auch in Gützkow Südwest im Bereich der Konzentrationen der naturnahen Mooren Nordwest-Polens (siehe Tab. 7.1.1).

Neben den signifikanten Unterschieden zwischen den stark degradierten wiedervernässten und naturnahen Mooren konnte eine hohe räumliche und zeitliche Variabilität in der Höhe der Stoffkonzentrationen sowohl zwischen als auch innerhalb der wiedervernässten Moore festgestellt werden (Tab. 7.1.1). Als Ursache dafür müssen nachfolgend aufgeführte komplex wirkende Einflussgrößen in Betracht gezogen werden:

- Kleinräumig rasch wechselnde geochemische Bedingungen, die sich zum größten Teil aus der Genese der Moore erklären,
- Unterschiedliche Nutzungsgeschichte und damit unterschiedliches Ausmaß der Entwässerung, die sowohl zu Unterschieden im Grad und der Ausdehnung

der Torfzersetzung (s. Tab. 4.1.1) als auch zu einer unbekannteren P-Akkumulation aus der mineralischen und organischen Düngung führten,

- Zeitlich und räumlich stark wechselnde hydrologische Bedingungen (Anströmung von Grundwasser, Rückstau und Eindringen von elektrolytreicherem Wasser aus dem Peenestrom bei länger anhaltenden Nordost-Winden) mit starken Schwankungen der Wasserstände in den überstauten Poldern,
- Saisonal schwankende mikrobielle Aktivitäten mit einer resultierenden unterschiedlich hohen Freisetzung von gelösten Stoffen (z.B. Blodau 2002),
- Unterschiedliche Nährstoffaufnahme der jeweils dominierenden Moorvegetation (z.B. Reddy et al. 1999, Güsewell & Koerselman 2002 sowie Kap. 8.2) und Eintrag von Sauerstoff über die Wurzeln durch das Aerenchym (Hupfer & Dollan 2003), der zumindest einen kleinräumigen Einfluss auf den Moor-Porenwasserchemismus hat.

Aufgrund der im Freiland komplex wirkenden vielfältigen Einflussgrößen, einschließlich der unbekannteren und wechselnden hydrologischen Bedingungen, deren Erfassung nicht Gegenstand der Untersuchungen waren, haben die hier getroffenen Aussagen vielfach einen hypothetischen und damit in ihrer Aussagekraft eingeschränkten Charakter. Für eine klarere Beweisführung zu Ursachen-Wirkungsmechanismen mussten zusätzliche Laborexperimente und Untersuchungen zum Einfluss von Wasser- und Sumpfpflanzen durchgeführt werden (siehe Kap. 7.3-7.7 und Kap. 8). Mit hohen Konzentrationen von Phosphat und anderen gelösten Stoffen (DOC, Ammonium) ist, wie die Untersuchungsergebnisse zeigten, über längere Wiedervernässungszeiträume zu rechnen. Deren Dauer kann u.a. nur bei Kenntnis der Menge des potentiell freisetzbaren P (siehe Kap. 7.3) und der Höhe von P-Freisetzungsraten (Kap. 7.7) geschätzt werden. Ungeklärt bleibt dabei die Frage, ob die hohen P-Konzentrationen im Porenwasser der wiedervernässten Moore ein erhöhtes Risiko der Belastung angrenzender Gewässer darstellen. Zu erwarten war eine solche Gefahr nur im Falle von niedrigen molaren Fe/P-Verhältnissen im Porenwasser  $< 3$  (Zak et al. 2004 a). Dieser Frage wird für die wiedervernässten Moore im Peenetal im Kap. 7.2 nachgegangen.

## 7.2 Phosphorrückhalt an der Mooroberfläche – die anoxisch/oxische Phasengrenze als „P-Barriere“ in wiedervernässten Niedermooren

D. Zak, T. Rossoll & J. Gelbrecht

### Zusammenfassung

Tritt anoxisches Porenwasser aus dem Moor aus, kann es durch den Redoxwechsel wie in Quellaustritten oder an der Seesedimentoberfläche zu einer Ausfällung von Fe(III)-P-Verbindungen kommen. Die Bedeutung der Mooroberfläche als anoxische/oxische Phasengrenze für den P-Rückhalt wurde für insgesamt 13 wiedervernässte Moore des nordostdeutschen Tieflandes untersucht. Die sauerstoffinduzierte Ausfällung von Fe(III)-P-Verbindungen wurde unter Nutzung der im Freiland gewonnenen anoxischen Porenwasserproben experimentell nachgestellt. Die Untersuchungen belegen, dass hohe P-Konzentrationen im Porenwasser der wiedervernässten Moore nicht mit einem hohen P-Austrag in angrenzende Gewässer gleichgesetzt werden dürfen. Die Ausfällung von Fe(III)-P-Verbindungen kann zu einem erheblichen P-Rückhalt beim Redoxwechsel an der Mooroberfläche der wiedervernässten Moore beitragen. Für angrenzende Gewässer in der Regel unkritische P-Konzentrationen unterhalb von  $30 \mu\text{g/L}$  stellten sich nach der Ausfällung nur dann ein, wenn die Fe/P-Verhältnisse im Moorporenwasser oberhalb von 3 lagen. In wiedervernässten Mooren mit ungünstigen Fe/P-Verhältnissen ( $< 3$ ) im Porenwasser waren die P-Konzentrationen jedoch um ein Vielfaches größer. Eine Belastung mit Phosphor für angrenzende Gewässer muss aber auch in solchen Fällen nicht zwangsläufig auftreten.

### 7.2.1 Einleitung

Die anoxisch/oxische Phasengrenze spielt in aquatischen und terrestrischen Systemen eine entscheidende Rolle bei den Stoffflüssen. Die Prozesse von Fällungs-, Lösungs- und Austauschvorgängen im Kontaktbereich von Sedimentoberfläche und Wasser wurden schon frühzeitig in Seen u.a. von Einsele (1936) und Mortimer (1941, 1942) untersucht. Bis in die heutige Zeit ist die Seesedimentoberfläche als Ort der Rücklösung und Ausfällung von Eisen in Verbindung mit Phosphor ein wichtiger internationaler Forschungsschwerpunkt (z.B. Boström et al. 1982, Jansson 1987, Steinberg 1989, Jensen et al. 1992, Roden & Edmonds 1997). In Abhängigkeit davon, ob in den Sedimenten oder Böden anoxische oder oxische Bedingungen vorherrschen, findet man eine bestimmte Speziesverteilung partikulärer und gelöster Stoffe. So geht partikuläres Eisen bei einem niedrigen Redoxpotenzial ( $< 0,3 \text{ mV}$ , anoxische Bedingungen) in Lösung, d.h. schwerlösliches Eisen(III)-Hydroxid/Oxidhydrat wird zu  $\text{Fe}^{2+}$  reduziert und damit mobilisiert (Sigg & Stumm 1996). Dieser Prozess vollzieht sich jedoch meistens nicht auf rein elektrochemischem Wege, sondern wird durch eisenreduzierende Mikroorganismen gesteuert bzw. katalysiert (z.B. Lovley 1987). Der umgekehrte Prozess, der auch ohne die Wirkung von Mikroorganismen bzw. rein chemisch abläuft, lässt sich besonders gut in Quellen beobachten, aus denen Eisen(II)-reiches Grundwasser austritt. Hier führt die Oxidation von  $\text{Fe}^{2+}$  (sowie von  $\text{Mn}^{2+}$ ) durch Luftsauerstoff zu typischen braun-ockerfarbenen Niederschlägen (Farbtafel 6 Abb. 7.2.1). Ein weiteres Beispiel für die Ausfällung und Ablagerung von oxidiertem Material ist die Bildung von Raseneisenstein in Böden. Diese Raseneisen-

erze wurden einst sogar abgebaut, wie z.B. im Peenehaffbruch bei Anklam.

Die ausgefällten Fe(III)-Hydroxide/Oxidhydrate verfügen über ein hohes Bindevermögen zu Phosphat. Die Ausfällung von Oxiden in Verbindung mit Phosphaten lässt sich durch folgende chemische Reaktionen erklären (Stumm & Sigg 1979):

- die Fällung von Phosphat zu basischem  $\{Fe(PO_4)_x(OH)_{3-x}\}$
- die Sorption von Phosphat an die Oberfläche von ausgefällten, zum Teil kolloidalen Fe(III)-Hydroxiden/Oxidhydraten
- die Mitfällung von suspendierten Teilchen durch Einschluss in polynukleare Fe(III)-Hydrolyseprodukte

Auch andere relevante Wasserinhaltsstoffe (Sulfat, organisches Material, etc.) können durch die Ausfällung von Fe(III)-Hydroxide/Oxidhydraten zurückgehalten werden (Zak et al. 2004a). Die P-Bindung an Eisen und anderen Metallen wie Aluminium wird vielfach zur Wasserreinigung genutzt:

- P-Eliminierungsanlagen in der Abwasserbereitung (Stumm & Sigg 1979)
- Pflanzenkläranlagen (z. B. Kadlec et al. 2000)
- Seensanierung (z.B. Hupfer et al. 1997)

Ein Beispiel für das Auftreten einer „natürlichen Phosphoreliminierung“ liefern die Untersuchungen von Driescher & Gelbrecht (1993) an minerotropen Quellen. Die teilweise hohen SRP-Ausgangskonzentrationen von > 400 µg/L sanken bei Fe(II)-reichem Grundwasser infolge des Sauerstoffkontaktes beim Quellaustritt auf P-Gehalte von 10-30 µg/L.

Wiedervernässte, meist überstaute Moore stellen flachseeähnliche Systeme dar. Erste Untersuchungen konnten bestätigen, dass bei Redoxwechsel an der Mooroberfläche ebenfalls Fe(III)-Hydroxide/Oxidhydrate ausfallen

(Zak et al. 2004a). Bei Fe/P-Verhältnissen im Moorporenwasser oberhalb von 3 wurde im Torf freigesetzter P durch die sauerstoffinduzierte Ausfällung von Fe(III)-P-Verbindungen nahezu vollständig zurückgehalten. Diese Beobachtungen ließen zunächst den Schluss zu, dass solche „eisenreichen“ Moore trotz der hohen P-Freisetzung ins Moorporenwasser keine Belastung für angrenzende Gewässer darstellen. Eine Verallgemeinerung dieser Aussagen war aufgrund der geringen Anzahl der untersuchten Moore jedoch noch nicht möglich. Bei den Mooren muss zudem berücksichtigt werden, dass oftmals sehr hohe DOC-Konzentrationen im Porenwasser von mehr als 100 mg/L auftreten können (Sachse et al. 2001). Sie liegen damit um ein Vielfaches oberhalb jener von Gewässern oder Quellen mit Konzentrationen meist unterhalb von 10 mg/L (z.B. Thurmann 1985, S.8). Durch die Ausbildung stabiler gelöster Komplexe von Eisen mit Fulvosäuren, deren Anteil mehr als 80% des DOC betragen kann, kommt es trotz Redoxwechsel nicht zwangsläufig zu einer Ausfällung von Fe(III)-P-Verbindungen (Zak et al. 2004a, vgl. Kap. 3.1). Durch die Auswahl von insgesamt 13 wiedervernässten Mooren mit unterschiedlichem Porenwasserchemismus sollte geprüft werden, ob sich allgemeingültige Aussagen zum P-Rückhalt an der Mooroberfläche als anoxisch/oxische Phasengrenze ableiten lassen. Damit sollte auch geklärt werden, ob durch die großflächige Wiedervernässung im Peenetal ein Risiko erhöhter P-Austräge in die angrenzende Peene besteht.

### 7.2.2 Experimentelles

Zur Bestimmung des P-Rückhaltes an der anoxischen/oxischen Phasengrenze (= „Redoxgrenzfläche“) wurde der Rest der anoxischen Sammlermischprobe aus den Freilanduntersuchungen (siehe Kap. 5.1) durch abwechselndes kräftiges Schütteln und Öffnen der Sammelflasche belüftet. Dieser Arbeitsschritt simuliert den Austritt von anoxi-

**Tab. 7.2.1** SRP-Konzentrationen im anoxischen Porenwasser (= SRP-PW), molare Fe/P-Verhältnisse im anoxischen Porenwasser, P-Rückhalt bei simuliertem Redoxwechsel und experimentell bestimmte oxische SRP-Gleichgewichtskonzentrationen (= SRP-oxisch) im Vergleich zu den SRP-Konzentrationen im Oberflächenwasser (= SRP-OW) wiedervernässter Niedermoore (Mittelwerte und Bereich, n = 1-120).

Untersuchungsgebiete*	SRP-PW [mg/L]	Fe/P-PW (molar)	P-Rückhalt [%]	SRP-oxisch [µg/L]	SRP-OW [µg/L]
Menzlin	10,1 (2,0–18,9)	1,4 (0,4–9,9)	77 (21–97)	2730 (80–8420)	1300 (200–2200)
Töpchin	1,4 (0,7–3,0)	1,7 (0,8–3,1)	52 (10–97)	660 (40–1200)	250
Stangenhagen	11,2 (7,5–13,7)	1,8 (1,0–3,2)	95 (86–100)	520 (40–1480)	1600
Jargelin Zentr.	2,3 (0,6–4,5)	4,1 (0,9–16)	96 (78–100)	110 (2–550)	210
Gr. Skabybruch	1,2 (0,6–2,1)**	4,1 (1,5–7,3)	10 (1–27)	1100 (460–1930)	kein OW
Wendewiesen S	2,7 (0,5–6,6)	6,0 (0,7–24)	76 (5–99)	460 (30–2020)	330 (30–760)
Löcknitz	0,7 (0,4–1,3)	7,7 (4,0–13)	5 (0–12)	670 (320–1280)	kein OW
Wendewiesen N	4,4 (0,4–9,5)	7,9 (0,9–35)	93 (67–100)	510 (2–3010)	190 (20–420)
Jargelin Rand	3,9 (1,0–6,2)	12 (4,8–19)	99 (97–100)	10 (2–80)	230 (10–880)
Zarnekow	2,1 (0,5–6,2)	20 (2,1–65)	99 (94–100)	20 (2–100)	670 (50–2880)
Ziethen W	1,3 (1,2–1,9)	20 (14–24)	99 (99–99)	10 (6–15)	10
Beestland	2,8 (0,1–9,5)	41 (2,3–190)	95 (74–100)	40 (6–123)	430 (30–1160)
Ziethen O	0,6 (0,4–0,8)	42 (31–47)	98 (98–99)	9 (6–8)	60

\*Sortierung der Untersuchungsgebiete nach aufsteigenden Fe/P-Verhältnissen im Porenwasser, \*\*TDP-Werte

schem Porenwasser an der Mooroberfläche, wodurch die zuvor beschriebenen Fe(III)-Verbindungen als ockerfarbene Niederschläge ausfallen. Nach dem Einstellen von oxischen Gleichgewichtsbedingungen nach spätestens 24 h (Zak et al. 2004a) wurde die Probe im Labor filtriert, um Fe(III)-Hydroxid/Oxidhydrate und andere Fällprodukte zu entfernen. Im Filtrat erfolgte erneut die Analyse der gelösten Stoffe (siehe Kap. 5.3). Aus der Differenz der Stoffkonzentrationen in der Originalprobe (= anoxisches Porenwasser) und der Konzentration in der oxischen Probe konnte auf den Stoffrückhalt an der realen Redoxgrenzfläche geschlossen werden.

### 7.2.3 Phosphorrückhalt an der anoxischen/oxischen Phasengrenze

Die Ergebnisse zum P-Rückhalt durch die Ausfällung von Fe(III)-Hydroxiden an der anoxischen/oxischen Redoxgrenzfläche sind für alle wiedervernässten Moore in der Tab. 7.2.1 zusammengefasst. Naturnahe Moore werden im Folgenden nicht berücksichtigt (Daten nicht gezeigt), da sich ausschließlich in den wiedervernässten Mooren mit den oft-

mals sehr hohen P-Konzentrationen im Porenwasser die Frage stellte, ob angrenzende Oberflächengewässer durch erhöhte P-Austräge belastet werden können.

In der Mehrzahl der wiedervernässten Moore kam es bereits wenige Minuten nach dem Sauerstoffkontakt zu den anoxischen Porenwasserproben zur Ausfällung von Fe(III)-Hydroxiden. Die Eisenausfällung war durch das Ausflocken von rotbraunen Niederschlägen in den Proben gut und sofort erkennbar. Die unterschiedlich hohen Fe-Ausgangskonzentrationen im anoxischen Porenwasser der Untersuchungsgebiete (siehe Kap. 7.1, Tab. 7.1.1) sanken bis auf wenige Ausnahmen auf Werte unterhalb von 1 mg/L (Daten nicht gezeigt). In einigen Mooren kam es zu keiner Eisenausfällung oder sie fand nur unvollständig statt: Großes Skabybruch (BB), Moor an der Löcknitz (BB) und teilweise auch in den Wendewiesen N (M-V). Bisher trat dieses Phänomen ausschließlich in Mooren mit dominierenden Torfmoosgesellschaften auf und wurde auf das Vorhandensein stabiler gelöster Eisen-Huminstoffkomplexe zurückgeführt (siehe Kap. 3.1). Offenbar werden aber auch in Seggenstandorten stabile gelöste organische Komplexe gebildet.



Die große Variabilität beim Porenwasserchemismus sowohl innerhalb als auch zwischen den Mooren (siehe Kap. 7.1) schlägt sich ebenfalls bei der Höhe des P-Rückhaltes nieder. Die Spannweite des Rückhaltes für alle Moore lag zwischen 0% und ~ 100%, erhebliche Unterschiede traten auch innerhalb der Moore auf (siehe Tab. 7.2.1). Die großen Unterschiede beim P-Rückhalt innerhalb der Moore decken sich mit den sehr hohen Spannweiten bei den Fe/P-Verhältnissen. Lagten die molaren Fe/P-Verhältnisse oberhalb von 3, kam es in der Regel zu einem nahezu vollständigen P-Rückhalt (Einzelergebnisse nicht gezeigt). Zur Einstellung sehr niedriger mittlerer SRP-Gleichgewichtskonzentrationen von etwa 0,01 mg/L – der P-Rückhalt betrug im Durchschnitt annähernd 100% – kam es in den oxischen Proben der Polder Jargelin, Ziethen, Zarnekow und Beestland. Hier lagen die Fe/P-Verhältnisse im Moorporenwasser im Gegensatz zu den anderen Untersuchungsgebieten bis auf Einzelfälle oberhalb von 3 (Tab. 7.2.1). Das Risiko erhöhter P-Austräge aus diesen Moorflächen in die Peene ist als sehr gering einzuschätzen. Anders stellte sich die Situation im Polder Menzlin dar. Die geochemisch bedingt relativ niedrigen Fe-Konzentrationen und gleichzeitig hohen P-Konzentrationen im Porenwasser mit molaren Fe/P-Verhältnissen, die oft deutlich < 3 waren, führten zu einem geringeren P-Rückhalt an der Redoxgrenze. Entsprechend lagen die P-Konzentrationen im oxischen Gleichgewichtszustand teilweise oberhalb von 1 mg/L (Tab. 7.2.1). Sie erklären auch die im Durchschnitt sehr hohen SRP-Konzentrationen von rund 1 mg/L im überstehenden Wasser des Polders. Auf die Wasserqualität der Peene übt diese Konstellation jedoch keinen erkennbaren Einfluss aus. Zum einen ist der Wasseraustausch durch die noch vorhandenen Deiche und das abgesunkene Niveau der Moorflächen (unterhalb der Peene) durch Schrumpfs- und Sackungsprozesse

während der Trockenlegung (siehe Kap. 3.2) sehr niedrig. Zum anderen ist die Größe des Polders Menzlin (ca. 0,2 km<sup>2</sup>) im Vergleich zum Gesamteinzugsgebiet der Peene (ca. 5127 km<sup>2</sup>) sehr klein. Daraus ergibt sich ein Flächenverhältnis Gesamteinzugsgebiet/Moor von rund 25000. Ein Belastungsrisiko muss erst dann in Betracht gezogen werden, wenn das Flächenverhältnis unterhalb von 200 liegt (Trepel, pers. Mitteilung). Dieses Verhältnis würde erst bei einer wiedervernässten Moorfläche von 26 km<sup>2</sup> unterschritten (gegenwärtig sind im Peenetal weniger als 10 km<sup>2</sup> vernässt). Die Daten zu den mittleren P-Konzentrationen (2003-2006) in der Peene oberhalb des Polders Menzlin (SRP: 0,06 mg/L, TP: 0,12 mg/L an der Messstelle Jarmen) und unterhalb des Polders sowie der Vernässungsflächen Jargelin und Ziethen (SRP: 0,07 mg/L, TP: 0,14 mg/L an der Messstelle Anklam) lassen demzufolge auch keinen negativen Einfluss durch die bisherige Wiedervernässung der Moore im Peenetal erkennen (Daten des Staatlichen Amtes für Umwelt und Natur Neubrandenburg). Die Untersuchungen in zwei wiedervernässten Mooren Brandenburgs (Töpchin und Polder Stangenhagen) bestätigen, dass bei niedrigen Fe/P-Verhältnissen (< 3) mit einem erhöhten P-Austrag in den Wasserüberstand bzw. in angrenzende Oberflächengewässer gerechnet werden muss.

Beim Vergleich der experimentell bestimmten P-Konzentrationen unter oxischen Gleichgewichtsbedingungen und der Freilanddaten ist darauf zu achten, dass die P-Konzentrationen im Wasserüberstand der Polder zusätzlich durch weitere Faktoren, wie z.B. Algen- und Makrophytenwachstum, Abbau- und Freisetzungprozesse und den Redoxbedingungen im Freiwasser beeinflusst sind. In einigen Fällen wie z.B. beim Polder Jargelin und Ziethen darf außerdem das Eindringen von nährstoffreichem Peenewasser nicht vernachlässigt werden. Daraus resultierende Unterschiede

zu den gemessenen P-Konzentrationen im Freiwasser überstauter Polder werden insbesondere am Beispiel von Zarnekow deutlich. So führte hier der hohe Eisenüberschuss im Moorporenwasser gegenüber Phosphor (Fe/P-Verhältnis ~ 14) nach der Einstellung von oxischen Gleichgewichtsbedingungen unter Laborbedingungen zu sehr niedrigen P-Konzentrationen von durchschnittlich 0,02 mg/L (Tab. 7.2.1). Im Gegensatz dazu lagen aber die im überstehenden Wasser des Polders gemessenen P-Konzentrationen mit bis zu 2,8 mg/L (als SRP) deutlich über diesen Werten. Hohe P-Konzentrationen im Freiwasser traten meist bei sehr niedrigen Sauerstoffgehalten auf (Abb. 7.2.2). Die niedrigen Sauerstoffgehalte in der Wassersäule des Polders (Tiefe ~ 50 cm) zeugen von verstärkten mikrobiellen Abbauprozessen. Vermutlich stammt der Phosphor überwiegend aus dem Abbau der noch in der Anfangsphase der Wiedervernässung dominierenden Rohrglanzgrasbestände, die durch den dauerhaften Überstau abgestorben sind. Zusätzlich findet wahrscheinlich bei Sauerstoffmangel im Freiwasser eine P-Freisetzung von redoxempfindlich gebundenem Phosphor aus der oberen Boden- bzw. neu gebildeten Sedimentschicht statt, ein aus limnischen Systemen gut bekannter Prozess (z.B. Hupfer et al. 1997).

Trotz dieser Einschränkungen liefert die Bestimmung des Fe/P-Verhältnisses im Moorporenwasser einen ersten wichtigen Anhaltspunkt, ob aus den wiedervernässten Mooren mit erhöhten P-Austrägen zu rechnen ist. Im Gegensatz zu den Peenetalmooren war es in zwei wiedervernässten Mooren Brandenburgs (Schlaubemoor, Zak et al. 2001 und Lehtseeniederung, Meyer 2008) möglich, die P-Konzentrationen in einem definierten Moorabfluss unmittelbar vor dem Eintritt in das angrenzende Gewässer zu messen. Darüber hinaus konnte in diesen Fällen durch die Quantifizierung der Moorabflüsse eine Bilanzierung der P-Austräge und eine Bewertung der P-Belastung für die angrenzenden Gewässer (Schlaube, Lehtsee) getroffen werden. Bei beiden Mooren lagen die mittleren Fe/P-Verhältnisse im anoxischen Porenwasser deutlich oberhalb von 3. Die hohen P-Konzentrationen im anoxischen Porenwasser der beiden Moore (1-6 mg/L) sanken nach dem Redoxwechsel auf Werte unterhalb von 0,03 mg/L (P-Rückhalt > 95%). Auch die im Freiland gemessenen P-Konzentrationen in den „Moorabflüssen“ lagen in diesem Bereich (0,01-0,04 mg/L). In beiden Fällen trat trotz der hohen P-Konzentrationen im Moorporenwasser keine Belastung für die angrenzenden Gewässer auf.

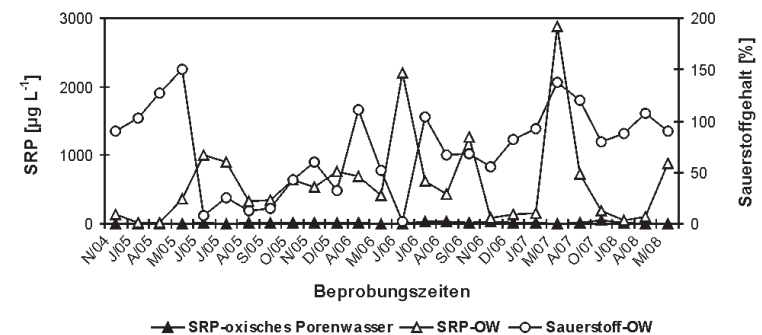


Abb. 7.2.2 SRP-Konzentrationen im Oberflächenwasser (SRP-OW) des Polders Zarnekow in Abhängigkeit vom Sauerstoffgehalt (O<sub>2</sub>-OW) im Vergleich zu den mittleren SRP-Konzentrationen des Porenwassers (Median, n = 6) nach Einstellung oxischer Gleichgewichtsbedingungen (SRP-oxisches Porenwasser).

Es bleibt vorerst unklar, ob es sich bei dem frisch ausgefällten Material (amorphe Fe(III)-Hydroxide/Oxidhydrate und daran gebundenem P, s. oben) an der Redoxgrenzfläche um eine dauerhafte P-Senke handelt. Auf der einen Seite kommt es mit zunehmender Alterung des Materials zu einem allmählichen Übergang zu kristallinen Formen (Litaor et al. 2004). Dadurch nimmt die spezifische („reaktive“) Oberfläche des Materials stark ab. So weist amorphes Eisen(III)-Hydroxid/Oxidhydrat eine spezifische Oberfläche von 160-700 m<sup>2</sup>/g auf, während die Oberfläche von Hämatit ( $\alpha$ -Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) als kristalline Form nur noch 18-45 m<sup>2</sup>/g beträgt (Buffle 1988, S.332). Infolgedessen verringert sich die Zahl der Bindungsplätze für Phosphor, die möglicherweise zu einer Freisetzung von gebundenem Phosphor führen kann. Auf der anderen Seite führt aber die Kristallisierung zu einem festeren Einbau des Phosphors und zu einer Abnahme der Reaktivität. In dieser Form ist eine größere Stabilität ge-

genüber anoxischen bzw. reduzierenden Bedingungen gegeben. Wird dennoch ein Teil des Fe(III)-gebundenen Phosphors durch biotische oder abiotische Prozesse remobilisiert, kann es beim Transport an die Redoxgrenzfläche erneut wieder ausgefällt werden (= „interner P-Kreislauf“).

Insgesamt konnte durch die Untersuchungen bestätigt werden, dass im Falle hoher Fe/P-Verhältnisse im Porenwasser wiedervernässter Moore trotz hoher P-Ausgangskonzentrationen in der Regel keine Gefahr der P-Belastung angrenzender Gewässer besteht. In der Praxis stellt sich aber schon oftmals vor der Moorwiedervernässung die Frage, ob mit einem Risiko erhöhter P-Austräge zu rechnen ist. Es musste also eine geeignete Methode für Voruntersuchungen erarbeitet werden, die einen Rückschluss für das zukünftige Fe/P-Verhältnis im Moorporenwasser zulässt (siehe dazu Kap. 7.7)

### 7.3 Entwicklung und Anwendung einer Methode zur Bestimmung des P-Freisetzungspotenzials in wiedervernässten Mooren

D. Zak & J. Gelbrecht

#### Zusammenfassung

Trockenlegung und landwirtschaftliche Nutzung der Niedermoore haben zur Torfmineralisierung bzw. zu irreversiblen Veränderungen der chemisch-physikalischen Torfeigenschaften in der entwässerten Bodenschicht geführt. Bislang gab es keine geeignete Methode das veränderte Stofffreisetzungspotenzial in den mineralisierten bzw. stark zersetzten Torfen der wiedervernässten Moore abzuschätzen. Die Weiterentwicklung eines in der Sedimentforschung von Binnengewässern etablierten chemischen sequentiellen Extraktionsverfahrens ermöglichte die Quantifizierung von unterschiedlichen P-Fractionen, die in Abhängigkeit von den vorherrschenden Milieubedingungen sowie den ablaufenden Stoffumsetzungsprozessen nach der Moorwiedervernässung potentiell freigesetzt werden können. Sehr hohe Konzentrationen an redoxempfindlichen P-Verbindungen (unter anoxischen Bedingungen mobilisierbar) in den stark zersetzten Torfen der entwässerten Bodenschicht weisen auf ein hohes P-Freisetzungspotenzial in den wiedervernässten Mooren hin. Die stark zersetzten Torfe weisen im Vergleich zu mittel und schwach zersetzten Torfen ebenfalls sehr hohe Gehalte an pH-empfindlichen P-Verbindungen auf sowie signifikant erhöhte Mengen an NaOH-löslichem P, der durch weiteren anaeroben Abbau organischer Substanz freigesetzt werden kann.

#### 7.3.1 Einleitung

Die Mineralisierung der Torfe unter den günstigen mikrobiellen Abbaubedingungen während jahrzehntelanger Trockenlegung und landwirtschaftlicher Nutzung von Niedermoorflächen (vgl. Kap. 3.2) haben zu einer Umwandlung von organisch gebundenen Stoffen in anorganische Verbindungen geführt (Schlichting et al. 2002, Litaor et al. 2004). Anders als beim Kohlenstoff oder Stickstoff, die im Zuge der Mineralisierung zum großen Teil als gasförmige Substanzen (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub> und N<sub>2</sub>O) aus den Torfen entweichen bzw. als Nitrat ausgewaschen werden (siehe Kap. 3.2), wird ein großer Anteil des Phosphors als „nichtflüchtige Substanz“ angereichert. Dies soll anhand eines Rechenbeispiels für einen schwach zersetzten Torf aus einem naturnahen Moor (Gützkow SW) mit einer typischen Trockenrohichte von 0,13 g/cm<sup>3</sup> und einem mittleren Gesamt-P-Gehalt von 620 µg P/g Trockenmasse deutlich gemacht werden. Der Verlust von nur 10 cm Torf durch den verstärkten (vollständigen) oxidativen Abbau der organischen Substanz resultiert bereits in einer „internen P-Düngung“ von rund 80 kg ha<sup>-1</sup>. Eine zusätzliche P-Anreicherung in den Torfen durch externe Düngung kann grundsätzlich nicht ausgeschlossen werden (keine Daten verfügbar). Der ähnliche Anstieg der Gesamt-Eisen- und Gesamt-Phosphorgehalte um den Faktor 2-3 in den stark zersetzten Torfen gegenüber darunter liegenden geringer zersetzten Torfen deutet jedoch darauf hin, dass Düngergaben für die P-Akkumulation nur eine untergeordnete Rolle gespielt haben.

Die Gesamt-Phosphorgehalte in den Torfen lassen jedoch keine Aussage zu, wie hoch der Anteil des Phosphors ist, der nach der

Wiedervernässung potentiell durch veränderte Milieubedingungen (Redoxpotenzial und pH-Wert) freigesetzt werden kann. Ausschlaggebend dafür ist, in welcher Weise sich die Stoffzusammensetzung der Torfe bzw. der Anteil unterschiedlich mobilisierbarer P-Fractionen in der Phase der Trockenlegung und landwirtschaftlichen Nutzung verändert hat. Die bislang in Moorböden eingesetzten Fraktionierungsverfahren (aus der Bodenkunde) wurden vornehmlich unter dem Gesichtspunkt der Nährstoffverfügbarkeit für Pflanzen genutzt (z.B. Schlichting et al. 2002). Bei der dauerhaften Wiedervernässung von Mooren findet im Torfkörper jedoch ein Wechsel von oxischen zu anoxischen Bedingungen statt. Das legte die Vermutung nahe, dass – in Analogie zu Seesedimenten – an redoxempfindliche Fe(III)-Verbindungen gebundener Phosphor aus der Phase der Trockenlegung (siehe Kap. 3.2) durch reduktive Eisenauflösung des Eisen freigesetzt wird (z.B. Shenker et al. 2005). Weiterer Phosphor, der vor allem an kristalline Eisenverbindungen (Fe(III)-Oxide), in Form von Ca-P-Verbindungen und/oder an Aluminium-Oxiden/Oxidhydraten gebunden vorliegt, ist bei stärkeren pH-Veränderungen mobilisierbar. Zusätzlich kann Phosphor durch weiteren Abbau organischer Substanz freigesetzt werden (z.B. Newman & Robinson 1999). Für eine Erfassung der entsprechenden unterschiedlich mobilisierbaren P-Fractionen wurde für die Sedimentforschung von Gewässern ein sequentielles Extraktionsverfahren von Psenner et al. (1984) entwickelt, das in der Folgezeit breite Anwendung fand (Hupfer et al. 1995, Paludan & Jensen 1995, Zak et al. 2006). Es gab jedoch keinerlei Erfahrungen darüber, ob sich die „Psennermethode“ ebenfalls für die Bestimmung von unterschiedlich mobilisierbaren P-Fractionen in wiedervernässten Mooren eignet.

### 7.3.2 Entwicklung eines P-Extraktionsverfahrens zur Abschätzung des P-Freisetzungspotenzials in wiedervernässten Mooren

Nach experimentellen Vorarbeiten im Rahmen einer Diplomarbeit (Jordan 2004) und weiteren Modifikationen (Zak et al. 2008) war es möglich, das P-Freisetzungspotenzial in den unterschiedlich zersetzten Torfen der wiedervernässten Moore abzuschätzen. Als Grundlage diente die Methode von Psenner et al. (1984). Nachfolgend aufgeführte Arbeitsschritte befinden sich in Übereinstimmung mit der „Psenner-Methode“:

- Einwaage der frischen Bodenprobe (5-8 g) in 40 mL Zentrifugenröhrchen
- Ausführung der Extraktionsschritte mittels „Überkopfschüttler“ (Firma Heidolph) und definierter Extraktionsdauer (Abb. 7.3.1)
- Zentrifugieren der Extrakte bei 10.600 g (= relative Zentrifugalbeschleunigung) für 5 min
- Waschschrift im Anschluss an chemische Extraktion (ausgenommen  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -Schritt) mit 25 mL deionisiertem Wasser, Schütteln (5min) und Zentrifugieren analog zum Extraktionsschritt
- Filtration der zusammengeführten Zentrifugenüberstände mittels Spritzenfilter (0,45  $\mu\text{m}$  Porenweite, Firma Schleicher und Schuell) vor der Bestimmung von P, DOC, Fe, Ca und Al (siehe Kap. 5.2)

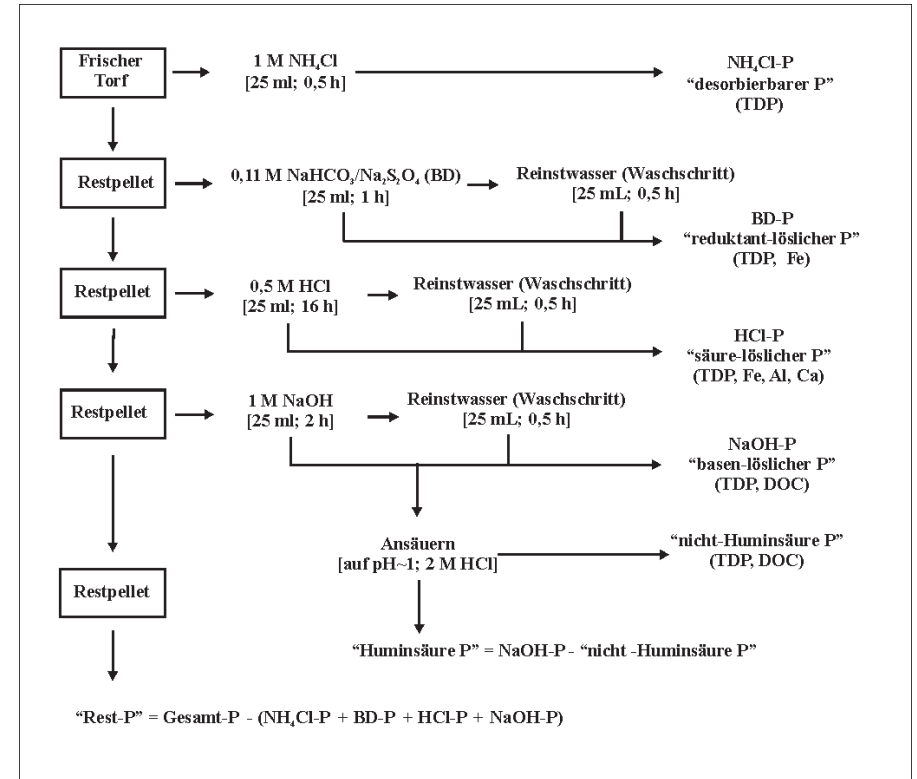


Abb. 7.3.1. Sequentielles chemisches Extraktionsverfahren zur Bestimmung von unterschiedlich mobilisierbaren P-Fractionen (modifiziert nach Psenner et al. 1984). Die analysierten gelösten Stoffe in den Extrakten sind in Klammern aufgeführt (TDP: gesamter gelöster Phosphor, DOC: gelöster organischer Kohlenstoff). SRP konnte aufgrund der starken Eigenfärbung der Extrakte nicht bestimmt werden.

Das selbst entwickelte sequentielle Extraktionsverfahren ist in Abb. 7.3.1 dargestellt und kann zur Unterscheidung von fünf operationell definierten P-Fractionen in Torfen genutzt werden:

- 1.) „Desorbierbarer P“ bzw.  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -P: Im Gegensatz zur „Psennermethode“ wurde für den ersten Schritt eine 1 M  $\text{NH}_4\text{Cl}$  Lösung anstelle von deionisiertem Wasser genutzt. Auf diese Weise werden gelöste sowie schwach gebundene Eisen- und Calciumspezies entfernt, die zu unerwünschten Interferenzen in den nach-
- 2.) „Reduktiv-löslicher P“ bzw. BD-P: In Übereinstimmung mit der „Psennermethode“ wurde eine 0,11 M bicarbonat-gespufferte Dithionit-Lösung für die Extraktion von P genutzt, der hauptsächlich an redoxempfindlichen Fe(III)-Verbin-

folgenden Extraktionsschritten führen können. Bei dem extrahierten P handelt es sich um P, der im Porenwasser gelöst ist, oder um schwach gebundenen P an der Oberfläche von Fe/Ca-Verbindungen oder an organischem Material (Psenner & Pucsko 1988, Hupfer et al. 1995).

dungen gebunden vorliegt. Diese Verbindungen umfassen sowohl amorphe Fe(III)-Hydroxid/Oxidhydrate als auch Eisen(III)-Huminstoffkomplexe (Lijklema 1980, Buffle 1988, Buffle et al. 1989, Hupfer et al. 1995, Dolfing et al. 1999, Guardado et al. 2007). Bei der Extraktion wurde auf den Einsatz von komplexierenden Substanzen verzichtet, um das Herauslösen von P aus kristallinen redoxempfindlichen Verbindungen, wie z.B. Apatit, zu vermeiden. Dadurch kann es aber innerhalb weniger Tage nach der Extraktion zur Ausfällung von Fe(III)-P-Verbindungen kommen, so dass die P- und Fe-Analysen unmittelbar nach der Extraktion erfolgen sollten.

3.) „Säure-löslicher P“ bzw. HCl-P: Die Originalsequenz der Extraktion wurde von NaOH-HCl zu HCl-NaOH in Anlehnung an Ivanoff et al. (1998) geändert. Ein wesentlicher Grund für den Sequenzwechsel war die Zielstellung, all die P-Verbindungen zu erfassen, die im Falle von pH-Änderungen infolge der Wiedervernässung (meist Versauerung) potentiell freisetzbar sind. Es handelt sich hierbei hauptsächlich um P, der in Ca-, Fe- oder Al-gebundener Form vorliegt. Daneben wird vermutlich auch ein Teil an sauer hydrolysierbaren organischen P-Verbindungen extrahiert (Ivanoff et al. 1998).

4.) „Hydrolisierbarer P“ bzw. NaOH-P: Die ursprüngliche Extraktionsdauer wurde von 16 h („Psennermethode“) auf 2 h verkürzt. Neben einer verbesserten Effizienz der Methode sollte dadurch die weitere Hydrolyse von bereits extrahierten organischen Substanzen (siehe unten) im NaOH-Extrakt eingeschränkt werden (z.B. Turner et al. 2003). Am Beispiel von verschiedenen Torfen konnte geklärt werden, dass sich die Verkürzung nicht negativ auf die P-Ausbeute im NaOH-Extrakt auswirkt (Tab. 7.3.1).

Da durch die vorangegangenen Extraktionsschritte nahezu alle metallgebundenen P-Spezies entfernt sind, setzt NaOH hauptsächlich organisch gebundenen P frei. Hierbei handelt es sich jedoch um unterschiedlich gut abbaubare und mobilisierbare organische P-Verbindungen (z.B. Hupfer et al. 1995). Die im alkalischen Extrakt gelösten Huminstoffe werden als refraktäre Substanzen angesehen und sind sowohl unter neutralen als auch sauren pH-Bedingungen nicht mobilisierbar. Durch den Zusatz von Säure (siehe Abb. 7.3.1) lassen sie sich wieder ausfällen und damit auch der in ihnen gebundene P (= HA-P) (Paludan & Jensen 1995). Die ausgefällten Huminsäuren wurden durch Zentrifugation (10.000 g, 5 min) und Filtration (Spritzenfilter: 0,45 µm

Tab. 7.3.1 Einfluss der Extraktionsdauer auf die Menge des NaOH-P (Mediane ± Standardfehler). Signifikante Unterschiede zwischen der verkürzten oder verlängerten Extraktionszeit im Vergleich zu 16 h (nach Psenner et al. 1984) traten nicht auf (Kruskal-Wallis Test,  $p < 0,05$ ). P-Konzentrationen sind als µg P/g Trockenmasse angegeben.

Extraktionsdauer [h]	schwach zersetzer Sphagnum-Torf (Zołwia Błoc)	stark zersetzer Seggen-Torf (Rzecin)	stark zersetzer amorpher Torf (Polder Zarnekow)
2	281 ± 29	350 ± 14	692 ± 13
4	234 ± 12	337 ± 39	714 ± 11
16	225 ± 29	466 ± 49	750 ± 4
48	279 ± 5	406 ± 37	762 ± 9
72	303 ± 11	352 ± 38	854 ± 21

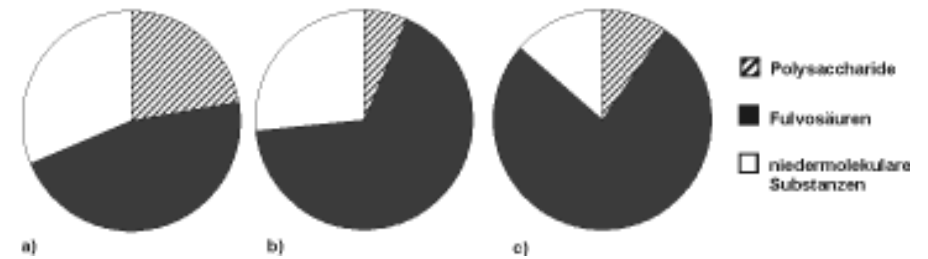


Abb. 7.3.2 Organische Kohlenstofffraktionen (Polysaccharide, Fulvosäuren und niedermolekulare Substanzen) im NaOH-Extrakt nach Ausfällung der Huminsäuren am Beispiel von a) schwach zersetzten Sphagnum-Torfen, b) schwach zersetzten Seggentorfen und c) amorphen stark zersetzten Torfen (Mittelwert,  $n = 3$ ).

Porenweite) aus den angesäuerten Extrakten entfernt. Durch den Einsatz der LC-OCD-Methode in den Filtraten (siehe Kap. 5.2) wurde deutlich, dass unterschiedliche organische Substanzen als P-Bindungspartner, wie z.B. die Fulvosäuren in Betracht gezogen werden müssen (Abb. 7.3.2). Da nicht geklärt werden konnte in welchen Anteilen der Phosphor in den unterschiedlichen Kohlenstofffraktionen vorliegt wurde die Bezeichnung Nicht-Huminsäure gebundener P gewählt (= nHA-P).

5.) „Refraktärer P“ bzw. Rest-P: Phosphor, der nicht aus dem Torf extrahiert werden konnte, wurde durch Differenzbildung zwischen dem Gesamt-P-Gehalt der Torfe und der Summe von  $\text{NH}_4\text{Cl-P}$ ,  $\text{BD-P}$ ,  $\text{HCl-P}$  und  $\text{NaOH-P}$  berechnet.

### 7.3.3 Probenahme

Eine Zusammenstellung aller Untersuchungsgebiete mit den Angaben zu den beprobten Bodentiefen und den Beprobungszeiträumen findet sich in den Tabellen 4.2.1 bis 4.2.6. Die Torfbeprobung erfolgte in den degradierten wiedervernässten und naturnahen Mooren oberflächennah bis zu einer Tiefe von etwa 30 cm mittels eines Spatens. Torfproben aus tiefer liegenden

Bodenschichten in den stark degradierten und meist überstauten Mooren wurden mit einer so genannten polnischen Klappsonde (Firma Eijkelkamp Agrisearch Equipment, P.O. Box 4, NL- 6987 Giesbeek) gewonnen. Mit dieser Klappsonde lassen sich in 50 cm tiefen Abfolgen Proben entnehmen und hinsichtlich Torfart, Zersetzungsgrad und vorhandener Großreste ansprechen (Puustjärvi 1970). Die Torfentnahme wurde stets in unmittelbarer Nähe der Dialysesammlermsstellen durchgeführt. Die Torfe in der Menge von bis maximal 1 kg wurden anschließend in Gefrierbeuteln weitgehend luftdicht verpackt, gekühlt ins Labor transportiert und bei ca. 4 °C im Kühlschrank gelagert. Die Fraktionierung der Torfe wurde möglichst innerhalb der darauf folgenden Tage durchgeführt. In Ausnahmefällen, z.B. bei „belüfteten Proben“ aus noch trockengelegten Mooren wurden die Proben auch über längere Zeiträume von bis zu 4 Wochen bei 4 °C gelagert. Zur Erfassung der räumlichen Variabilität der Gesamt-P-Gehalte sowie des Anteils des redoxempfindlich gebundenen Phosphors wurden im Polder Zarnekow in mehreren Transekten über einen größeren Moorabschnitt im Juli 2005 insgesamt 22 Torfproben in einer Tiefe von ca. 5 bis 15 cm entnommen (vgl. Kap. 5.1, Abb. 5.1.2).



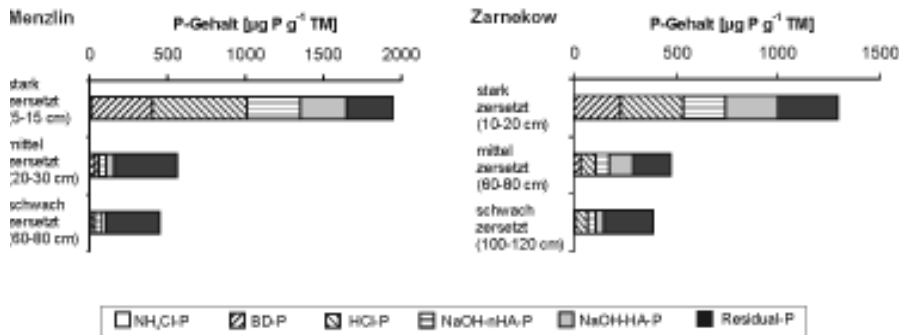


Abb. 7.3.3 Gehalte verschiedener P-Fractionen in unterschiedlich zersetzten Torfen:  $\text{NH}_4\text{Cl-P}$  = „desorbierbarer P“,  $\text{BD-P}$  = „reduktiv-löslicher P“,  $\text{HCl-P}$  = „säure-löslicher P“,  $\text{NaOH-nHA-P}$  = P in „Nicht-Huminsäuren“ gebunden und  $\text{NaOH-HA-P}$  = P in immobilen Huminsäuren gebunden,  $\text{Residual-P}$  = „nicht hydrolysierbarer P“ (Median,  $n = 3$ ).

### 7.3.4 Bestimmung von P-Fractionen in Torfen mit dem modifizierten P-Extraktionsverfahren

Die Anwendung des modifizierten Verfahrens zur P-Fraktionierung bestätigte die im Kap. 3.2 getroffenen Aussagen, dass die Torfmineralisierung in entwässerten Mooren zu erheblichen bodenchemischen Veränderungen in der Stoffzusammensetzung der entwässerten Bodenschicht führt. Der Vergleich von unterschiedlich zersetzten Torfen eines Standortes macht deutlich, dass die oberen Bodenschichten mit stark zersetzten Torfen signifikant höhere P-Gehalte in den BD-, HCl- und NaOH-

Fraktionen aufweisen als darunterliegende Schichten mit mittel und schwach zersetzten Torfen (Abb. 7.3.3).

Am Beispiel der oberen stark zersetzten Torfschicht (5-15 cm) im Polder Zarnekow zeigte sich jedoch auch, dass sowohl die Gesamt-P-Gehalte der Torfe als auch der Anteil des BD-P entlang der Transekte (vgl. Abb. 5.1.2) erheblichen räumlichen Schwankungen unterliegen (Abb. 7.3.4). So unterschieden sich die Gesamt-P-Gehalte der Torfe um das bis zu Fünffache und die Menge des BD-P um das bis zu Siebenfache. Der relative Anteil des BD-P am Gesamt-P-Gehalt der Torfe schwankte zwischen 10% und 50%.

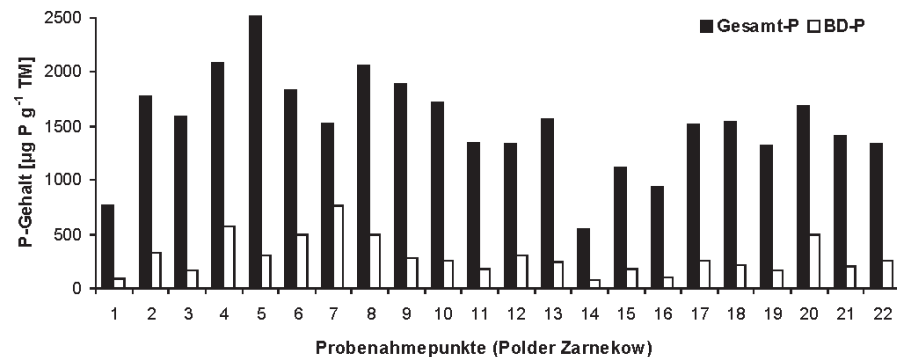


Abb. 7.3.4 Räumliche Heterogenität der P-Gesamtgehalte und des BD-P (unter anoxischen Bedingungen potentiell freisetzbare P) in stark zersetzten Torfen im Oberboden (5-15 cm) des wiedervernässten Moores im Polder Zarnekow (Mediane,  $n=3$ ).

Die große räumliche Heterogenität zeichnete sich ebenfalls in anderen Untersuchungsgebieten ab (Einzelresultate nicht gezeigt). Trotz dieser Heterogenität ließen sich signifikante Zusammenhänge zwischen dem Zersetzungsgrad der Torfe und den unterschiedlich mobilisierbaren P-Fractionen sowie den potentiellen P-Bindungspartnern herstellen (Tab. 7.3.2 und 7.3.3). Die Bedeutung der einzelnen P-Fractionen für die P-Freisetzung in den wiedervernässten Mooren soll im Folgenden diskutiert werden.

#### „Desorbierbarer P“

Entgegen den Erwartungen war der Anteil des an Feststoffoberflächen labil gebundenen Phosphors in den stark zersetzten Torfen tendenziell kleiner als in den schwach zersetzten Torfen. Die beim oxidativen Abbau von meist refraktären organischen (nicht-mobilen) Substanzen gebildeten anorganischen und organischen Stoffe sind somit hauptsächlich in stabilere nicht

desorbierbare Bindungsformen übergegangen. Aufgrund des geringfügigen Anteils der  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -Fraktionen (< 1 % des  $\text{P}_t$ -Gehaltes der Torfe) kann man davon ausgehen, dass diese Fraktion für die P-Mobilisierung in den wiedervernässten Mooren keine Rolle spielt.

#### „Reduktiv-löslicher P“

Erwartungsgemäß traten in den stark zersetzten Torfen signifikant größere Mengen an redoxempfindlichen P-Verbindungen im Vergleich zu den weniger stark zersetzten Torfen auf (Tab. 7.3.2 und Tab. 7.3.3). Während der Trockenlegung wurden reduzierte Fe(II)-Verbindungen, wie z.B. Eisensulfide, durch Oxidation in reaktive Fe(III)-Hydroxide umgewandelt (vgl. Kap. 3.2). Diese Substanzen haben eine hohe Bindungsaffinität zu P-Substanzen (Lijklema 1980, Buffle 1988), wodurch sich die hohen P-Gehalte der redoxempfindlichen Fraktion in den oberen stark zersetzten Torfschichten erklären.

Tab. 7.3.2 Mittlere P-Gehalte und Schwankungsbereich (in Klammern) operationell definierter P-Fractionen (siehe Abb. 7.3.3) in unterschiedlich zersetzten Torfen naturnaher Moore (Gützkow, Rzecin, Zolwia Bloc) und wiedervernässter Moore (Zarnekow, Menzlin Jargelin Rand und Wendewiesen N). P-Konzentrationen sind als  $\mu\text{g P/g}$  Trockenmasse angegeben (Mediane,  $n = 6-12$ ). Verschiedene hochgesetzte Buchstaben in den Spalten weisen auf signifikante Unterschiede hin (Kruskal-Wallis Test, Dunn's multiple Vergleiche,  $p < 0,05$ ).

	$\text{NH}_4\text{Cl-P}$	$\text{BD-P}^1$	$\text{HCl-P}$	$\text{NaOH-nHA-P}^2$	$\text{NaOH-HA-P}^3$	$\text{Residual P}$
<b>naturnah</b>						
schwach zersetzt (5-30 cm)	5 <sup>a</sup> (3-16)	14 <sup>a</sup> (12-61)	31 <sup>a</sup> (16-74)	113 <sup>a</sup> (92-213)	96 <sup>a</sup> (76-130)	377 <sup>a</sup> (110-603)
<b>wiedervernässt</b>						
stark zersetzt (5-30 cm)	2 <sup>b</sup> (1-6)	250 <sup>b</sup> (166-443)	415 <sup>b</sup> (204-688)	273 <sup>b</sup> (152-397)	260 <sup>b</sup> (188-336)	285 <sup>b</sup> (141-740)
mittel zersetzt (20-80 cm)	1 <sup>b</sup> (1-3)	28 <sup>a</sup> (10-58)	39 <sup>a</sup> (21-160)	48 <sup>b</sup> (33-115)	48 <sup>a</sup> (29-185)	303 <sup>a</sup> (64-429)
schwach zersetzt (60-120 cm)	3 <sup>b</sup> (1-4)	9 <sup>a</sup> (8-10)	35 <sup>a</sup> (20-59)	43 <sup>b</sup> (36-49)	34 <sup>a</sup> (28-47)	291 <sup>a</sup> (197-364)

<sup>1</sup>BD: Bicarbonat/Dithionit, <sup>2</sup>nHA: „Nicht-Huminsäuren“, <sup>3</sup>HA: Huminsäuren.

Da es nach der Wiedervernässung von Mooren durch den weiteren Abbau organischer Substanzen schnell zur Einstellung von anoxischen Bedingungen kommt (z.B. Shenker et al. 2005), haben redoxempfindliche P-Verbindungen eine entscheidende Bedeutung für die Freisetzung von Phosphor (Lucassen et al. 2004, Shenker et al. 2005). Die generell hohen Fe-Konzentrationen im Porenwasser der wiedervernässten stark degradierten Moore im Vergleich zu den naturnahen Mooren, sowie das gleichzeitige Ansteigen der Fe-, und P-Konzentrationen in der Anfangsphase der Wiedervernässung der Polder Beestland und Zarnekow (Freiland- und Laborbefunde, siehe Kap. 7.1 und Kap. 7.4) unterstreichen die Rolle von eisenreduzierenden Prozessen für die P-Freisetzung. Aus den Untersuchungen von Seesedimenten ist anzunehmen, dass nur ein Teil des BD-P langfristig durch mikrobielle Umsetzungsprozesse freigesetzt wird. So konnte nachgewiesen werden, dass auch in tieferen Sedimentschichten, die dauerhaft anoxischen Bedingungen ausgesetzt sind, größere Gehalte an redoxempfindlich gebundenem Phosphor

auftreten (z.B. Rydin 2000). Eine Erklärung dafür ist die Ausbildung einer so genannten Schutzschicht („protective layer“) z.B. in Form von Eisensulfiden um redoxempfindliche Fe-P-Verbindungen, die eine weitere Reduktion des Eisens unterbinden (De Vitre et al. 1998). Andererseits ist es aber auch möglich, dass mikrobielle Redoxprozesse durch die Verfügbarkeit von organischen Verbindungen als „Elektronendonatoren“ limitiert werden (Lovley 1987, Holmer & Storkholm 2001, Vile et al. 2003).

#### „Säure-löslicher P“

Alterungs- bzw. Kristallisierungsprozesse von redoxempfindlichen Fe-P-Verbindungen vor allem in der Phase der Moorentwässerung erklären die hohen Gehalte an pH-empfindlichen P-Verbindungen (vgl. Kap. 3.2). Obwohl absolut und relativ der Anteil dieser Verbindungen in stark zersetzten Torfen sehr hoch ausfällt, spielt er als Risikofaktor hinsichtlich der P-Mobilisierung in den Peenetalmooren keine Rolle. Ursache ist der Kalkreichtum dieser jungeszeitlichen Durchströmungsmoore, wodurch eine hohe Pufferkapazität bezü-

glich des pH-Wertes besteht. So lagen die pH-Werte über den gesamten Untersuchungszeitraum im subneutralen Bereich (6,5 - 6,9, Kap. 7.1). Eine Mobilisierung der pH-empfindlichen P-Verbindungen ist in kalkarmen bzw. schwach gepufferten Mooren vorstellbar (z.B. in Altmoränengebieten), in denen durch die Austrocknung der oberen Bodenschicht die Oxidation von Eisensulfiden zur Versauerung geführt hat (Lamers et al. 1998, Van Dijk et al. 2004).

#### „Hydrolisierbarer P“

Trotz der Torfmineralisierung während der Phase der Trockenlegung der Moore liegt nach wie vor ein hoher Anteil des Phosphors in den stark zersetzten Torfen in hydrolysierbaren Verbindungen (NaOH-Fractionen) vor (ca. 30% des Pt). Der absolute P-Gehalt der NaOH-Fractionen in den stark zersetzten Torfen ist sogar signifikant größer als in den mittel und schwach zersetzten Torfen (siehe Tab. 7.3.2). Der hydrolytische Abbau dieser partikulären organischen Substanzen wird in der Literatur als bedeutungsvoll für die Stoffmobilisierung in Mooren angesehen (Robinson et al. 1998, Turner et al. 2003, Newman & Robinson 1999). Wahrscheinlich spielen jedoch die Huminsäuren als refraktäre Substanzen, die im subneutralen Bereich unlöslich bzw. immobil sind, hierbei keine Rolle. Die signifikant niedrigeren OC/P-Verhältnisse in der Gruppe der „Nicht-Huminsäuren“ (siehe Tab. 7.3.3) im Vergleich zu den Huminsäuren sind ein Hinweis darauf, dass vor allem die „Nicht-Huminsäuren“ für mikrobielle Abbau- und Stofffreisetzungprozesse in Frage kommen (Chapin et al. 2003). Die durchschnittlich niedrigsten OC/P-Verhältnisse der nHA traten in den stark zersetzten Torfen der wiedervernässten Moore sowie in den oberen schwach zersetzten Torfen der naturnahen Moore auf, so dass hier besonders gute mikrobielle Abbau- und Stofffreisetzungsbedingungen gegeben

sein sollten. Allerdings ließ sich in den vorliegenden Untersuchungen nicht klären, ob und zu welchen Anteilen der weitere mikrobielle Abbau organischer Substanzen in wiedervernässten Mooren zum Anstieg der P-Porenwasserkonzentrationen beiträgt.

#### 7.3.5 Abschätzung und Bewertung des P-Freisetzungspotenzials in Mooren

Das modifizierte chemische Extraktionsverfahren ist geeignet, unterschiedliche P-Fractionen in Torfen zu quantifizieren, die in Abhängigkeit von den vorherrschenden Milieubedingungen und daraus resultierenden Stoffumsetzungsprozessen mobilisierbar sind. Auf der Grundlage dieses Extraktionsverfahrens kann eine erste Abschätzung getroffen werden wie viel P nach der Wiedervernässung von entwässerten Mooren freigesetzt wird. Moore, die aufgrund tiefgründiger und langjähriger Entwässerung stark zersetzte Torfe im Oberboden aufweisen, zeichnen sich durch ein besonders hohes P-Freisetzungspotenzial aus. Der Gehalt an P der unter anoxischen Bedingungen freigesetzt werden kann liegt im Oberboden der stark degradierten Moore um das bis zu Hundertfache oberhalb der P-Gehalte in den naturnahen Mooren (Tab. 7.3.4).

In ehemals schwach entwässerten oder wechselfeuchten degradierten Mooren mit mittel zersetzten Torfen im Oberboden ist ebenfalls ein erhöhtes P-Freisetzungspotenzial im Vergleich zu den naturnahen Mooren erkennbar, es liegt aber deutlich unterhalb der stark degradierten Moore. Trotz der sehr hohen P-Konzentrationen im Porenwasser der stark degradierten Moore (siehe Kap. 7.1) fällt der Anteil des gelösten P im Boden im Vergleich zum „reduktiv-löslichen P“ sehr gering aus. Das bedeutet, dass nur ein Bruchteil des „reduktiv-löslichen P“ in Lösung gehen muss, um hohe P-Konzentrationen im Moorporenwasser zu induzieren. Wie bereits im Kap. 7.2 ausgeführt,

Tab. 7.3.3 Metalle als potentielle P-Bindungspartner in redox- und pH-empfindlichen Substanzen (BD- und HCl-Fraktion) sowie molare organische Kohlenstoff (OC)/P-Verhältnisse in den NaOH-Fractionen (Mediane, n = 6-12).

	BD-Fe	HCl-Fe	HCl-Al	HCl-Ca	OC/P	OC/P
	-----[mg g <sup>-1</sup> Trockenmasse]-----				(NaOH-nHA <sup>1</sup> )	(NaOH-HA <sup>2</sup> )
<b>naturnah</b>						
H1-3 (10-30 cm)	0,1 <sup>a</sup> (0,0-0,2)	0,4 <sup>a</sup> (0,3-0,8)	0,7 <sup>a</sup> (0,1-0,8)	4,5 <sup>a</sup> (0,2-8,4)	482 <sup>a</sup> (281-779)	820 <sup>a</sup> (601-1073)
<b>wiedervernässt</b>						
H10 (10-30 cm)	5,1 <sup>b</sup> (3,1-6,6)	15,1 <sup>b</sup> (9,2-21,3)	1,2 <sup>b</sup> (0,9-1,7)	12,1 <sup>b</sup> (6,5-19,8)	327 <sup>a</sup> (261-443)	1050 <sup>a</sup> (708-1152)
H6 (30-80 cm)	1,2 <sup>c</sup> (0,2-4,6)	8,2 <sup>b</sup> (1,7-19,1)	0,2 <sup>a</sup> (0,2-0,5)	16,7 <sup>b</sup> (8,2-24,4)	708 <sup>b</sup> (539-970)	3677 <sup>b</sup> (1775-7675)
H3 (60-120 cm)	0,6 <sup>ac</sup> (0,2-1,2)	3,6 <sup>a</sup> (1,7-5,7)	0,1 <sup>a</sup> (0,1-0,1)	9,5 <sup>ab</sup> (6,5-11,2)	799 <sup>b</sup> (611-941)	3094 <sup>b</sup> (2117-4833)

<sup>1</sup>nHA: „Nicht-Huminsäuren“, <sup>2</sup>HA: Huminsäuren.

wird der größte Anteil des freigesetzten P durch den Redoxwechsel an der Mooroberfläche wieder in Form von redoxempfindlichen Fe(III)-P-Verbindungen festgelegt. Dieser kann dann unter anoxischen Bedingungen erneut wieder freigesetzt werden. Dieser sogenannte „interne P-Kreislauf“ könnte dafür verantwortlich sein, dass sich wiedervernässte Moore mit stark zersetzten Torfen im Oberboden über mehrere Jahrzehnte durch eine hohe P-Freisetzung und hohe P-Konzentrationen auszeichnen

(siehe Kap. 7.7).

Der auffällig hohe Anteil an „säure-löslichem P“ im Oberboden der kalkreichen degradierten Moore des Peentals und in Brandenburg (siehe Tab. 7.4.3) spielt für die direkte P-Freisetzung ins Moorporenwasser keine Rolle. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass ein größerer Anteil dieses P-Pools durch Sumpfpflanzen (Helophyten) genutzt wird (Saleque & Kirk 1995) und auf diese Weise in den P-Kreislauf bzw. den Stoffflüssen der wiedervernässten Moore eingeht (siehe Kap. 7.7).

Tab. 7.3.4 P-Gehalte im Torf im Vergleich zum Porenwasser (gelöster anorganischer P) der oberen Bodenschicht (0-20 cm) unterschiedlich degradierter Moore. Angaben in kg P/ha (Schätzwerte aus stichprobenartig erhobenen Daten).

	Standorte	Gesamt-P im Boden	„reduktiv-löslicher P“	„säure-löslicher P“	P-Gehalt* (Porenwasser)
stark degradierte Moore mit stark zersetzten Torfen	Zarnekow	870	170	240	2
	Beestland	1270	140	490	6
	Wendewiesen N	920	100	270	11
	Wendewiesen S	930	100	280	4
	Menzlin	450	130	250	12
	Jargelin Rand	910	210	250	6
	Ziethen W	2200	320	740	1
	Ziethen O	2070	280	630	1
Stangenhagen	1130	220	280	12	
degradierte Moore mit mittel zersetzten Torfen	Jargelin Zentrum	540	18	110	7
	Töpchin	260	12	40	1
	Löcknitz	430	25	130	1
	Luchsee	110	11	13	0,1
naturnahe Moore mit schwach zersetzten Torfen	Gützkow	130	6	10	0,1
	Kablow Ziegelei	70	5	5	0,01
	Rzecin	70	2	3	0,07
	Zolwia Bloc	40	5	2	0,1
	Rosiszka	53	6	2	0,02
	Mszar	42	5	1	0,01

\*Werte > 0,1 gerundet.

#### 7.4 Mobilisierung von gewässer- und klimarelevanten Stoffen in der Anfangsphase der Moorwiedervernäsung am Beispiel des Polders Zarnekow

D. Zak, J. Augustin & J. Gelbrecht

##### Zusammenfassung

International und national werden verstärkt Anstrengungen unternommen, das ursprüngliche Stoffretentionsvermögen von Mooren durch Wiedervernäsung wieder herzustellen. Während der Phase der Entwässerung bei gleichzeitig oftmals intensiver landwirtschaftlicher Nutzung der Moore traten jedoch infolge von Torfmineralisierung irreversible chemische und physikalische Veränderungen in der oberen belüfteten Bodenschicht auf. Diese Veränderungen werden für die im Freiland in wiedervernässten Mooren gemessenen hohen Nährstoffkonzentrationen verantwortlich gemacht. Allerdings wurden auch in tieferen Torfschichten mit nur mittel bis schwach zersetzten Torfen ebenfalls hohe Phosphorkonzentrationen gemessen. Um zu untersuchen, aus welchen Bodenschichten tatsächlich die Nährstoffe freigesetzt wurden, erfolgte in Laborexperimenten eine experimentelle Wiedervernäsung unterschiedlich zersetzter Torfe aus verschiedenen Bodentiefen des Polders Zarnekow (stark zersetzter Torf aus 10-20 cm Tiefe, mittel zersetzter Torf aus 50-70 cm und gering zersetzter Torf aus 100-130 cm Tiefe) vor dessen Wiedervernäsung über einen Zeitraum von einem Jahr. Es konnte gezeigt werden, dass die höchste Mobilisierung von gelösten gewässerbeeinträchtigenden Stoffen (Phosphat, Ammonium und organische Stoffe) sowie Freisetzung von klimarelevanten Gasen (Kohlendioxid und Methan) in der oberen Bodenschicht mit stark zersetzten Torfen erfolgte. Die Ursache dafür sind günstige mikrobielle Abbaubedingungen und das erhöhte Stofffreisetzungspotenzial im Vergleich zu darunter

liegenden mittel und schwach zersetzten Torfen. Aus letzteren wurden im Laborlangzeitexperiment keine Nährstoffe bzw. kein Methan freigesetzt. Daher ist das Abtragen der stark zersetzten oberen Torfschicht eine geeignete Maßnahme, die hohe Stoffmobilisierung nach der Moorwiedervernäsung zu minimieren und damit eine Wiederherstellung der ursprünglichen Senkenfunktion von Mooren zu beschleunigen.

##### 7.4.1 Hintergrund

Die Entwässerung der Moore und deren landwirtschaftliche Nutzung haben dazu geführt, dass die Torfe in der oberen Bodenschicht in der Regel einen hohen Zersetzungsgrad aufweisen (vgl. Kap. 2.2). In den Peenetalmooren ist die Zersetzung bzw. Mineralisierung derart fortgeschritten, dass man nur noch vermüllte Torfe mit stark veränderten chemischen und physikalischen Eigenschaften vorfindet (vgl. Kap. 4.1). Die Ausdehnung dieser Schicht kann in Abhängigkeit von der Intensität der Nutzung sowie der Tiefgründigkeit der Entwässerung ein bis mehrere Dezimeter betragen (siehe Tab. 4.1.1). Vorausgegangene Freilanduntersuchungen zur P-Dynamik in wiedervernässten Mooren konnten belegen, dass besonders hohe Konzentrationen an Phosphat und anderen potentiell gewässerbelastenden Stoffen im Oberboden mit stark zersetzten Torfen auftraten (siehe Kap. 7.1). Gleichzeitig zeichneten sich diese Torfe durch einen sehr hohen Gehalt an redoxempfindlichen P-Verbindungen aus, welche unter anoxischen Bedingungen mobilisierbar sind (siehe Kap. 7.3). Die P-Konzentra-

tionen waren jedoch auch im Porenwasser der tiefer liegenden mittel und schwach zersetzten Torfe deutlich erhöht. Sie lagen teilweise um ein Vielfaches oberhalb der Konzentrationen in den degradierten wiedervernässten Mooren oder den naturnahen Mooren mit mittel und schwach zersetzten Torfen in der oberen Bodenschicht. Aufgrund dieser Befunde wurde vermutet, dass die hohen P-Konzentrationen in den geringer zersetzten Torfschichten der stark degradierten wiedervernässten Moore auf eine Verlagerung durch passive oder aktive Transportprozesse (Diffusion oder Advektion) zurückzuführen waren. Dafür sprach ebenfalls das sehr niedrige P-Freisetzungspotenzial in den schwach und mittel zersetzten Torfen (siehe Kap. 7.3). Um die Rolle der unterschiedlich zersetzten Torfe für die Stofffreisetzung in wiedervernässten Mooren herauszustellen, waren experimentelle Untersuchungen unter kontrollierbaren Laborbedingungen erforderlich.

#### 7.4.2 Wiedervernässungsexperiment mit unterschiedlich zersetzten Torfen (Polder Zarnekow)

Die Stoffmobilisierung nach der Moorwiedervernässung wurde durch eine Wiedervernässung unter kontrollierten Laborbedingungen am Beispiel eines zum Versuchsbeginn noch trockengelegten stark degradierten Moores an der Peene (Polder Zarnekow) untersucht. Hierzu wurden jeweils ca. 200 dm<sup>3</sup> Torfe unterschiedlichen Zersetzungsgrades aus drei Tiefenbereichen gewonnen: a) stark zersetzte Torfe aus einer Tiefe von 10-20 cm, b) mittel zersetzte Torfe aus einer Tiefe von 50-70 cm und c) gering zersetzte Torfe aus einer Tiefe von 100-130 cm. Der Grundwasserspiegel lag zum Zeitpunkt der Probenahme (im August 2004) unterhalb der beprobten Bodenschichten. Die Abnahme des Torfzersetzungsgrades mit zunehmender Tiefe deutete jedoch darauf hin, dass die un-

tersten beiden Torfschichten nur temporär von Grundwasserabsenkungen und damit einhergehenden wechselnden Redoxbedingungen und Mineralisierung betroffen waren. Die experimentelle Wiedervernässung der Torfe wurde unter folgenden Rahmenbedingungen durchgeführt:

- Inkubationsgefäße: Becken aus PVC mit 2 mm Wandstärke (innere Abmessungen: 60 cm lang, 40 cm breit und 40 cm hoch) (s. Abb. 7.4.1 a)
- Auffüllen von jeweils drei Becken mit Torfen gleichen Zersetzungsgrades (insgesamt 9 Becken) bis zu einer Füllhöhe von 20 cm (Einwaage ca. 40 kg)
- Vernässung der Torfe mit 3,4 mM NaCl Lösung (in Annäherung zur Leitfähigkeit des anströmenden Grundwassers: ~ 400 µS cm<sup>-1</sup>) bis zu einem Wasserüberstand von ca. 5 cm; Ersetzen von Verdunstungswasser (Torfe waren somit ständig wassergesättigt)
- Inkubationsdauer von 54 Wochen unter hydrologisch stationären Bedingungen und konstanter Temperatur von 20 °C ± 1 °C (Klimakammer); kein Lichtzutritt zur Vermeidung von Algenbildung

Zur Erfassung der zeitlichen Veränderung der im Porenwasser gelösten Stoffe (SRP, DOC, DIC, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, Fe und Ca) wurden spezielle 1-Kammer-Durchfluss-Dialysesammler genutzt (siehe Kap. 5.1, Abb. 5.1.1 b). Die Porenwasserbeprobung erfolgte in den obersten 10 cm der inkubierten Torfe ohne Entnahme der Dialysesammler mittels einer Multipipette (Firma Eppendorf) über einen fest installierten Schlauchzugang (Abb. 7.4.1 b). Anschließend wurde die Dialysekammer sofort mit sauerstofffreiem deionisiertem Wasser wieder aufgefüllt (siehe Abb. 7.4.1 c). Dadurch konnten Störungen der anoxischen Milieubedingungen im Torf nahezu ausgeschlossen werden. Die Installation der wiederbefüllbaren Dialysesammler im anoxischen Torfkörper ist über einen Zeitraum von mehreren Mo-

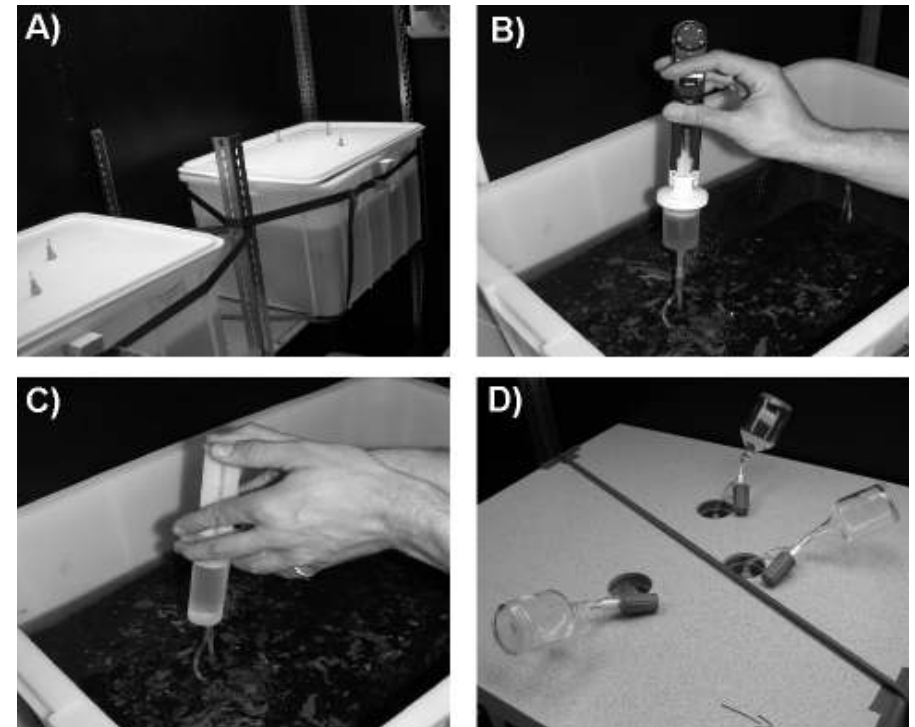


Abb. 7.4.1 a Mesokosmen mit inkubierten Torfen, b Beprobung des anoxischen Porenwassers mittels Multipipette, c Auffüllen des wiederbefüllbaren Dialysesammlers mit sauerstofffreiem deionisiertem Wasser, und d Probenahme zur Bestimmung der Gasfreisetzung mittels evakuierter Gasflaschen („closed chamber method“).

naten ohne Veränderungen der Membraneigenschaften möglich (Jacobs 2002). Die Probenahme erfolgte in den ersten zwei Vernässungsmonaten im Abstand von zwei Wochen und anschließend monatlich.

Zusätzlich wurde die Freisetzung von CO<sub>2</sub> und CH<sub>4</sub> als Reaktionsprodukte der sequentiell ablaufenden Redoxprozesse (siehe Kap. 3.3, Tab. 3.1) mittels der so genannten „closed-chamber“-Methode (= geschlossene Systemanordnung) erfasst (Schinner 1993). Diese Messungen sollen einen Anhaltspunkt über die Höhe der in den Torfen ablaufenden mikrobiell induzierten

Stoffabbauprozesse liefern. Hierzu wurden die Becken luftdicht über einen Zeitraum von 1h abgedeckt. Die dabei genutzten Deckel waren mit jeweils drei Anschlüssen für speziell angefertigte Gasflaschen (Volumen: 100 mL) versehen (siehe Abb. 7.4.1 d). Die Gasbeprobung im „Headspace“ der Becken (ca. 35 dm<sup>3</sup>) erfolgte mittels der evakuierten Gasflaschen in einem festgelegten Zeitintervall (0h – 0,5h – 1h). Die Emissionsraten für CO<sub>2</sub> und CH<sub>4</sub> ergeben sich aus der Differenz der Gaskonzentrationen zu den verschiedenen Messzeitpunkten bezogen auf die Torfoberfläche und den Messzeitraum (Gleichung 7.4.1).



**(Gl. 7.4.1)**

$$\text{Emissionsraten}_{\text{CO}_2, \text{CH}_4} = M_{\text{CO}_2, \text{CH}_4} \times \frac{\rho V}{\text{RTA}} \times \frac{\Delta c_{\text{CO}_2, \text{CH}_4}}{\Delta t}$$

$M_{\text{CO}_2, \text{CH}_4}$ : Molmasse von Kohlendioxid, Methan

(44 g mol<sup>-1</sup>, 16 g mol<sup>-1</sup>)

$\rho$ : Partialdruck der Luft [Pa]

R: Gaskonstante [m<sup>3</sup> Pa K<sup>-1</sup> mol<sup>-1</sup>]

T: Temperatur [K]

V: Volumen [m<sup>3</sup>]

A: Torfoberfläche [m<sup>2</sup>]

$\Delta c$ : Differenz zwischen Gaskonzentrationen [mol]

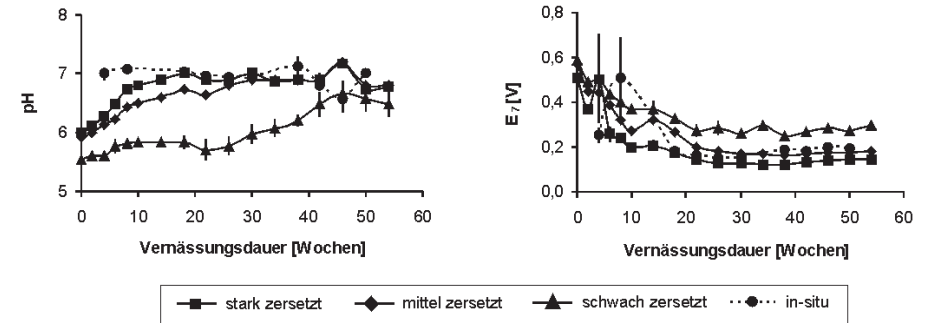
$\Delta t$ : Zeitabstand zwischen Gasprobenungen [h]

Die Proben in den luftdicht verschließbaren Gasflaschen sind über einen Zeitraum von mehreren Monaten stabil und wurden im ZALF Müncheberg, Institut für Landschaftsstoffdynamik, am Gaschromatograph (GC 145, Firma Shimadzu) analysiert. Ergänzend zu den Untersuchungen des Porenwasserchemismus und der Gasfreisetzung wurden die Anteile der BD- und NaOH-extrahierbaren P-Verbindungen (siehe Kap. 7.3.2) zu Beginn des Versuchs und am Ende bestimmt (Tab. 7.4.1). Durch die zusätzliche Analyse der gelösten organischen Verbindungen (als DOC) in diesen beiden Fraktionen sollten ebenfalls Aussagen über die Mobilisierbarkeit bzw. die Mobilisierung von organischem Kohlenstoff (OC) getroffen werden (Zak & Gelbrecht 2007).

**Tab. 7.4.1** Konzentrationen des Bicarbonat/Dithionit (BD)-löslichen Fe, P und organischen Kohlenstoffs (OC) und des NaOH-löslichen P und OC der Torfe sowie molare Fe/P- und OC/P-Verhältnisse vor und nach dem Wiedervernässungsexperiment (Mittelwerte  $\pm$  Standardabweichung, n = 3). Unterschiedliche Buchstaben in den Spalten zeigen signifikante Unterschiede an (für den Vergleich Inkubationsanfang und -ende: „Varianzanalyse mit Messwiederholungen“ und für den Vergleich der unterschiedlich zersetzten Torfe: „Post-Hoc Scheffé-Test“, p < 0,05).

	stark zersetzter Torf		mittel zersetzter Torf		schwach zersetzter Torf	
	Anfang	Ende	Anfang	Ende	Anfang	Ende
FeBD [mg g <sup>-1</sup> TM]	6,5 $\pm$ 0,8 <sup>a</sup>	6,0 $\pm$ 0,2 <sup>a</sup>	4,5 $\pm$ 0,1 <sup>b</sup>	4,3 $\pm$ 0,5 <sup>b</sup>	1,1 $\pm$ 0,1 <sup>c</sup>	0,9 $\pm$ 0,3 <sup>c</sup>
PBD [ $\mu$ g g <sup>-1</sup> TM]	219 $\pm$ 29 <sup>a</sup>	204 $\pm$ 30 <sup>a</sup>	38 $\pm$ 17 <sup>b</sup>	22 $\pm$ 7 <sup>b</sup>	8 $\pm$ 1 <sup>c</sup>	6 $\pm$ 1 <sup>c</sup>
PNaOH [ $\mu$ g g <sup>-1</sup> TM]	469 $\pm$ 15 <sup>a</sup>	450 $\pm$ 94 <sup>a</sup>	213 $\pm$ 76 <sup>b</sup>	168 $\pm$ 19 <sup>b</sup>	75 $\pm$ 9 <sup>c</sup>	78 $\pm$ 16 <sup>c</sup>
OCBD [mg g <sup>-1</sup> TM]	24,6 $\pm$ 1,7 <sup>a</sup>	31,3 $\pm$ 9,7 <sup>a</sup>	26,4 $\pm$ 2,3 <sup>a</sup>	28,2 $\pm$ 2,6 <sup>a</sup>	5,5 $\pm$ 0,4 <sup>b</sup>	8,8 $\pm$ 1,3 <sup>b</sup>
OCNaOH [mg g <sup>-1</sup> TM]	142 $\pm$ 5 <sup>a</sup>	172 $\pm$ 36 <sup>a</sup>	128 $\pm$ 28 <sup>a</sup>	124 $\pm$ 11 <sup>a</sup>	63 $\pm$ 8 <sup>b</sup>	65 $\pm$ 8 <sup>b</sup>
FeBD/PBD	15 $\pm$ 0,3 <sup>a</sup>	17 $\pm$ 3 <sup>a</sup>	73 $\pm$ 26 <sup>b</sup>	110 $\pm$ 19 <sup>b</sup>	73 $\pm$ 6 <sup>b</sup>	86 $\pm$ 24 <sup>b</sup>
OCNaOH/PNaOH	783 $\pm$ 48 <sup>a</sup>	985 $\pm$ 2 <sup>a</sup>	1595 $\pm$ 227 <sup>b</sup>	1901 $\pm$ 97 <sup>b</sup>	2192 $\pm$ 411 <sup>c</sup>	2191 $\pm$ 181 <sup>c</sup>

Neben den Porenwasseruntersuchungen im Labormaßstab wurden vergleichende Freilanduntersuchungen durchgeführt. Hierzu wurde nach der Wiedervernässung des Polders Zarnekow im Oktober 2004 im Bereich der Torfprobenahme für den Laborversuch eine Porenwassermessstelle mit drei Dialysesammlern eingerichtet. Die Beprobung des Porenwassers beschränkte sich jedoch aufgrund der Länge der Dialysesammler auf die Bodenschicht mit stark zersetzten Torfen an der Mooroberfläche (0-30 cm) und den darunter liegenden mittel zersetzten Torfen (30-60 cm). Mit Ausnahme einer einmaligen Untersuchung des vertikalen Konzentrationsprofils gelöster Stoffe in der 42. Vernässungswoche wurden aus den Einzelkammern der Dialysesammler generell homogenisierte Mischproben gewonnen (siehe Kap. 7.1). Die Porenwasseruntersuchungen im Freiland wurden zwei Wochen nach der Wiedervernässung des Polders begonnen und in vierwöchentlichen Abständen durchgeführt. Die Beprobung des Porenwassers in der 10., 14. und 54. Wiedervernässungswoche in Übereinstimmung zum Laborversuch war aufgrund von Eisbedeckung in den Wintermonaten nicht möglich. Die ebenfalls im Freiland durchgeführten Untersuchungen zur Freisetzung (und Festlegung) klimarelevanter Gase werden im Kap. 6 dargestellt.



**Abb. 7.4.2** Zeitlicher Verlauf der Redoxpotenziale und der pH-Werte im Porenwasser der inkubierten Torfe und im Freiland (in situ) nach der Wiedervernässung der Probenahmestelle Polder Zarnekow (Mischproben aus einer Tiefe von 0 bis ca. 60 cm) (Mittelwerte  $\pm$  Standardabweichung, n = 3).

### 7.4.3 Langzeituntersuchungen zur Stoffmobilisierung nach der Moorwiedervernässung (Labor- und Feldstudien)

Innerhalb der ersten Wochen nach der experimentellen Wiedervernässung der Torfe kam es in allen Mesokosmen zu einem deutlichen Absinken der Redoxpotenziale (Abb. 7.4.2). Ursache ist der fortschreitende mikrobielle Abbau organischer Substanz, verbunden mit einem Sauerstoffverbrauch und anschließender Reduktion von Fe(III)-Verbindungen und Sulfat. Erwartungsgemäß war der Rückgang des Redoxpotenzials in den untersuchten gering zersetzten Torfen am schwächsten ausgeprägt. Die beschriebenen biochemischen Prozesse verbrauchen gleichzeitig Säure, so dass selbst in den relativ kalkreichen und damit gut gepufferten Torfen der Mesokosmenexperimente ein Anstieg der pH-Werte im zeitlichen Verlauf erfolgte (Abb. 7.4.2). Unter Freilandbedingungen (im Polder Zarnekow) wiesen Redoxpotenzial und pH-Werte eine ähnliche Dynamik wie in den Laborexperimenten auf.

Sowohl in den Mesokosmen als auch im Freiland stellten sich zu Beginn der Wiedervernässung hohe Sulfatkonzentrationen im Porenwasser der Torfe von bis zu 1300 mg/L

(Abb. 7.4.2). Diese extrem hohen Werte lassen sich durch die vorangegangene Oxidation von Eisensulfiden zu Sulfaten in der Phase der Trockenlegung erklären (Lamers et al. 1998, Gelbrecht et al. 2002, Lucassen et al. 2004, siehe auch Kap. 3 Abb. 3.2). Dabei wurde Sulfat nicht nur in den oxidierten mittel und stark zersetzten Torfschichten angereichert, sondern auch in den darunter liegenden gering zersetzten Torfen in 100-130 cm Tiefe. In diese Bereiche gelangte Sulfat vermutlich durch Auswaschung aus den oberen Bodenhorizonten.

Nach diesen für alle Versuchsansätze übereinstimmenden Randbedingungen werden im Folgenden die zeitlichen Konzentrationsverläufe für die Parameter Sulfat, Fe, SRP (gelöster reaktiver Phosphor), DOC (gelöster organischer Kohlenstoff), Ammonium und DIC (gelöster anorganischer Kohlenstoff) über einen Verlauf von 54 Wochen in den Mesokosmosexperimenten und im Freiland dargestellt (Abb. 7.4.3). In Abb. 7.4.4 werden die Ergebnisse der in den Mesokosmen gemessenen CO<sub>2</sub>- und CH<sub>4</sub>-Emissionsraten zusammengefasst.

Für eine Bewertung der Ergebnisse war es sinnvoll, diese getrennt für die verschiedenen Torfe „schwach zersetzt“, „mittel zersetzt“ und „stark zersetzt“ (einschließlich der Freilanddaten) vorzunehmen.

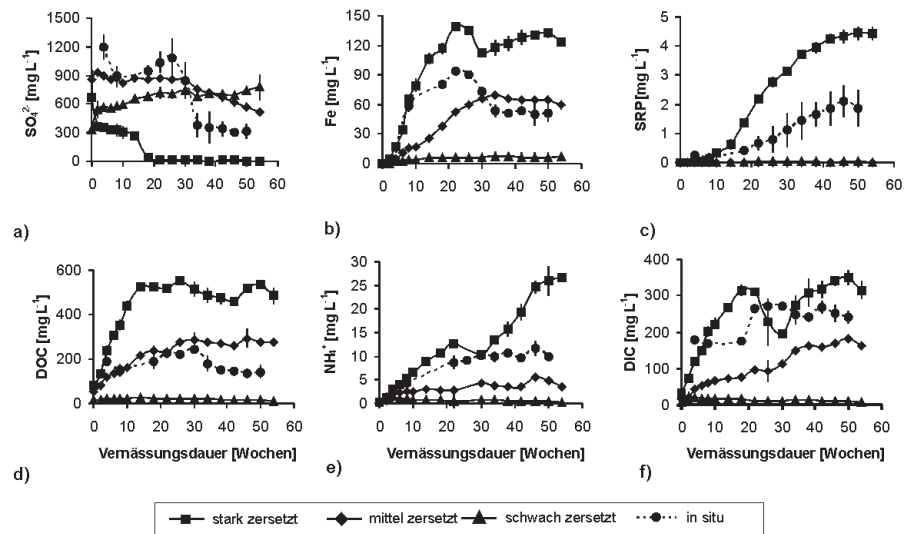


Abb. 7.4.3 a-f Zeitliche Veränderung der Konzentrationen gelöster Stoffe im Porenwasser der inkubierten Torfe und im Freiland (in situ) nach der Wiedervernässung der Probenahmestelle Polder Zarnekow (Mischproben aus einer Tiefe von 0 bis ca. 60 cm) (Mittelwerte  $\pm$  Standardabweichung, n = 3).

### Schwach zersetzte Torfe

Die geringfügigen Anstiege der ohnehin sehr niedrigen Fe- und P-Porenwasserkonzentrationen (in den Abb. 7.4.3 b, c aufgrund der gewählten Maßstäbe nicht erkennbar) sowie der leichte Rückgang der DOC-Konzentrationen belegen (Abb. 7.4.3), dass Stoffumsetzungs- und -freisetzungsprozesse in schwach zersetzten Torfen nur von untergeordneter Bedeutung sind. Die generell niedrigen  $\text{NH}_4^+$ - und DIC-Konzentrationen über die gesamte Inkubationsdauer, die fehlende Abnahme der Sulfatkonzentrationen (Abb. 7.4.3), die geringe bzw. fehlende Freisetzung von  $\text{CO}_2$  und  $\text{CH}_4$  (Abb. 7.4.4) sowie die hohen OC/P-Verhältnisse der NaOH-löslichen organischen Substanzen (Tab. 7.4.1) sind weitere deutliche Indikatoren für ungünstige mikrobielle Abbaubedingungen in den schwach zersetzten Torfen. Ergänzend dazu sind die

nur sehr niedrigeren Gehalte an redoxempfindlich gebundenen Phosphaten und organischen Verbindungen sowie die signifikant kleineren Mengen an NaOH-löslichen P- und OC-Verbindungen (Tab. 7.4.1) Belege für ein nahezu fehlendes Freisetzungspotenzial.

### Mittel zersetzte Torfe

Im Gegensatz zu den gering zersetzten Torfen stiegen im Inkubationsexperiment im Porenwasser der mittel zersetzten Torfe die Fe- und DOC-Konzentrationen, aber auch die Ammonium- und DIC-Konzentrationen deutlich an, während die Sulfatkonzentrationen langsam sanken (Abb. 7.4.3). Ursache für diese Befunde waren höhere mikrobielle Aktivitäten in diesen Torfen im Vergleich zu gering zersetzten. Bestätigt wurde diese Aussage auch durch die deutlich höheren  $\text{CO}_2$ -Freisetzungsraten, während gleichzeitig

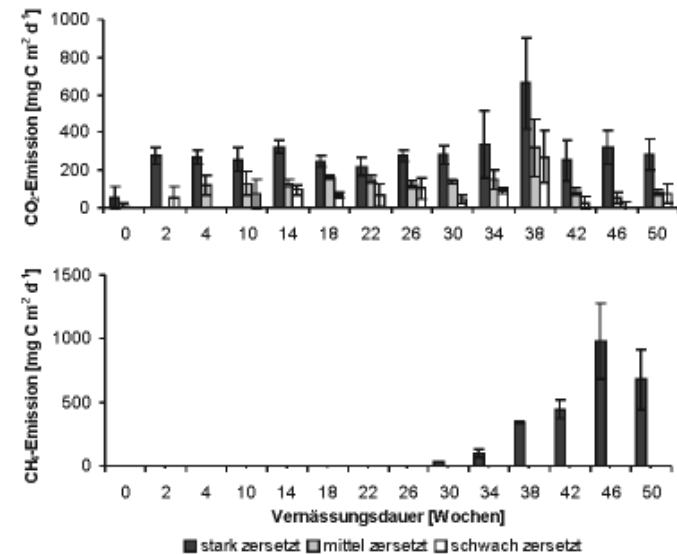


Abb. 7.4.4 Zeitlicher Verlauf der  $\text{CO}_2$ - und  $\text{CH}_4$ -Emissionsraten der inkubierten Torfe (Mittelwerte  $\pm$  Standardabweichung, n = 3)

aber keine Methanfreisetzung beobachtet wurde (Abb. 7.4.4). Der starke Anstieg der DOC-Konzentration ist auf die reduktive Auflösung von Fe(III)-Hydroxiden/Oxidhydraten, welche organischen Kohlenstoffverbindungen sorptiv gebunden hatten, zurückzuführen (siehe auch Kap. 7.3). Eine zusätzliche DOC-Quelle ist wahrscheinlich der weitere mikrobielle Abbau partikulärer organischer Substanz. Überraschenderweise kam es aber zu keiner Zunahme der P-Konzentrationen (Abb. 7.4.3). Eine Erklärung dafür ist das hohe Fe/P-Verhältnis der BD-Fractionen in den mittel zersetzten Torfen von  $\sim 73$  (Tab. 7.4.1). Wahrscheinlich führte die reduktive Fe-Mobilisierung zu keiner P-Nettoreisetzung in den mittel zersetzten Torfen, da eventuell freigesetztes Phosphat an freie Bindungsplätze der im Überschuss vorliegenden Fe(III)-Hydroxide resorbiert wurde (Lijklema 1980, Jensen et al. 1999).

### Stark zersetzte Torfe (Mesokosmos und Freiland)

Die stark zersetzten Torfe zeigten in den Laborexperimenten einen starken Anstieg der Konzentrationen von Fe, SRP, Ammonium und DIC. Die Konzentrationen lagen deutlich höher als in den mittel zersetzten Torfen (Abb. 7.4.3). Dagegen sank in den hoch zersetzten Torfen die Sulfatkonzentration sehr schnell, und nach 18 Wochen war kaum noch Sulfat nachweisbar ( $< 1 \text{ mg/L}$  Sulfat). Ein sehr ähnliches Bild wurde in den Freilanduntersuchungen beobachtet, jedoch lagen hier die Konzentrationen der freigesetzten Stoffe generell etwas niedriger als in den Laborversuchen. Die Sulfatkonzentrationen sanken ebenfalls, jedoch nur auf Werte bis etwa  $300 \text{ mg/L}$ . Im späteren Verlauf stiegen sie im Freiland sogar zeitweilig wieder an,

schwankten erheblich und erreichten teilweise außerordentlich hohe Werte mit bis zu 2000 mg/L (siehe Abb. 7.1.4 in Kap.7.1), die nicht auf Einträge aus dem anströmenden Grundwasser des Einzugsgebietes erklärbar waren. Diese Resultate können nur durch intensive mikrobielle Stoffumsetzungsprozesse in der untersuchten Torfschicht erklärt werden. Die als Ursache genannte hohe mikrobielle Aktivität in der stark zersetzten Torfschicht wird zusätzlich durch die gemessenen hohen CO<sub>2</sub>-Emissionsraten und die erst nach dem nahezu vollständigen Sulfatverbrauch einsetzenden erheblichen CH<sub>4</sub>-Emissionsraten gestützt (Abb. 7.4.4). Hohe CO<sub>2</sub>- und CH<sub>4</sub>-Freisetzungen wurden auch in Freilandmessungen im Polder Zarnekow gemessen (siehe Kap. 6). Eine günstige Voraussetzung zur Freisetzung von redoxsensibel gebundenen Stoffen (P, DOC) ist auch das hohe Freisetzungspotenzial dieser Stoffe. So zeigen die in Tab. 7.4.1 zusammengefassten Resultate, dass in der hoch zersetzten Torfschicht besonders große Vorräte an redoxsensiblen Eisen, Phosphor und DOC vorhanden sind. Der starke Anstieg der Eisenkonzentrationen im Porenwasser mit zunehmender Vernässungsdauer ist ein Beleg dafür, dass die reduktive Auflösung von redoxempfindlichen Fe(III)-P-OC-Substanzen für den hohen Anstieg der P- und DOC-Porenwasserkonzentrationen in den inkubierten stark zersetzten Torfen verantwortlich ist. Ob dieser Prozess durch direkte mikrobielle Eisenreduktion bzw. chemisch durch die stark reduzierende Wirkung von Sulfiden als Reaktionsprodukt der Sulfatreduktion bewirkt wurde (siehe Kap. 3), lässt sich durch die Ergebnisse nicht klären. Eine Freisetzung der an den Fe(III)-Hydroxiden gebundenen Stoffe durch die pH-Werterhöhung auf maximal 7,2 (Abb. 7.4.2) lässt sich ausschließen. Erst wenn sich pH-Werte oberhalb von 7,5 einstellen, kann es aufgrund veränderter Oberflächenladung zu einer Freisetzung von Phosphat und DOC

kommen (Buffle 1988). Eine weitere DOC-Quelle ist, wie schon erwähnt, vermutlich auch der unvollständige weitere Abbau von partikulärer organischer Substanz. Selbst ein Teil der P-Freisetzung kann durch diesen Prozess erklärt werden (Zak et al. 2008). Trotz der deutlichen Anstiege der P-, DOC und Fe-Konzentrationen im Porenwasser der stark zersetzten Torfe kam es aber insgesamt zu keinem signifikanten Rückgang der redoxempfindlichen Substanzen (BD-Fractionen, siehe Tab. 7.4.1). Hierbei ist jedoch zu berücksichtigen, dass bspw. bereits eine Abnahme des BD-P um 8 % ausreicht, um die P-Konzentrationen von ca. 4,4 mg/L am Ende des Versuchs zu erreichen (Wassergehalt der Torfe: 80 %, BD-P Gehalt: 143 µg P g<sup>-1</sup> Trockenmasse). Diese Berechnung stimmt mit der tatsächlich aufgetretenen (nicht signifikanten) Abnahme des redoxempfindlich gebundenen Phosphors von etwa 7 % gut überein. Es muss davon ausgegangen werden, dass ebenfalls ein Teil der NaOH löslichen P-OC-Verbindungen (= organische Verbindungen) mobilisiert wurde (s.o.). So konnte in Studien zur P-Mobilisierung in Torfen gezeigt werden, dass der mikrobielle hydrolytische Abbau von partikulärem organischem Material ebenfalls zur P-Freisetzung beiträgt (Robinson et al. 1998, Turner et al. 2003). Die vergleichsweise niedrigen OC/P-Verhältnisse in den NaOH-Extrakten der stark zersetzten Torfe deuten darauf hin (siehe Tab. 7.4.1), dass eine erhöhte Verfügbarkeit von abbaubaren organischen Substanzen in den stark zersetzten Torfen vorliegt (z.B. Chapin et al. 2003). Die geringfügigen bzw. nicht signifikanten Rückgänge der P- und OC-Gehalte der BD- und NaOH-Fractionen machen aber deutlich, dass mikrobielle Stoffumsatz- und Freisetzungsprozesse zwar einen signifikanten Effekt auf die Höhe der Porenwasserkonzentrationen haben, nicht aber zwangsläufig auf die Zusammensetzung in der Festphase innerhalb der gewählten Inkubationsdauer von etwa einem Jahr.

#### 7.4.4 Zusammenfassende Bewertung und Schlussfolgerungen für die Wiedervernässungspraxis von Mooren

Der Vergleich der Untersuchungsergebnisse der unterschiedlich stark zersetzten Torfe untereinander stellt deutlich die Abhängigkeit der Höhe der Stoffmobilisierung vom Zersetzungsgrad der Torfe heraus. Mikrobielle Abbauprozesse, die zu einer hohen Freisetzung von Phosphat und anderen Stoffen führen, finden vor allem in der oberen Bodenschicht mit stark zersetzten Torfen statt. Neben dem hohen Stofffreisetzungspotenzial gegenüber geringer zersetzten Torfen (vgl. Kap. 7.3.) ist vermutlich auch das Fehlen von Enzymhemmenden Substanzen für die hohe Stoffmobilisierung in den stark zersetzten Torfen von Bedeutung (siehe Kap. 7.6). Im Freiland gemessene hohe P-Konzentrationen in tiefer liegenden mittel und schwach zersetzten Torfen der wiedervernässten stark degradierten Moore sind vor allem auf diffusive und/oder advective Transportprozesse zurückzuführen.

Die geringfügigen Änderungen in den Gehalten der redoxempfindlichen und hydrolyisierbaren P- und OC-Verbindungen in den stark zersetzten Torfen deuten darauf hin, dass mit einer hohen Freisetzung von Phosphat und organischen Stoffen und daraus resultierenden hohen P- und DOC-Konzentrationen auch über längere Wiedervernässungszeiträume gerechnet werden muss. In diesem Zusammenhang stellt sich ebenfalls die Frage, inwiefern anhaltend hohe Sulfatkonzentrationen im Porenwasser der wiedervernässten Moore als Elektronenakzeptoren den Abbau der organischen Substanzen und damit die Höhe der Stoffkonzentrationen im Porenwasser mit zunehmender Vernässungsdauer kontrollieren (siehe Kap. 7.5).

Die Übertragbarkeit der Erkenntnisse aus den Untersuchungen des Polders Zarnekow konnte am Beispiel eines wiedervernässten Moores in der Lehtseeniederung überprüft werden (Meyer 2008). Zu Beginn der Wiedervernässung wurden hier die stark zersetzten Torfe des entwässerten Oberbodens über eine größere Moorfläche abgetragen. Zur Wiederherstellung der ursprünglichen hydrologischen Abflussbedingungen wurden in diesem Moor u.a. der etwa 3 m breite Hauptentwässerungsgraben mit den abgetragenen stark zersetzten Torfen verfüllt. Die Untersuchungen bestätigten die Zarnekowbefunde – in den beräumten Bereichen, die jetzt durch mittel bis schwach zersetzte Torfe gekennzeichnet sind, lagen die SRP-Konzentrationen auf dem niedrigen Niveau naturnaher Moore. Deutlich höhere Konzentrationen traten jedoch in den verfüllten Gräben mit den stark zersetzten Torfen auf. Außerdem hatte sich in den beräumten Bereichen nach wenigen Jahren der Vernässung wieder die ursprüngliche torfbildende Vegetation (Feinseggen und Braunmoose) etabliert.

Das Abtragen der stark zersetzten Torfschicht unterstützt somit die Wiederherstellung der ursprünglichen Stoffsenkenfunktion der Moore. Außerdem lässt sich durch diese Maßnahme die hohe Freisetzung von Methan – eines der besonders kritischen klimarelevanten Gase – deutlich reduzieren. Der Oberbodenabtrag ist vor allem für solche Flächen interessant, die nach der Wiedervernässung ungünstige Fe/P-Verhältnisse im Porenwasser aufweisen (< 3) und dadurch vermehrt Phosphor in angrenzende Oberflächengewässer austragen können (siehe Kap. 7.2). Die Untersuchungen im Polder Zarnekow sowie in der Lehtseeniederung geben einen Hinweis darauf, dass sich unkritische Fe/P-Verhältnisse oberhalb von 3 im Porenwasser einstellen, wenn in den Torfen ein hoher Eisenüberschuss vorliegt (siehe Kap. 7.7).

## 7.5 Niedermoore als Sulfatsenken – Konsequenzen für die interne P-Mobilisierung und den P-Austrag in angrenzende Gewässer

D. Zak, H.-J. Exner, T. Rossoll, C. Wagner & J. Gelbrecht

### Zusammenfassung

Die großflächige Moorentwässerung im nordostdeutschen Tiefland, regionale drastische Absenkungen der Grundwasserstände für den Braunkohletagebau sowie eine intensive Stickstoff-Düngung in der Landwirtschaft haben zu einer Zunahme der Sulfatkonzentration in den Flüssen und Seen des nordostdeutschen Tieflandes beigetragen. Diese Sulfatbelastung steigert die interne Eutrophierung in den Gewässern. Durch die Wiedervernässung von Mooren werden die weitere rapide Torfmineralisierung und die Oxidation von Eisensulfiden als Quellen für Sulfat gestoppt. Bisher gab es jedoch keine Information darüber, ob bzw. in welcher Weise wiedervernässte Moore zu einem Sulfatrückhalt in der Landschaft beitragen und dadurch angrenzende Gewässer entlasten. Unklar war weiterhin, inwieweit sich eine Sulfatbelastung der Moore auf die interne P-Mobilisierung auswirkt, und ob es zu

einem erhöhten P-Austrag in angrenzende Gewässer kommen könnte. Durch einen Langzeitlaborversuch mit stark zersetzten Torfen aus der oberen Bodenschicht wiedervernässter Moore konnte gezeigt werden, dass erhebliche Sulfatmengen im Moor durch Sulfatreduktion festgelegt werden können. Gleichzeitig wurde aber auch nachgewiesen, dass die Erhöhung der Sulfatkonzentrationen zu einem Anstieg der P-Mobilisierung führt und bei anhaltend hoher Sulfatbelastung der P-Austrag in angrenzende Gewässer zunehmen kann. Dieses Risiko ließe sich durch ein Abtragen der oberen stark zersetzten Torfschichten vor einer Wiedervernässung minimieren.

### 7.5.1 Hintergrund

In den letzten Jahrzehnten zeichnet sich ein deutlicher Anstieg der Sulfatkonzentrationen in den Flüssen und Seen des

nordostdeutschen Tieflandes ab. Liegen die Sulfatkonzentrationen noch bis in den 70er Jahren des 20. Jahrhundert in vielen Gewässern deutlich unterhalb von 100 mg/L, stiegen sie in den darauffolgenden Jahrzehnten erheblich an und überschritten teilweise Werte von 200 mg/L (Tab. 7.5.1).

Dafür kommen unterschiedliche Ursachen in Frage (Gelbrecht et al. 2002):

- Bergbau (vor allem Braunkohletagebau, wie z.B. in der Lausitz im Spreeeinzugsgebiet)
- großflächige Moorentwässerung
- Nitratauswaschung in das Grundwasser landwirtschaftlich intensiv genutzter Flächen

In allen Fällen ändern sich Redoxbedingungen in den Böden. Durch die Absenkung des Grundwasserspiegels für die Moornutzung oder für den Braunkohlebergbau kommt es zu einer Belüftung der entwässerten Bodenschicht und damit zu einer Oxidation von reduzierten Schwefelverbindungen wie Eisensulfid. Bei der Oxidation von Eisensulfiden werden gut lösliches Sulfat sowie Fe(III)-Hydroxid/Oxidhydrate gebildet (siehe Gl. 3.1 in Kap. 3.3). Im Falle der Nitratauswaschung in das Grundwasser von Agrarflächen übernimmt Nitrat die Rolle des Sauerstoffs (siehe Gl. 3.2 in Kap. 3.3).

Vor 1-2 Jahrzehnten spielte europaweit zusätzlich noch die Verwendung schwefelhaltiger fossiler Brenn- und Kraftstoffe (Industrie und Verkehr) eine Rolle, die zur atmosphärischen Deposition von Sulfat in Form von „saurem Regen“ beigetragen hatte. Dieser Eintragspfad ist aber durch die Einführung neuer Umwelttechnologien und -standards in den meisten EU-Ländern aktuell von geringerer Bedeutung. Bereits seit Mitte des 20. Jahrhundert war bekannt, dass Sulfat zur verstärkten P-Mo-

obilisierung in Gewässern beitragen kann (Ohle 1938). Dieser Zusammenhang wurde durch eine Vielzahl aktueller Arbeiten in Gewässern und Feuchtgebieten bestätigt (Caraco et al. 1989, Urban 1994, Roden & Edmonds 1997, Lamers et al. 1998, Lucassen et al. 2004, Zak et al. 2006). Die sulfatinduzierte P-Mobilisierung, die zur „internen Eutrophierung“ der Gewässer führt, lässt sich folgendermaßen erklären. Sulfat wird durch Mikroorganismen bei Abwesenheit von Sauerstoff reduziert, wodurch Schwefelwasserstoff gebildet wird. Bereits in diesem Reaktionsschritt kann es zu einer Freisetzung von organisch gebundenen P kommen. Schwefelwasserstoff fällt gelöste Fe<sup>2+</sup>-Ionen, die bei der mikrobiellen Eisenreduktion gebildet wurden, als Eisensulfid aus (siehe Abb. 7.5.1). Weiterhin kann Schwefelwasserstoff mikrobiell schwerer verfügbare Fe(III)-P-Verbindungen auf chemischem Wege reduzieren. Dadurch kommt es zu einer zusätzlichen P-Freisetzung ins Porenwasser der Sedimente. In der Summe dieser Prozesse verringert sich das Fe/P-Verhältnis im Porenwasser. An der Sedimentoberfläche fallen dann bei Sauerstoffkontakt nicht mehr ausreichend Fe(III)-Hydroxide/Oxidhydrate aus, die Phosphat binden können. Der (diffusive) P-Austrag aus dem Sediment in das Freiwasser steigt dadurch tendenziell an. Diese Prozesse sind schematisch in Abb. 7.5.1 am Beispiel eines überstauten Moores, welches den Charakter eines Flachgewässers aufweist, dargestellt.

In eisenarmen Sedimenten oder auch Torfen kommt es bei dauerhaft hoher äußerer Sulfatbelastung zu einer Anreicherung von Schwefelwasserstoff, der dann phytotoxisch wirken kann (Roelofs 1991, Lamers et al. 1998). So ließ sich das großflächige Verschwinden der Krebssschere (*Stratiotes aloides*) in Flachgewässern niederländischer Feuchtgebiete auf eine Zunahme der Sulfatkonzentrationen im Grundwasser zurückführen.

Tab. 7.5.1 Beispiele für den Anstieg der durchschnittlichen Sulfatkonzentrationen (Jahresmittelwerte) in Gewässern des nordostdeutschen Tieflandes innerhalb der letzten Jahrzehnte (Daten aus Kleeberg 2003, Zak et al. 2006 und \*vom STAUN Neubrandenburg).

Gewässer	Sulfatkonzentrationen				Jahre	Faktor
	Jahr	[mg/L]	Jahr	[mg/L]		
Werlsee	1951	39	1993	61	42	1,6
Flakensee	1933	48	1993	202	60	4,3
Dämeritzsee	1933	31	1993	137	60	4,4
Scharmützelsee	1934	10	1996	57	62	5,7
Spree (Mittellauf)	1991	163	2000	230	9	1,4
Tollense (Unterlauf)*	1976	71	2001	128	25	1,8
Peene (Unterlauf)*	1979	92	1990	122	21	1,3



Obwohl die Prozesse der Sulfatreduktion im Allgemeinen gut bekannt sind, lässt sich oftmals keine Vorhersage treffen wie hoch die sulfatinduzierte P-Mobilisierung in unterschiedlichen aquatischen Systemen ausfallen wird (Zak et al. 2006). So sind einige Beispiele aus Gewässern und Mooren dokumentiert, in denen sich die P-Freisetzung bei zunehmenden Sulfatkonzentrationen nicht verändert hat oder trotz hoher Sulfatkonzentrationen niedrige P-Konzentrationen im Porenwasser auftreten (Holmer & Storkholm 2001, Lamers et al. 2002b, Zak & Gelbrecht 2007). Diese Situation kann dann eintreten, wenn die Sulfatreduktion durch die Verfügbarkeit von organischem Material limitiert ist oder wenn in den Sedimenten oder Torfen bspw. keinereduzierbaren Fe(III)-P-Verbindungen vorliegen. Die Langzeituntersuchungen mit unterschiedlich zersetzten Torfen des Polders Zarnekow (vgl. Kap. 7.4) gaben je-

doch Grund zur Annahme, dass wiedervernässte Moore mit stark zersetzten Torfen in der oberen Bodenschicht empfindlich auf eine Erhöhung der Sulfatkonzentrationen reagieren. Es kann also nicht ausgeschlossen werden, dass hohe Sulfatkonzentrationen im speisenden Grundwasser bzw. der angereicherte Sulfatpool aus der Phase der Moorentwässerung dem Ziel der Wiederherstellung der Moore als P-Senken entgegenwirken. Andererseits führt die Wiedervernässung der Moore aber zur Verhinderung einer weiteren Sulfatbildung. Zusätzlich wird wahrscheinlich die Sulfatlast aus dem anströmenden Grundwasser durch mikrobielle Sulfatreduktion unter anoxischen Bedingungen gesenkt. Beides würde zur Sulfatentlastung der angrenzenden Gewässer und zu einer Absenkung der „internen Eutrophierung“ beitragen. Auf der Grundlage eines Langzeitversuches unter kontrollierten Laborbedingen

sollten folgende zwei Fragen beantwortet werden:

1. Wie hoch sind der potenzielle Sulfatverbrauch und damit der Sulfatrückhalt in wiedervernässten Mooren und durch welche Faktoren werden diese Prozesse kontrolliert?
2. Wie wirken sich erhöhte Sulfatkonzentrationen im moorspeisenden Wasser auf die P-Mobilisierung in den Torfen aus, und ist bei anhaltender Sulfatbelastung mit einem erhöhten P-Austrag in angrenzende Gewässer zu rechnen?

### 7.5.2 Experimentelles

Der Sulfatverbrauch und die sulfatinduzierte P-Mobilisierung wurden am Beispiel von fünf unterschiedlich lang wiedervernässten Mooren in Langzeit-Mesokosmenexperimenten untersucht. Es handelte sich um die Moore Zarnekow (1 Jahr wiedervernässt), Beestland (3 Jahre), Menzlin (4 Jahre), Jargelin (10 Jahre) und Stangenhagen (15 Jahre), siehe auch Kap. 4.1 Tab. 4.1.1). Für die Experimente wurden stark zersetzte Torfe (pro Moorstandort ca. 100 dm<sup>3</sup>) bis zu einer Bodentiefe von maximal 30 cm gewonnen. Die Torfe wurden vor der Inkubation gut durchmischt und frisch abgeschnittene Pflanzenwurzeln weitgehend entfernt. Pro Standort wurden jeweils vier Mesokosmen (Volumen ca. 40 l) mit etwa 24 dm<sup>3</sup> der homogenisierten Torfe befüllt. Abweichend

davon wurden für Zarnekow stark zersetzte Torfe aus einem abgeschlossenen Langzeitversuch für das Experiment genutzt (vgl. Kap. 7.4) und insgesamt sechs der oben genannten Mesokosmen eingerichtet. Ausgewählte Eigenschaften der inkubierten Torfe, wie z.B. Trockenrohdichte und Gehalte unterschiedlicher P-Fractionen, sind in der Tab. 7.5.2 zusammengestellt.

Nach der Torfbefüllung wurde in den Mesokosmen ein Wasserüberstand mit einer Höhe von etwa 5 cm eingestellt (NaCl-Lösung: 200 mg/L), der über die gesamte Versuchsdauer beibehalten wurde. Zum Ausgleich der erheblichen Störungen durch die Torfentnahme sowie die Torfdurchmischung und zur Einstellung eines neuen chemischen Gleichgewichtes unter Laborbedingungen wurde eine Vorinkubationszeit von etwa 6 Monaten gewählt. In dieser Phase kam es in allen Mesokosmen zu einem deutlichen Rückgang der anfänglichen teils hohen Sulfatkonzentrationen insbesondere im Porenwasser und teilweise auch im Wasserüberstand der Mesokosmen (Daten nicht gezeigt). Die Kontrolle der zeitlichen Veränderung des Porenwasserchemismus innerhalb dieser Inkubationsphase erfolgte mittels dauerhaft installierter wiederbefüllbarer Dialysesammler (siehe Kap. 5.1). Die Mesokosmen wurden durch eine Deckplatte abgedunkelt. Die Raumtemperatur betrug etwa 20 °C (± 2 °C).

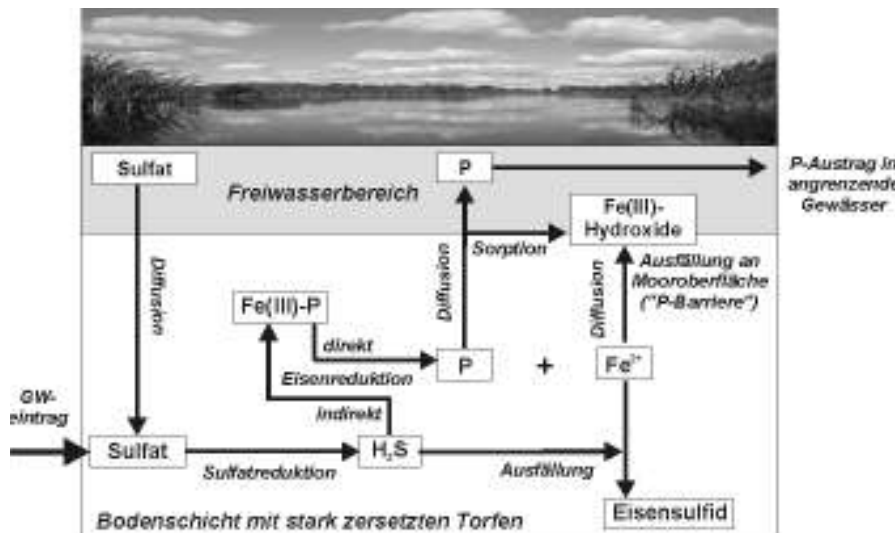


Abb. 7.5.1 Schema zur sulfatinduzierten P-Mobilisierung in wiedervernässten Niedermooren. Schwefelwasserstoff (H<sub>2</sub>S) kann auf chemischem Wege dreiwertiges Eisen reduzieren und dabei P freisetzen und außerdem zweiwertiges Eisen als Eisensulfid ausfällen. Beide Prozesse führen zur Absenkung des Fe/P-Verhältnisses im Porenwasser und mindern somit den redoxwechselbedingten P-Rückhalt an der Mooroberfläche (siehe Kap. 7.2).

Tab. 7.5.2 Ausgewählte Eigenschaften der inkubierten stark zersetzten Torfe von fünf wiedervernässten Mooren (Mediane, n = 3).

	Zarnekow	Beestland	Menzlin	Jargelin	Stangenhagen
TRD [g/dm <sup>3</sup> ]	182	377	204	314	235
OM [g/dm <sup>3</sup> ]	149	158	149	182	132
TP [g/dm <sup>3</sup> ]	0,2	0,6	0,4	0,5	0,4
TFe [g/dm <sup>3</sup> ]	4,5	13,9	3,1	9,6	6,4
BD-P [mg/dm <sup>3</sup> ]	42	64	66	90	65
BD-Fe [mg/dm <sup>3</sup> ]	1158	2131	290	1722	365
POM-P [mg/dm <sup>3</sup> ]	156	342	194	271	166

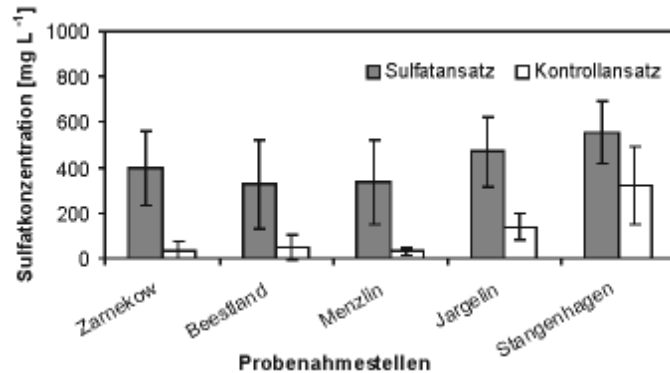


Abb. 7.5.2 Mittlere Sulfatkonzentrationen im Wasserüberstand der Sulfatansätze und der unbehandelten Kontrollen (Mittelwert  $\pm$  Standardfehler,  $n = 5-15$ ).

Die Sulfatzugabe erfolgte insgesamt sechsmal in zeitlichen Abständen von anfangs zwei und später drei Monaten zu jeweils drei der insgesamt vier bzw. sechs Mesokosmen (Zarnekow), die im Folgenden verkürzt als „Sulfatansatz“ bezeichnet werden. Zur Sulfatanreicherung wurden ca. 0,5 L des Wasserüberstandes in den Sulfatansätzen durch eine konzentrierte Sulfatlösung ( $\text{Na}_2\text{SO}_4$ ) ausgetauscht, so dass sich die Sulfatkonzentration im Wasserüberstand bei vollständiger Durchmischung um ca. 600 mg/L erhöhte. Es muss darauf hingewiesen werden, dass es sich bei den unbehandelten Mesokosmen bzw. dem „Kontrollansatz“ um keine „sulfatfreien Mesokosmen“ handelt. Die durchschnittlichen Sulfatkonzentrationen im Wasserüberstand der Sulfatansätze im Vergleich zu den Kontrollen während des gesamten Untersuchungszeitraums sind in der Abb. 7.5.2 dargestellt.

Nach dreimaliger Sulfatzugabe, d.h. einer weiteren Inkubationsphase von 6 Monaten, wurde begonnen, die Nettoverbrauchsdaten für Sulfat und die Nettofreisetzungsraten für Phosphat und Eisen zu bestimmen. Diese wurden unter Verwendung der vertikalen Konzentrationsprofile, die mit feinskaligen Mehrkammer-Dialysesammlern gemessen wurden, mit Hilfe des Programms Profile V1 berechnet (siehe

Kap. 7.7.2). Es erfolgten fünfmalige Wiederholungen der Bestimmung der Nettoverbrauchsdaten für Sulfat und der Nettofreisetzungsraten für Phosphat und Eisen in einem zeitlichen Abstand von jeweils drei Monaten.

### 7.5.3 Sulfatrückhalt und sulfatinduzierte Phosphorfreisetzung

#### Sulfatverbrauchsdaten

Mit zunehmenden Sulfatkonzentrationen im Wasserüberstand der Mesokosmen kam es generell zu einer signifikanten Erhöhung der Nettosulfatverbrauchsdaten (siehe Abb. 7.5.3). Es fällt jedoch auf, dass die Torfe der Untersuchungsgebiete unterschiedlich stark auf eine Erhöhung der Sulfatkonzentrationen reagieren. So kam es in den Torfen der am längsten wiedervernässten Moore „Polder Stangenhagen“ (15 Jahre) und „Polder Jargelin“ (10 Jahre) zu einem vergleichsweise geringeren Anstieg der Sulfatverbrauchsdaten mit zunehmenden Sulfatkonzentrationen. Gleichzeitig zeichneten sich die Kontrollen dieser beiden Standorte durch deutlich höhere Sulfatkonzentrationen aus als die Kontrollen der seit 1-4 Jahren wiedervernässten Moore (siehe Abb. 7.5.2).

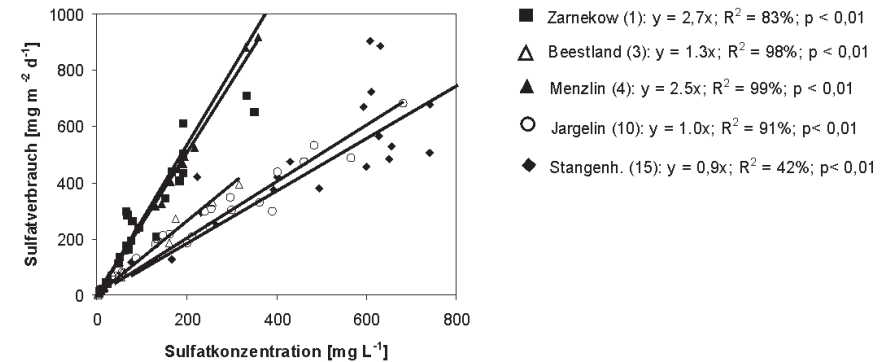


Abb. 7.5.3 Zusammenhang zwischen Höhe der Sulfatkonzentrationen im Wasserüberstand der Mesokosmen und den Sulfatverbrauchsdaten in den inkubierten Torfen unterschiedlich lang wiedervernässter Niedermoore. (Die Vernässungsdauer in Jahren zum Zeitpunkt der Torfentnahme ist in Klammern angegeben).

Diese Ergebnisse zeigten, dass das Vernässungsalter der Moore einen Einfluss auf die Reaktivität bzw. die Höhe der Stoffumsetzungen in den stark zersetzten Torfen hatte. Eine Erklärung für die abnehmende „Sulfatsensibilität“ der Torfe, die sich ebenfalls in einer deutlichen Erhöhung der Eindringtiefe von Sulfat mit zunehmenden Sulfatkonzentrationen niedergeschlagen hatte (Daten nicht gezeigt), war ein zunehmender Mangel an verwertbarem bzw. oxidierbarem organischen Material für sulfatreduzierende Mikroorganismen (Holmer & Storkholm 2001). Trotz abnehmender „Sulfatreaktivität“ in den stark zersetzten Torfen muss der Sulfatverbrauch in den wiedervernässten Mooren mit zunehmender Vernässungsdauer nicht zwangsweise rückläufig sein. Wurzelexsudate (= Absonderung von niedermolekularen organischen Substanzen) der Sumpfpflanzen und die Zersetzung von pflanzlicher Biomasse in den neugebildeten Sedimenten sorgen für eine Nachlieferung von leicht abbaubarem organischen Material für die Sulfatreduktion (z.B. Sinke et al. 1992). Durch die Bildung von limnischen Sedimenten in den überstauten Mooren wandert also die reaktive Zone nach oben. Die Bedeutung der wiedervernässten Moo-

re für den Sulfatrückhalt in der Landschaft soll durch ein stark vereinfachtes Rechenbeispiel veranschaulicht werden. Geht man davon aus, dass die Sulfatkonzentration des moorspeisenden Grundwassers zwischen 100 mg/L und 300 mg/L liegt, ergibt sich aus den resultierenden gemittelten Sulfatretentionsraten für die wiedervernässten Moore des Peenetales (~ 350 mg/m² d) eine jährliche potentielle Sulfatretentionskapazität von etwa 1300 kg/ha. Bei rund 10.000 ha wiedervernässter Moorfläche im Bundesland Mecklenburg-Vorpommern wäre das ein jährlicher Verbrauch von 13.000 t Sulfat. Diese Menge entspräche etwa 50% der Sulfatjahresfracht der Tollense am Pegel Klempenow! Für eine Berechnung des tatsächlichen Sulfatrückhaltes ist jedoch die Kenntnis der Hydrologie eine grundlegende Voraussetzung, um die Menge des speisenden Grundwassers zu erfassen. Außerdem muss berücksichtigt werden, dass die Höhe der Sulfatverbrauchsdaten saisonal schwanken kann, verursacht durch eine jahreszeitlich unterschiedliche Verfügbarkeit von organischem Material oder durch schwankende Temperaturen (Sinke et al. 1992, Zak et al. 2006).

### Phosphorfreisetzungsraten

Hohe Sulfatkonzentrationen in Grund- und Oberflächengewässern können durch die Wiedervernässung von Mooren reduziert werden. Diese Sulfatbelastung wirkt sich jedoch nachteilig auf das Phosphorretentionsvermögen der wiedervernässten Moore aus. In Übereinstimmung zum konzeptionellen Modell der sulfatinduzierten P-Mobilisierung (siehe Abb. 7.5.1) kam es durch die erhöhte Sulfatbelastung der Torfe neben der Zunahme des Sulfatverbrauchs auch zu einem Ansteigen der P-Konzentrationen und einem Rückgang der Fe-Konzentrationen im Porenwasser der sulfatangereicherten Torfe aller Probenahmestellen (Tab. 7.5.3).

Die unterschiedlich hohen P- und Fe-Konzentrationen in den Sulfatansätzen und den unbehandelten Kontrollen spiegeln sich ebenfalls in der Höhe der Nettofreisetzungsraten für Phosphat und Eisen nieder (siehe Tab. 7.5.3).

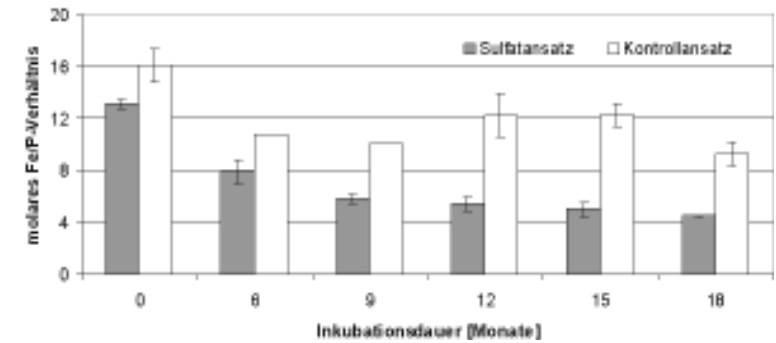
Trotz der sehr niedrigen Sulfatkonzentrationen in den Kontrollen der seit 1-4 Jahren wiedervernässten Moore Zarnekow, Jargelin

und Beestland traten auch hier recht hohe P-Porenwasserkonzentrationen sowie Netto-P-Freisetzungsraten auf. Eine Erklärung dafür ist die Phosphatfreisetzung durch die mikrobiell oder auch chemisch induzierte Auflösung von redoxempfindlichen Fe(III)-P-Verbindungen. Eine weitere potenzielle P-Quelle ist der anaerobe Abbau von P-haltigem organischen Material (vgl. Kap. 3.3). Im Unterschied zur direkten Eisenreduktion wird jedoch bei der Sulfatreduktion neben der zusätzlichen P-Freisetzung im Torfkörper gelöstes Eisen im Porenwasser der Torfe als Sulfid ausgefällt (Abb. 7.5.1). Eine Folge war die deutliche Verringerung des Fe/P-Verhältnisses im Porenwasser der inkubierten Torfe (Abb. 7.5.4).

Diese Abnahme ist ebenfalls in den Torfen der anderen Probenahmestellen erkennbar und wirkt sich insgesamt negativ auf den P-Rückhalt durch ausfallende Fe(III)-P-Verbindungen an der Torfoberfläche aus. So stellten sich in den Sulfatansätzen generell höhere P-Konzentrationen im Wasserüberstand im Vergleich zu den unbehandelten Kontrollen ein (siehe Tab. 7.5.3). Die mittleren SRP-Kon-

**Tab. 7.5.3** Vergleich der über die Inkubationszeit gemittelten Fe- und SRP-Konzentrationen im Porenwasser (PW), der molaren Fe/P-Verhältnisse im PW, der Fe- und P-Nettofreisetzungsraten (NFR) in den Torfen sowie der SRP-Konzentrationen im Oberflächenwasser (OW) der sulfatangereicherten Mesokosmen (= „Sulfat“) und der unbehandelten Mesokosmen (= „Kontrolle“) (Mittelwert  $\pm$  SE, n = 5–15). Verschiedene Buchstaben (in den Zeilen) zeigen signifikante Unterschiede an (t-Test, p < 0,05)

		Zarnekow	Beestland	Menzlin	Jargelin	Stangenhagen
Fe <sub>PW</sub> [mg/L]	„Sulfat“	54,0 $\pm$ 2,4 <sup>a</sup>	30,0 $\pm$ 2,8 <sup>a</sup>	10,0 $\pm$ 0,3 <sup>a</sup>	34,4 $\pm$ 1,1 <sup>a</sup>	25,5 $\pm$ 1,4 <sup>a</sup>
	„Kontrolle“	71,5 $\pm$ 2,5 <sup>b</sup>	38,3 $\pm$ 6,1 <sup>b</sup>	14,4 $\pm$ 0,5 <sup>b</sup>	41,4 $\pm$ 2,9 <sup>b</sup>	29,5 $\pm$ 2,7 <sup>b</sup>
SRP <sub>PW</sub> [mg/L]	„Sulfat“	5,5 $\pm$ 0,3 <sup>a</sup>	1,2 $\pm$ 0,2 <sup>a</sup>	22,8 $\pm$ 0,9 <sup>a</sup>	2,6 $\pm$ 0,2 <sup>a</sup>	9,8 $\pm$ 0,3 <sup>a</sup>
	„Kontrolle“	3,7 $\pm$ 0,2 <sup>b</sup>	0,6 $\pm$ 0,2 <sup>b</sup>	19,7 $\pm$ 1,1 <sup>b</sup>	1,6 $\pm$ 0,1 <sup>b</sup>	9,2 $\pm$ 0,4 <sup>b</sup>
Fe/P <sub>PW</sub> (molar)	„Sulfat“	5,5 $\pm$ 0,1 <sup>a</sup>	14,9 $\pm$ 0,7 <sup>a</sup>	0,2 $\pm$ 0,0 <sup>a</sup>	7,9 $\pm$ 0,4 <sup>a</sup>	1,4 $\pm$ 0,0 <sup>a</sup>
	„Kontrolle“	10,6 $\pm$ 0,3 <sup>b</sup>	59,8 $\pm$ 14,2 <sup>b</sup>	0,4 $\pm$ 0,0 <sup>b</sup>	14,1 $\pm$ 0,3 <sup>b</sup>	1,8 $\pm$ 0,1 <sup>b</sup>
Fe <sub>NFR</sub> [mg/m <sup>2</sup> d]	„Sulfat“	68 $\pm$ 3 <sup>a</sup>	25 $\pm$ 3 <sup>a</sup>	9 $\pm$ 1 <sup>a</sup>	21 $\pm$ 1 <sup>a</sup>	39 $\pm$ 4 <sup>a</sup>
	„Kontrolle“	104 $\pm$ 4 <sup>b</sup>	48 $\pm$ 9 <sup>b</sup>	18 $\pm$ 1 <sup>b</sup>	31 $\pm$ 6 <sup>b</sup>	53 $\pm$ 9 <sup>b</sup>
P <sub>NFR</sub> [mg/m <sup>2</sup> d]	„Sulfat“	11,5 $\pm$ 1,1 <sup>a</sup>	1,8 $\pm$ 0,3 <sup>a</sup>	51,5 $\pm$ 3,3 <sup>a</sup>	1,9 $\pm$ 0,7 <sup>a</sup>	14,5 $\pm$ 0,4 <sup>a</sup>
	„Kontrolle“	6,0 $\pm$ 1,1 <sup>b</sup>	0,3 $\pm$ 0,1 <sup>b</sup>	34,0 $\pm$ 2,4 <sup>b</sup>	0,7 $\pm$ 0,4 <sup>b</sup>	13,1 $\pm$ 0,6 <sup>b</sup>
SRP <sub>OW</sub> [mg/L]	„Sulfat“	0,12 $\pm$ 0,02 <sup>a</sup>	0,04 $\pm$ 0,01 <sup>a</sup>	2,69 $\pm$ 0,69 <sup>a</sup>	0,08 $\pm$ 0,01 <sup>a</sup>	0,35 $\pm$ 0,06 <sup>a</sup>
	„Kontrolle“	0,04 $\pm$ 0,00 <sup>b</sup>	0,02 $\pm$ 0,00 <sup>b</sup>	0,67 $\pm$ 0,12 <sup>b</sup>	0,04 $\pm$ 0,03 <sup>b</sup>	0,12 $\pm$ 0,04 <sup>b</sup>



**Abb. 7.5.4** Zeitliche Veränderung der molaren Fe/P-Verhältnisse im Porenwasser der inkubierten Torfe aus Zarnekow in sulfatangereicherten Mesokosmen (= „Sulfatansatz“) und in den unbehandelten Mesokosmen (= „Kontrollansatz“) (Mediane  $\pm$  SE, n = 3).

zentrationen im Wasserüberstand der Sulfatansätze liegen um den Faktor zwei bis vier oberhalb der Kontrollen. Selbst in den eisenreichen Torfen von Zarnekow, Beestland und Jargelin stiegen die SRP-Konzentrationen im Überstand der „Sulfatansätze“ auf 0,04 bis 0,12 mg/L, die damit oberhalb der zu erwartenden maximal 0,03 mg/L liegen (vgl. Kap. 7.2). Eine Ursache für diesen Befund sind partiell anoxische Bedingungen im Wasserüberstand der Mesokosmen, so dass die Fe(III)-P-Ausfällung nicht mehr vollständig erfolgen konnte (Daten nicht gezeigt). Dies muss bei der Übertragung der Ergebnisse auf das Freiland berücksichtigt werden. Am Beispiel des Polders Zarnekow zeigte sich jedoch, dass bei anhaltender Sulfatbelastung die hohen Fe/P-Verhältnisse in eisenreichen wiedervernässten Mooren auf ein kritisches Niveau (unterhalb von 3) absinken können. Unter diesen Bedingungen kommt es auch bei hohen Sauerstoffgehalten im Freiwasser zu einem erhöhten Phosphorflux an der Mooroberfläche (siehe Kap. 7.2).

### 7.5.4 Schlussfolgerungen für die Moorwiedervernässung

Die Wiedervernässung von Mooren führt zu einer deutlichen Sulfatentlastung von

angrenzenden Gewässern. Einerseits wird durch die Einstellung von anoxischen Bedingungen in den wassergesättigten Torfen die Sulfatbildung durch Oxidation von reduzierten Schwefelverbindungen unterbunden. Außerdem wird sulfatreiches Grundwasser bei der Moorpassage „gereinigt“, so dass die sulfatinduzierte P-Freisetzung in den angrenzenden Gewässern reduziert wird. Erhöhte Sulfatkonzentrationen im moorspeisenden Grundwasser wirken sich jedoch negativ auf den P-Rückhalt in den wiedervernässten Mooren aus. Eine zusätzliche sulfatinduzierte Eutrophierung in den wiedervernässten Mooren könnte sich auch nachteilig auf die Wiederansiedlung von torfbildenden Pflanzen auswirken, die auf nährstoffärmere Bedingungen angewiesen sind. Durch den oberflächlichen Abtrag der stark zersetzten reaktiven Torfe in den wiedervernässten Mooren ließe sich die sulfatbedingte P-Freisetzung im Moor mindern bzw. sogar verhindern. Gleichzeitig verringert sich aber durch eine solche Maßnahme auch die Sulfatretentionskapazität in den wiedervernässten Mooren. Dieser Zwiespalt zwischen Sulfatentlastung und potentieller P-Belastung angrenzender Gewässer liegt natürlich nur dann vor, wenn das zu strömende Grund- oder Oberflächenwasser hohe Sulfatkonzentrationen aufweist.

## 7.6 Mikrobielle Hemmstoffe (Polyphenole) in Torfen wachsender und wiedervernässter Niedermoore

C. Roth, A. Krüger, D. Zak & J. Gelbrecht

### Zusammenfassung

Für die Torfakkumulation in wachsenden Mooren ist die Hemmung des mikrobiellen Abbaus organischer Substanz durch enzymhemmende Polyphenole eine wesentliche Voraussetzung. Diese Stoffe werden während des Humifizierungsprozesses aus Pflanzenteilen freigesetzt. Durch die Trockenlegung von Mooren werden durch Sauerstoff die Polyphenole abgebaut und die mikrobielle Hemmung des Abbaus organischer Substanz aufgehoben. Es wurde die Hypothese aufgestellt, dass nach einer Wiedervernässung der Moore das Fehlen mikrobieller Hemmstoffe eine wichtige Ursache dafür ist, dass in erheblichem Umfang zum Beispiel Phosphor (P) und Methan (CH<sub>4</sub>) unter anoxischen Bedingungen freigesetzt werden. In den vorliegenden Untersuchungen gelang es mittels geeigneter chemischer Analysemethoden, sowohl Polyphenole als auch die Gruppe der kondensierten Tannine, einer Teilmenge der Polyphenole, in gering zersetzten Torfen wachsender Moore nachzuweisen (3-4% kondensierte Tannine in der Trockenmasse der Torfe in den Mooren Dollgengrund und Rzecin). Auch in lebenden Wurzeln torfbildender Pflanzen wie Schwarzschnepf-Segge (*Carex appropinquata*), Wollgras (*Eriophorum angustifolium*) und Moosbeere (*Vaccinium oxycoccos*) konnten 5-10% kondensierte Tannine in der Trockenmasse nachgewiesen werden. Der Gesamtphenolgehalt in Wurzeln der Segge *C. appropinquata* betrug sogar bis zu 45% der Trockensubstanz. Die kondensierten Tannine konnten aus Torfen und Wurzeln mittels chemischer Extraktionsverfahren isoliert und gereinigt werden. Ihre enzym-

hemmende Wirkung wurde unter Anwendung der Fluorescein-Diacetat-Methode nachgewiesen. – In den stark zersetzten Torfen der wiedervernässten Moore des Peenetales und anderer Moore waren dagegen die enzymhemmenden kondensierten Tannine nicht und Polyphenole nur in Spuren nachweisbar. Damit wird die Hypothese bestätigt, dass das Fehlen dieser Substanzen eine wichtige Ursache für die erwähnten Stofffreisetzungen (P, CH<sub>4</sub>) in der hochzersetzten Torfschicht wiedervernässter Moore ist. Dieses Ergebnis unterstützt auch den Managementvorschlag, vor einer Wiedervernässung die obere Bodenschicht mit stark zersetzten Torfen zu entfernen, um die Freisetzung von klimarelevanten Spurengasen (CH<sub>4</sub>) in die Atmosphäre und belastenden Nährstoffen (P) in angrenzende Gewässer zu minimieren.

### 7.6.1 Einleitung

Eine wesentliche Ursache für die Torfakkumulation unter anoxischen Bedingungen in wachsenden Mooren ist die Hemmung des mikrobiellen Abbaus organischer Substanz durch enzymhemmende phenolische Verbindungen, die durch Humifizierungsprozesse freigesetzt werden (Münster & De Haan 1998, Freeman et al. 2001), siehe auch Kap. 3. Hochmolekulare Polyphenole können aufgrund ihres hohen Molekulargewichtes und ihrer chemischen Struktur unlösliche Komplexe mit Exoenzymen (z.B. Glucosidasen) sowie mit Polysacchariden und Metallionen bilden (Schofield et al. 2001, Kraus et al. 2003). Daraus leiten sich die folgenden Wirkungen ab. (1) Die enzymbindenden und -ausfällenden Eigenschaften sind wesentlicher Bestandteil

ihrer antimikrobiellen Eigenschaft sowohl in terrestrischen als auch in aquatischen Ökosystemen (Kögel-Knabner 2002, Gessner & Steiner 2005). (2) Zusätzlich kann die Bildung stabiler Komplexe von Polyphenolen mit Polysacchariden zur Ausbildung einer Schutzschicht („coating“) auf Cellulosebestandteilen führen, wodurch ein mikrobieller Abbau der Cellulose verhindert wird (Kraus et al. 2003). (3) Ein weiterer möglicher Hemmmechanismus ist die Komplexbildung von Eisen-, Kupfer- und Mangan-Ionen, die essentielle Bestandteile der katalytischen Zentren von Enzymen sind (Filip et al. 1998). Aufgrund der meist hohen Metallkonzentrationen im Porenwasser der untersuchten Moore (siehe Kap. 7.1) und der vorherrschenden pH-Werte < 8 dürfte dieser Mechanismus in Mooren aber nur eine untergeordnete Rolle spielen. Die beschriebene mikrobielle Hemmung der Torfmineralisierung in wachsenden Mooren wird durch die Entwässerung jedoch aufgehoben. Durch den Wechsel von anoxischen zu oxischen Bedingungen werden enzymhemmende Substanzen abgebaut (Freeman et al. 2004), wodurch es zu einer Mineralisierung des Torfes kommt. Für den Abbau von enzymhemmenden Substanzen wird in verschiedenen Arbeiten (Freeman et al. 1996, 2001 und 2004) insbesondere Phenoloxidase verantwortlich gemacht, womit ihr eine Schlüsselrolle beim Abbau der organischen Substanz in Mooren zukommen könnte. Phenoloxidase wird von einigen Pilzen und heterotrophen Bakterien produziert oder aus Pflanzenwurzeln ausgeschieden (Appel 1993, Williams et al. 2000).

Alle bisherigen Untersuchungen zur Stofffreisetzung in ehemals entwässerten und jetzt wiedervernässten Mooren belegen, dass trotz Etablierung ungünstiger anoxischer Abbaubedingungen in der hochzersetzten Torfschicht intensive Stoffumsetzungs- und Mineralisierungsprozesse ablaufen. Diese führen zur erhöhten Frei-

setzung von Methan und Pflanzennährstoffen (Phosphat, Ammonium), vgl. auch Kap. 6, 7.1 und 7.4. Daraus wurde die Hypothese abgeleitet, dass das Fehlen der mikrobiellen Hemmung durch Polyphenole eine Ursache für diese Befunde ist. Deshalb wurde zunächst überprüft, ob sich diese fehlende mikrobielle Hemmung in den Aktivitäten verschiedener Enzyme (Phosphatase-, Protease- und  $\beta$ -Glucosidaseaktivitäten) niederschlägt (Reiche 2004). Diese Untersuchungen führten jedoch nicht zu einem klaren Ergebnis, da keine statistisch gesicherten Unterschiede der Enzymaktivitäten in den untersuchten stark zersetzten und schwach zersetzten Torfen gefunden werden konnten.

Um die Ursachen für die hohen Stoffumsetzungen in wiedervernässten Mooren aufzuklären, wurde daher ein neuer Forschungsansatz gewählt. Dieser hatte das Ziel, enzymhemmende Polyphenole in Torfen unterschiedlichen Zersetzungsgrades chemisch-analytisch zu quantifizieren, zu isolieren und exemplarisch ihre Enzymhemmung nachzuweisen. Dazu waren folgende Teilschritte notwendig:

- Klassifizierung von Polyphenolen mit Relevanz für Moore
- Anpassung und Anwendung bekannter chemisch-analytischer Methoden zur Bestimmung von Polyphenolen in Torfen
- Exemplarischer Nachweis der mikrobiell hemmenden Wirkung isolierter Polyphenole

### 7.6.2 Klassifizierung von Polyphenolen und ihre Bestimmung in Torfen

Phenolische Verbindungen bilden mit über 8000 bekannten Molekülstrukturen eine extrem weite und komplexe Gruppe unter den Pflanzeninhaltsstoffen (Bravo 1998). Grundstruktur ist das Vorhandensein eines aromatischen Kohlenstoffringes mit mindestens einer daran gebundenen OH-



Gruppe. Treten mehr als eine OH-Gruppe am aromatischen Kohlenstoffring auf, werden diese Verbindungen als Polyphenole bezeichnet. Natürlich vorkommende wasserlösliche Phenole lassen sich prinzipiell in zwei Gruppen unterteilen:

- (a) Niedermolekulare Verbindungen mit einem oder wenigen aromatischen Ringen (meist 2), von denen in Pflanzen Kresol, Resorcinol, Phloroglycinol, Gallussäure, Vanillinsäure, Syringasäure, Kaffeesäure, Cumarsäure, Ferulasäure sowie Flavanoide (Abb. 7.7.1) die am weitesten verbreiteten Vertreter sind (Bravo 1998, Cowan 1999).
- (b) Hochmolekulare Verbindungen (Polyphenole), darunter „Tannine“ (Abb. 7.7.2), die sich durch ihre proteinkomplexierende Eigenschaft auszeichnen. Sie spielen für die Enzymhemmung in Mooren

vermutlich eine wesentlich größere Rolle als niedermolekulare Verbindungen (Bravo 1998, Fierer et al. 2001).

Tannine sind nach Cellulose, Hemicellulose und Lignin die viert häufigste biochemische Verbindungsgruppe in höheren Pflanzen und kommen in fast allen Pflanzenteilen (Holz, Baumrinde, Blätter, Früchte, Wurzeln) vor und sind damit ubiquitär in der Umwelt verbreitet (Cowan 1999, Hernes & Hedges 2000, Hättenschwiler & Vitousek 2000, Mueller-Harvey 2001). Tannine lassen sich aber nur unter hohem Energieaufwand bilden, was auf ihre substanzielle Rolle für die Evolution von Pflanzen hinweist (Scalbert 1991, Kraus et al. 2003). In den letzten Jahrzehnten wurde ihnen aufgrund ihrer Bedeutung hinsichtlich des Schutzes vor Pflanzenfressern sowie aufgrund ihrer allelopathischen, antimikrobiellen und

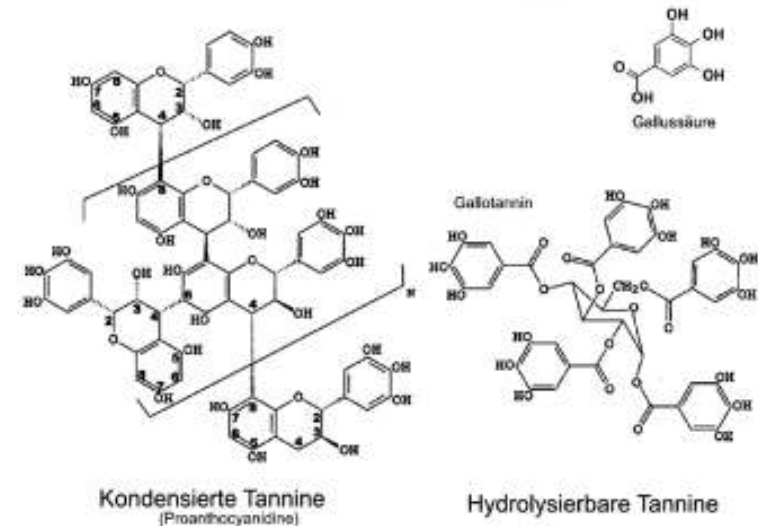


Abb. 7.6.2 Struktur von kondensierten und hydrolysierbaren Tanninen (aus Hernes & Hedges 2000).

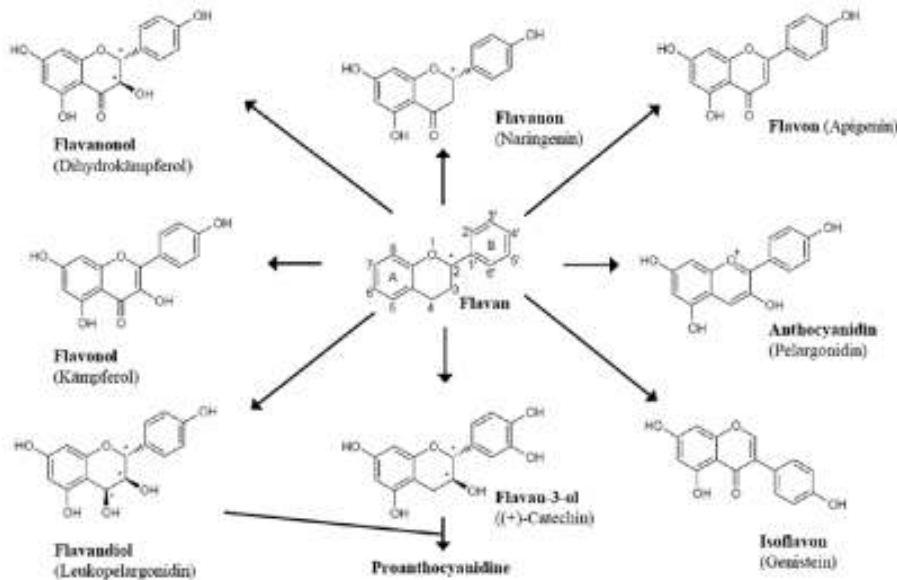


Abb. 7.6.1 Einteilung der Flavanoide (aus Kraus 2006). Flavan-3-ole bilden die Grundbausteine für kondensierte Tannine (=Proanthocyanidine), siehe Abb. 7.7.2.

antioxidativen Wirkungen große Aufmerksamkeit gewidmet (Kosuge 1969, Scalbert 1991, Inderjit & Mallik 1997, Cowan 1999, Riedl & Hageman 2001, Hilt et al. 2006). Tannine selbst werden wiederum in hydrolysierbare Tannine und in kondensierte Tannine (= Proanthocyanidine) unterteilt (Abb. 7.7.2). Hydrolysierbare Tannine bestehen in ihrer Grundstruktur aus Gallussäure- oder aus Ellagsäure-Bausteinen und sind meist mit Glucose als zentralem Molekül verestert. Sie sind in den höheren Pflanzen weniger verbreitet (Hättenschwiler & Vitousek 2000) und leichter abbaubar als kondensierte Tannine (Kraus et al. 2003). Dadurch kommt es zu einer Anreicherung letzterer unter Bedingungen, wie sie in wassergesättigten Mooren auftreten (Hättenschwiler & Vitousek 2000, Kögel-Knabner 2002). Kondensierte Tannine setzen sich aus 3-Ring-Flavanol-Untereinheiten (siehe Abb. 7.7.1 und 7.7.2) zusammen. Es sind kondensierte Tannine mit bis zu 40 Monomeren und Molmassen über

30.000 g/mol bekannt. Meist bestehen sie jedoch aus weniger als 10 Flavanol-Einheiten und besitzen Molmassen zwischen 500 und 3000 g/mol (Würsch et al. 1984, Kögel-Knabner 2002, Kraus et al. 2003).

In der moorökologischen Forschung wurden im Hinblick auf die Enzymhemmung durch Polyphenole bislang analytische Methoden angewandt, die eine unspezifische Gesamtphenol-Gehaltsbestimmung zum Ziel hatten (Freeman et al. 2004, Dorrepaal et al. 2005, Bragazza & Freeman 2007). Auf der Grundlage des zuvor dargestellten Wissensstandes vermuten wir jedoch, dass aus der großen Gruppe der phenolischen Verbindungen besonders die kondensierten Tannine für die Steuerung des enzymatischen Abbaus organischer Substanz in Niedermooren eine große Bedeutung haben. Eine alleinige Bestimmung des Gesamtgehaltes an Polyphenolen könnte daher zu einer Überbewertung der mikrobiellen Hemmwirkung führen, da z.B. niedermole-

kulare Polyphenole – soweit sie nach dem Humifizierungsprozess noch vorhanden sind – nicht in der Lage sind, Exoenzyme auszufällen. Ergänzend zu der in Kap. 7.6.1 formulierten Zielstellung lassen sich folgende Hypothesen formulieren:

1. Das Vorhandensein hochmolekularer hydrolysierbarer Polyphenole (= hydrolysierbare Tannine) ist aufgrund der relativ einfachen Hydrolysierbarkeit dieser Verbindungsgruppe und ihrer geringeren Verbreitung in Pflanzen wenig wahrscheinlich. Im Falle ihrer Existenz sollten sich analytisch nach einer Verseifung Gallussäure- oder Ellagsäure-Bausteine nachweisen lassen.
2. Hochmolekulare Polyphenole, damit auch kondensierte Tannine, sind besonders schwer abbaubar und reichern sich in Torfen wachsender, wassergesättigter Moore an. In der oxidierten Schicht von langfristig tief entwässerten und landwirtschaftlich genutzten, jetzt aber wiedervernässten Niedermooren, sind enzymhemmende kondensierte Tannine jedoch nicht vorhanden.

### 7.6.3 Experimentelles

#### Probenvorbereitung und Extraktion der Polyphenole

Torfproben wurden aus einer Tiefe von 10-20 cm mittels Spaten entnommen (pro Standort jeweils 3 Proben), sofort in Polyethylen-Beutel gefüllt und verschlossen, um den Kontakt mit Luftsauerstoff weitgehend zu vermeiden. Die Proben wurden in einer Kühlbox transportiert und im Labor bei -20°C gefriergetrocknet (pro Probe ca. 300 g Frischmasse). Anschließend wurden die Proben nach dem Entfernen von frischen Wurzeln in einer Achat-Kugelmühle zerkleinert und homogenisiert und anschließend im Dunkeln bei -18°C aufbewahrt. Lebende Wurzeln ausgewählter

Moorpflanzen sowie Braun- und Torfmoose wurden analog behandelt.

Phenolische Substanzen wurden aus jeweils 0,2 g der so vorbereiteten Proben dreimal nacheinander mit 10 ml einer wässrigen Acetonlösung (70% v/v) extrahiert. Die jeweils 20minütige Extraktion erfolgte in einem Ultraschallwasserbad bei Temperaturen <20°C unter Lichtausschluss. Die vereinigten Extrakte wurden anschließend 5 min bei 10.000 upm zentrifugiert (Universal 30 F, Fa. Hettich), die überstehende klare Lösung in einen Erlenmeyer-Kolben, der mit Eis gekühlt wurde, dekantiert. Für die photometrische Bestimmung der kondensierten Tannine (s.u.) sowie deren Isolation wurden der Extraktionslösung 2 mgL<sup>-1</sup> Ascorbinsäure zugesetzt, um eine Oxidation der extrahierten kondensierten Tannine auszuschließen. Kein Ascorbinsäurezusatz erfolgte für die Bestimmung des Gesamtphenolgehaltes, da Ascorbinsäure die Farbreaktion des Folin-Ciocalteu-Reagenzes stört (Box 1983, Georgé et al. 2005).

#### Photometrische Bestimmung des Gesamtphenolgehaltes

Der Gesamtphenolgehalt in den Extrakten wurde photometrisch mit der Folin-Ciocalteu-Methode bestimmt (Box 1983). Diese Methode wurde hier nur leicht modifiziert (Reduzierung der vorgeschriebenen Volumina auf die Hälfte, Reduzierung der Reaktionszeit auf 30 min). 0,3 bis 0,5 mL Aliquote der vereinigten Extrakte wurden in verschließbaren 10-mL-Glasröhrchen mit destilliertem Wasser auf 5 mL aufgefüllt, um eine Extinktion kleiner 0,5 bei 750 nm zu erzielen. Nach Zugabe von 0,75 mL wässriger Natriumcarbonatlösung (75 g/L Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>) und 0,25 mL Folin-Ciocalteu-Reagenz (Fa. Merck) wurden die jeweiligen Proben 5 s intensiv geschüttelt. Exakt 30 min nach Reagenzzugabe wurde bei 750 nm die Extinktion gemessen (Photometer Spekol 221, Fa. Iskra Elektronik). – Für die

Vergleichbarkeit der Ergebnisse wurden die Konzentrationen als Extinktion bei 750 nm (1 cm-Küvette) pro Gramm Torftrockenmasse angegeben.

#### Chromatographische Bestimmung der hydrolysierbaren Tannine

Die hydrolysierbaren Tannine sollten über deren Baustein Gallussäure, der als Ester vorliegt, bestimmt werden. Die alkalische Verseifung und Extraktion wurde nach Luthria & Pastor-Corrales (2006) für die Torfe modifiziert. 200 mg einer gefriergetrockneten und homogenisierten Torfprobe wurden mit 2,5 mL 2 M NaOH, die 10 mM EDTA und 1% Ascorbinsäure enthielt, versetzt und 30 min im Ultraschallwasserbad bei 45°C aufgeschlossen. Nach dem Ansäuern mit 7,2 mL 2 M HCl wurde durch 30 minütiges Schütteln mit 4 mL Ethylacetat extrahiert, anschließend bei 10.000 upm (relative Zentrifugalbeschleunigung = 10.600 g) 5 min zentrifugiert (Universal 30F, Fa. Hettich) und der klare Ethylacetatüberstand abpipettiert. Dieser Extraktionsschritt wurde einmal wiederholt. Die vereinigten organischen Extrakte, die die freien Phenolsäuren enthielten, wurden dann bei 40°C am Rotationsverdampfer unter Stickstoffatmosphäre bis zur Trockne eingengt und in 300 µL 0,1% HCOOH aufgenommen. Die Analyse erfolgte mittels HPLC (Gynkotek) mit UV-Detektion bei 280 nm. Die Trennsäule Phenomenex Prodigy PH3 5µ (250 x 4,6 mm) wurde bei 25°C temperiert und die Flussrate betrug 1 mL/min. Die mobile Phase bestand aus Methanol / 0,1% HCOOH (80%/20%, v/v) und es wurde isokratisch gearbeitet. Die Kalibrierung mit Gallussäure (Sigma/Aldrich) erfolgte über einen Konzentrationsbereich von 0,1-50 mg/L. Die Bestimmungsgrenze lag bei 0,5 mg/L. Diese Methode wurde durch die Analyse der Gallussäure in Tanninsäure (Fluka/Sigma-Aldrich) überprüft.

#### Photometrische Bestimmung der kondensierten Tanninen

Kondensierte Tannine wurden mit der HCl-Butanol-Methode bestimmt (Porter et al. 1986). Zu 1 mL des Extraktes (s.o.) wurden 6 mL saures Butanol-Reagenz (n-Butanol/konz. HCl 95:5 v/v) und 0,2 mL Eisenreagenz (2% FeNH<sub>4</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>2</sub> · 12H<sub>2</sub>O in 2 M HCl) gegeben. Diese Proben wurden 5 s intensiv geschüttelt und 50 min in einem Wasserbad bei 95°C zur Reaktion gebracht. Unter diesen Bedingungen bilden sich durch saure Hydrolyse intensiv gefärbte „Bruchstücke“ der kondensierten Tannine (= Flavanol-Untereinheiten, vor allem Cyanidine und Delphinidine, siehe Kap. 7.6.2), deren Extinktion nach dem Abkühlen auf Raumtemperatur bei 550 nm gemessen wurde (Photometer Spekol 221, Fa. Iskra Elektronik). Da die Proben der untersuchten Torfe schon vor dem Erhitzen unterschiedliche Färbungen aufwiesen, wurde jeweils die Eigenfärbung der Proben vor der Bildung der gefärbten Flavanol-Untereinheiten als Blindwert bestimmt und vom eigentlichen Messwert subtrahiert. Die HCl-Butanol-Methode wurde mit Cyanidin-Chlorid (Fa. Carl Roth) kalibriert. Wenn ausreichend große Mengen an kondensierten Tanninen aus Torfen isoliert werden konnten (s.u.), war eine Kalibrierung mithilfe dieser isolierten Tannine als interner Standard des jeweiligen Moores möglich. Dies traf in der Regel nur auf ungestörte, wachsende Moore zu. In allen anderen Fällen wurden zur Vergleichbarkeit der Resultate die Konzentrationen als Extinktion (1 cm-Küvette) pro g Trockenmasse der Torfprobe angegeben.

#### Isolation von kondensierten Tanninen

Kondensierte Tannine wurden aus gering zersetzten Torfen wachsender Moore (Gützkow-SW, Dollgengrund, Töpchin, Triebsee, Rzecin, vgl. auch Kap. 4.1) sowie aus lebenden Wurzeln torfbildender

Pflanzen sowie aus Braun- und Torfmoosen mittels einer modifizierten Methode nach Giner-Chavez (1997) isoliert, die auf der selektiven Fällung wasserlöslicher Tannine durch 3wertige Ytterbium-Kationen beruht. Die zur Isolation der kondensierten Tannine notwendigen Extraktionsschritte wurden wie oben beschrieben durchgeführt. Um größere Mengen an kondensierten Tanninen zu erhalten, wurden jeweils 1 g gefriergetrockneter und homogenisierter Torf in sechs parallelen Ansätzen extrahiert. Die vereinigten Extrakte wurden dreimal mit 50 mL n-Hexan zur Entfernung von Lipiden und anschließend dreimal mit 50 mL Ethylacetat zur Entfernung anderer „Nicht-Tannin“-Verbindungen gewaschen. Mittels Rotationsverdampfer wurden Aceton und Spuren der für die Extraktion eingesetzten Lösungsmittel entfernt. Auf diese Weise wurden etwa 40 mL einer wässrigen Lösung erhalten, in der die Tannine, aber auch noch weitere Stoffe gelöst waren. Die kondensierten Tannine wurden in einem nächsten Schritt durch Zusatz von 10 mL einer 0,1 molaren Ytterbium(III)-Acetat-Lösung bei pH-Werten von 5-6 (durch Zusatz von 2 mL Triethanolamin als Puffer) gefällt. Die Lösung wurde für eine möglichst vollständige Fällungsreaktion 20 Stunden bei 4°C im Dunkeln aufbewahrt. Nach dem Zentrifugieren wurden die erhaltenen Pellets zweimal mit 20 mL einer wässrigen Acetonlösung (70% v/v) gewaschen. Zur Entfernung des Ytterbiums aus den so gereinigten Ytterbium(III)-Tannin-Komplexen wurden diese mit 2 g eines Kationen-Austauscherharzes (Amberlite IRP-64, Fa. Sigma-Aldrich) gemischt und sequenziell dreimal mit 40 mL wässrigen Acetons (70% v/v) 20 min in einem Ultraschallbad bei 15-20°C behandelt. Durch diesen Schritt kommt es zu einer Rücklösung der kondensierten Tannine. Das Austauscherharz wurde durch Zentrifugieren und Filtrieren abgetrennt, Aceton mittels Rotationsverdampfer und Wasser durch Gefrier Trocknung entfernt.

Die aus den gering zersetzten Torfen verschiedener Moore isolierten und gereinigten kondensierten Tannine sind unterschiedlichen pflanzlichen Ursprungs. Für eine Vergleichbarkeit der Messergebnisse war deshalb eine Kalibrierung mit Cyanidinchlorid notwendig. Die Menge der isolierten Tannine ließ sich auf dieser Basis als mg Cyanidinäquivalente (=CÄ) pro Gramm Torftrockenmasse des isolierten Materials erfassen:

Gützkow: 1,7 mg CÄ g<sup>-1</sup> TM  
 Triebsee: 4,2 mg CÄ g<sup>-1</sup> TM  
 Töpchin: 5,3 mg CÄ g<sup>-1</sup> TM  
 Dollgengrund: 36,8 mg CÄ g<sup>-1</sup> TM  
 Rzecin: 99 mg CÄ g<sup>-1</sup> TM.

Hier zeigte sich, dass das isolierte und gereinigte Material aus den Torfen der Standorte Gützkow, Triebsee und Töpchin nur zu einem sehr geringen Anteil aus Cyanidinäquivalenten besteht. Daher wurden zur internen Kalibrierung des HCl-Butanol-Versuchs (Bestimmung des Tanningehaltes in Torfen) nur Tannine der Standorte Dollgengrund und Rzecin herangezogen (Tab. 7.6.1). Außerdem wurden die Tannine für enzymatische Hemmtests (Kap. 7.6.5) eingesetzt. Analog wurden aus Wurzeln isolierte Tannine zur internen Kalibrierung für die Bestimmung des Tannin- und des Gesamtphenolgehaltes in den Wurzeln verwendet.

Erwartungsgemäß gelang es nicht, aus stark zersetzten Torfen (Jargelin, Zarnekow) kondensierte Tannine zu isolieren.

#### **Bestimmung der Enzymaktivität in Torfproben**

Zur Bestimmung der potenziellen Enzymaktivitäten in Torfen wurde die Fluorescein-Diacetat (=FDA)-Methode angewandt (Schnürer & Rosswall 1982). Grundlage der Methode ist die hydrolytische Spaltung von FDA durch Enzyme und die photometrische Messung des entstandenen Fluoresceins. Letzteres weist bei 490 nm ein starkes

Absorptionsvermögen auf, FDA dagegen nicht. Die Menge des freigesetzten Fluoresceins ist direkt proportional zur Enzymaktivität. Die Enzymaktivität gilt als Maß für die mikrobielle Aktivität des untersuchten Systems.

Für die Bestimmung der Enzymaktivität in stark zersetzten Torfen wurden 15 g frischer Torf in 300 mL Phosphatpuffer (8,7 g K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub> und 1,3 KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> in 1 L deionisiertem Wasser) mit einem pH von 7,6 aufgeschlämmt. Für die weitere Analyse wurden aus der homogenisierten Aufschlämmung jeweils 4 mL in verschließbare 10 mL-Glasröhrchen abgefüllt. Schwach zersetzte Torfe ließen sich nicht ohne stärkere Störungen homogenisieren. Daher wurden 0,6 mg der frischen Torfprobe in den verschließbaren Glasröhrchen mit 4 mL des Phosphatpuffers (s.o.) versetzt.

Anschließend wurden in die so vorbereiteten Proben je 1 mL deionisiertes Wasser und 0,3 mL FDA-Lösung (1 g/L FDA in Aceton) gegeben, 25 min in einem Überkopf-Schüttler geschüttelt und anschließend 5 min bei 4.000 upm (relative Zentrifugalbeschleunigung = 1700 g) zentrifugiert (Heraeus Labfuge 400). 0,5 mL der überstehenden klaren Lösung wurden mit 1,5 mL Phosphatpuffer verdünnt. Anschließend erfolgte die Messung der Extinktion bei 490 nm an einem Photometer (Spekol).

Blindwerte jeder Probe wurden ohne den Zusatz von FDA gemessen und vom Messsignal subtrahiert. Die Konzentrationsermittlung des freigesetzten Fluoresceins erfolgte über eine Kalibrierung mittels Natrium-Fluorescein (C<sub>20</sub>H<sub>10</sub>Na<sub>2</sub>O<sub>5</sub>; Sigma Aldrich). Die Ergebnisse der enzymatischen Spaltung von FDA werden in µg Fluorescein h<sup>-1</sup> mg<sup>-1</sup> Torf-Trockenmasse angegeben. Die Bestimmung der Trockenmasse in Aliquoten erfolgte immer parallel zur Messung der Enzymaktivität (siehe Kap. 5.2).

#### **Hemmung der mikrobiellen Aktivität durch isolierte kondensierte Tannine**

Zur exemplarischen Bewertung der enzymhemmenden Wirkung der isolierten und gereinigten kondensierten Tannine (s.o.) wurde wiederum der FDA-Test eingesetzt. Als Substrat wurde stark zersetzter Torf des Polders Zarnekow aus einem Labor-Langzeitexperiment ausgewählt (siehe Kap. 7.4 und 7.5). In diesem wurde wie zuvor beschrieben die Enzymaktivität gemessen. Zur Ermittlung der Konzentrationsabhängigkeit der Enzymhemmung wurden dem Substrat unterschiedlichen Mengen von Tanninsäure als Modellsubstanz sowie isolierten Tanninen aus dem Moor Rzecin (0-400 mg/L bzw. 0-150 mg/L) zugesetzt und erneut mittels FDA die Enzymaktivität gemessen. Basierend auf diesen Untersuchungsergebnissen erfolgten dann analoge Hemmtests für die der isolierten kondensierten Tannine aus Torfen ungestörter Moore (Gützkow-SW, Dollgengrund, Töpchin, Triebsee, Rzecin, vgl. auch Kap. 4.1) als auch von Tanninsäure als Modellsubstanz (Fa. Fluka/Sigma Aldrich) bei einer Endkonzentration von 100 mg/L.

#### **7.6.4 Ergebnisse und Diskussion der Bestimmung des Gesamtgehaltes von Polyphenolen und kondensierten Tanninen in Torfen**

Die zuvor beschriebenen Methoden waren geeignet, sowohl den Gesamtpolyphenolgehalt als auch den Gehalt von kondensierten Tanninen in Torfproben zu bestimmen. Es war zunächst notwendig zu prüfen, ob hydrolysierbare und/oder kondensierte Tannine (siehe 7.6.2) in den Torfen vorhanden sind. Im Falle des Auftretens von hydrolysierbaren Tanninen sollten diese nach alkalischer Verseifung als Gallussäurebausteine nachweisbar sein. Mittels einer chromatographischen Methode (HPLC, s.o.)

ließen sich diese jedoch nicht nachweisen und können als Indiz für das weitgehende Fehlen der hydrolisierbaren Tannine in den untersuchten Mooren angesehen werden. Das entspricht Hinweisen in der Literatur, wonach in Torfen vorwiegend kondensierte Tannine vorkommen sollten (Bravo 1998, Fierer et al. 2001).

Die Bestimmung des Gesamtphenolgehaltes erfolgte exemplarisch in Mooren mit gering zersetzten Torfen sowie in wiedervernässten Mooren mit stark zersetzten Torfen (Dollgengrund, Töpchin, Triebsee, Rzecin und Gützkow sowie Menzlin, Zarnekow, Jargelin, siehe Kap. 4.1). Zusätzlich wurden hochzersetzte, vermulmte Torfe zweier stark entwässerter Niedermoore im östlichen Berliner Raum (Spreetal bei Stäbchen östlich Neu Zittau [„Sauwinkel“] und Moor südlich Hasenfelde) untersucht. Die Ergebnisse sind in Tab. 7.6.1 zusammengefasst.

Entsprechend der in Kap. 7.6.2 formulierten Hypothese war erwartet worden, dass sich die beiden Gruppen „gering zersetzte Torfe“ und „stark zersetzte Torfe“ deutlich in ihrem Gehalt an Gesamtphenolen und kondensierten Tanninen unterscheiden sollten. Kondensierte Tannine sollten nur in gering zersetzten Torfen vorhanden sein. Mit Ausnahme des Moores bei Gützkow bestätigten die in Tab. 7.6.1 dargestellten Ergebnisse diese Hypothese. Kondensierte Tannine wurden nur in gering zersetzten Torfen, aber mit überraschend großen Unterschieden nachgewiesen (als Extinktion bei 550 nm, siehe auch Kap. 7.6.3). Eine Ausnahme bildeten die Torfe aus Gützkow. Trotz des geringen Zersetzungsgrades waren kaum kondensierte Tannine, aber auch vergleichsweise geringe Mengen an Gesamtphenolen nachweisbar. Eine wahrscheinliche Erklärung dafür ist die Tatsache, dass der untersuchte Standort in Trocken-

perioden längere Zeit Grundwasserstände von bis zu 20 cm unter Flur aufwies, was auch auf den Zeitpunkt der Probenahme zutraf. Unter Anwesenheit von Sauerstoff werden vermutlich phenolische Verbindungen, darunter die kondensierten Tannine, abgebaut (Freeman et al. 1996). Diese Vermutungen müssen zukünftig durch weiterführende Untersuchungen bestätigt werden. Nach gegenwärtigem Kenntnisstand muss Gützkow deshalb zu den schon stärker gestörten Standorten gerechnet werden, obwohl Torfzersetzungsgrad und Porenwasserchemismus (Kap. 7.1) noch Bedingungen aufweisen, die für wachsende Moore charakteristisch sind. – In stark zersetzten Torfen wurden ebenfalls nur sehr niedrige Extinktionen bei 550 nm (siehe Tab. 7.6.1) gemessen. Da es nicht gelang, kondensierte Tannine aus diesen Torfen zu isolieren (s.o.), muss angenommen werden, dass die gemessenen Signale durch Verunreinigungen verursacht wurden. Dagegen wurden in den stark zersetzten Torfen mit der Folin-Ciocalteu-Methode (Kap. 7.6.3) unterschiedliche Gesamtphenolgehalte gemessen (als Extinktion bei 750 nm), die jedoch deutlich unter denen der unzersetzten Torfe – mit Ausnahme wiederum des Standortes Gützkow – lagen (Tab. 7.6.1). Insgesamt unterscheiden sich gering zersetzte und stark zersetzte Torfe (ohne Gützkow) deutlich hinsichtlich der durchschnittlichen Gehalte für Gesamtphenole und für kondensierte Tannine. Der Gesamtphenolgehalt lag in den wachsenden Mooren mit gering zersetzten Torfen sechsmal höher als in den stark zersetzten Torfen entwässerter bzw. wiedervernässter Moore. Für den durchschnittlichen Gehalt an kondensierten Tanninen betrug dieser Faktor sogar 46.

In einem weiteren Schritt wurde geprüft, ob es einen Zusammenhang zwischen den Gehalten an Gesamtphenolen und den Gehalten an kondensierten Tanninen gibt (Abb. 7.6.3). Tendenziell zeigte sich, dass

mit zunehmenden Gesamtphenolgehalten die Gehalte an kondensierten Tanninen, die wie schon erwähnt nur in gering zersetzten Torfen nachweisbar waren, zunehmen. Dieser Zusammenhang berechtigt jedoch nicht zu der Schlussfolgerung, dass eine der beiden genutzten Methoden die jeweils andere hinsichtlich der Erfassung enzymhemmender Polyphenole ersetzen kann. So wirken die in stark zersetzten Torfen in geringen Mengen nachweisbaren Polyphenole vermutlich nicht enzymhemmend. Widersprüchlich sind auch die Ergebnisse für den Standort Triebsee. In den unzersetzten Torfen, die nachweislich die potenzielle Enzymaktivität hemmen (Abb. 7.6.6 in Kap. 7.6.5), wurden nur sehr geringe Tanningehalte, aber hohe Gehalte an Gesamtphenolen gemessen. Das deutet darauf hin, dass unter den Gesamtphenolen Substanzen erfasst wurden, die einerseits enzymhemmend wirken, aber nicht zu den kondensierten Tanninen gehören. Als mögliche Ursache für diesen Befund kommen die für das Moor am Triebsee torfbildenden Braunmoose und Seggen (*Carex spp.*) in Betracht. In frischen Wurzeln (*Carex appropinquata Schumacher*) und in Braunmoosen konnten in ersten Untersuchungen deutlich weniger kondensierte Tannine als in frischen Wurzeln von Wollgras (*Eriophorum angustifolium Honck.*) und Moosbeere (*Vaccinium oxycoccos L.*), die typische Torfbildner bzw. Torfbestandteile der Moore Rzecin, Dollgengrund und Töpchin sind, gefunden werden (Tab. 7.6.2). Andererseits wurden in Seggen besonders hohe Gesamtphenolgehalte gemessen, die vermutlich ebenfalls enzymhemmend wirken können ohne zu den kondensierten Tanninen zu gehören. Ähnliche Ergebnisse (niedrige Gehalte an kondensierten Tanninen, aber höherer Gesamtphenolgehalt) wurden auch für Braun- und Torfmoose erhalten. Für eine abschließende Beurteilung dieser Befunde besteht jedoch weiterer Forschungsbedarf.

Tab. 7.6.1 Gesamtphenole und kondensierte Tannine in Torfen verschiedener Moore.

	Moor	Gesamtphenole		
		[AU <sub>750</sub> g <sup>-1</sup> TM <sup>-1</sup> ]	Kondensierte Tannine	
			[AU <sub>550</sub> g <sup>-1</sup> TM <sup>-1</sup> ]	[mg g <sup>-1</sup> ]
Gering zersetzte Torfe, ständig wassergesättigt	Dollgengrund	1,557	0,490	29.5
	Töpchin	0,776	0,093	1.2 - 4.5 <sup>b</sup>
	Triebsee	1.323	0,031	0 - 0.7 <sup>b</sup>
	Rzecin	3,275	1,682	38.6
	Durchschnitt	1,677	0,552	N.A. <sup>c</sup>
Gering zersetzte Torfe, wechselfeucht	Gutzkow	0,347	0,013	0 <sup>b</sup>
Stark zersetzte Torfe	Hasenfelde	0,121	0,013	0 <sup>b</sup>
	Sauwinkel	0,387	0,013	0 <sup>b</sup>
	Menzlin	0,157	0,010	0 <sup>b</sup>
	Zarnekow	0,419	0,015	0 <sup>b</sup>
	Jargelin	0,312	0,010	0 <sup>b</sup>
	Durchschnitt	0,279	0,012	N.A.

<sup>a</sup> als Extinktion bei 750 nm bzw. 550 nm (1 cm-Küvette) pro Gramm Torftrockenmasse

<sup>b</sup> Konzentrationen wurden jeweils unter Nutzung isolierter Tannine der Moore Rzecin und Dollgengrund als interne Standards berechnet, um einen maximalen Bereich zu erfassen

<sup>c</sup> N.A. Durchschnittsbildung nicht anwendbar



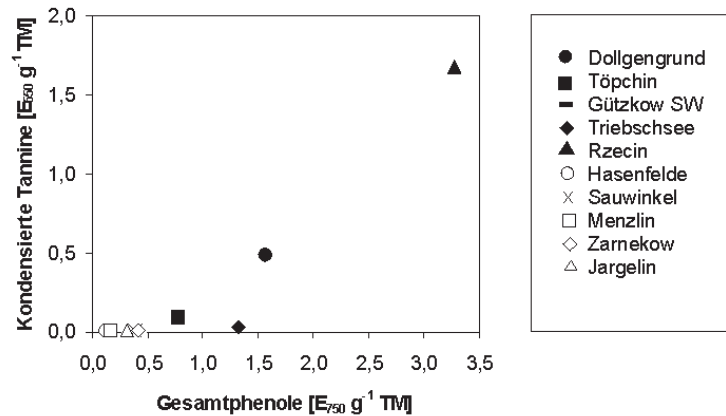


Abb. 7.6.3 Zusammenhang zwischen Gesamtphenolgehalt und dem Gehalt an kondensierten Tanninen in gering und stark zersetzten Torfen.

Tab. 7.6.2 Gesamtphenole und kondensierte Tannine in Wurzeln typischer torfbildender Pflanzen bzw. in „Stämmchen“ von Torf- und Braunmoosen (Durchschnitte aus n=3 Messungen; Seggen und Braunmoose wurden vom Moor am Triebsee entnommen, Moosbeere, Wollgras und Torfmoose aus dem Moor bei Kablow-Ziegelei; zur Probenvorbereitung und Analytik siehe Kap. 7.6.3).

Pflanzenart	Gesamtphenolgehalt [mg/g TM]	Gehalt an kondensierten Tanninen [mg/g TM]
Segge ( <i>Carex appropinquata</i> )	450	49
Wollgras ( <i>Eriophorum angustifolium</i> )	120	90
Moosbeere ( <i>Vaccinium oxycoccos</i> )	134	100
Braunmoose	68	23
Torfmoose ( <i>Sphagnum</i> spp.)	39	25

### 7.6.5 Exemplarischer Nachweis der mikrobiell hemmenden Wirkung isolierter Polyphenole

Für den Nachweis von vermuteten Enzymhemmungen durch die isolierten und gereinigten kondensierten Tannine wurden die in Kapitel 7.6.3 beschriebene Fluorescein-Diacetat- (=FDA)-Methode eingesetzt. Zunächst musste überprüft werden, in welchen Konzentrationsbereichen der kondensierten Tannine eine Hemmung nachweisbar war. Dazu wurden als Modellsubstanz Tanninsäure (Konzentrationsbereich 0-450

mg/L) sowie die aus den Torfen des Moores Rzecin isolierten Tannine (Konzentrationsbereich 0-150 mg/L) eingesetzt (Abb. 7.6.4). Während für Tanninsäure schon ab etwa 100 mg/L eine Sättigung der Hemmung der FDA-Hydrolyseaktivität erreicht wurde, trat diese für die Tannine aus dem Moor Rzecin bis 150 mg/L nicht auf (höhere Konzentrationen konnten aufgrund der nur geringen verfügbaren Substanzmengen sowie der schlechten Löslichkeit der Tannine nicht untersucht werden). Für alle weiteren Hemmtests wurden daher Tannin-Konzentrationen von 100 mg/L eingesetzt.

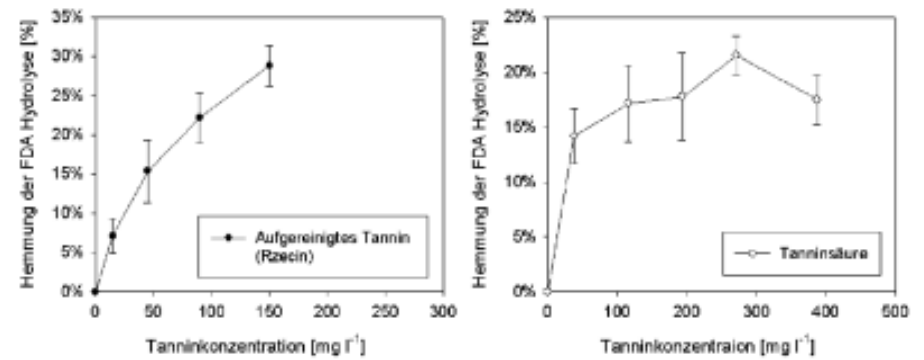


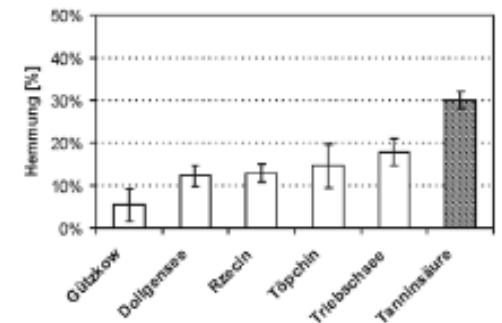
Abb. 7.6.4 Abhängigkeit der Enzymhemmung (gemessen als Hemmung der FDA-Hydrolyse) von der Tanninkonzentration (Substrat: stark zersetzter Torf aus dem Polder Zarnekow).

In diesen Versuchen konnte für alle Substanzen, die aus unzersetzten Torfen der Moore Dollgengrund, Rzecin, Töpchin und Triebsee isoliert wurden und die mit Ausnahme des Standortes Gützkow überwiegend kondensierte Tannine sind, eine Enzymhemmung nachgewiesen werden (Abb. 7.6.5). Sie liegt unter den gewählten Versuchsbedingungen für die Torfe der bei 10-20 %, für Gützkow dagegen mit 2-10% deutlich niedriger. Die als Modellsubstanz genutzte Tanninsäure wies mit durchschnittlich 30% die stärkste Hemmung auf.

Weitergehend sollte geprüft werden, ob sich mittels der FDA-Methode Unterschiede hinsichtlich der Enzymaktivität zwi-

schen gering zersetzten Torfen einerseits und stark zersetzten Torfen andererseits finden lassen. Es war erwartet worden, dass gering zersetzte Torfe aufgrund des Vorhandenseins von Tanninen deutlich geringere Enzymaktivitäten aufweisen als stark zersetzte Torfe, die keine kondensierten Tannine enthalten. Die in Abb. 7.6.6 dargestellten Ergebnisse zeigten jedoch, dass die gemessenen potenziellen Enzymaktivitäten in den gering zersetzten Torfen nur tendenziell niedriger sind als in den stark zersetzten Torfen. Die gering zersetzten Torfe des (wechselfeuchten) Standortes Gützkow weisen auch in diesen Untersuchungen wieder Ähnlichkeiten mit den stark zersetzten Torfen auf (siehe Tab. 7.6.1).

Abb. 7.6.5 Hemmung der Fluorescein-Diacetat (FDA)-Hydrolyse durch isolierte und gereinigte Tannine (Dollgengrund, Rzecin, Töpchin, Triebsee), isolierte Substanzen, die keine Tannine enthalten (Gutzkow) sowie durch Tanninsäure als Modellsubstanz (Substrat: stark zersetzter Torf aus dem Polder Zarnekow, Tanninkonzentration jeweils 100 mg/L).



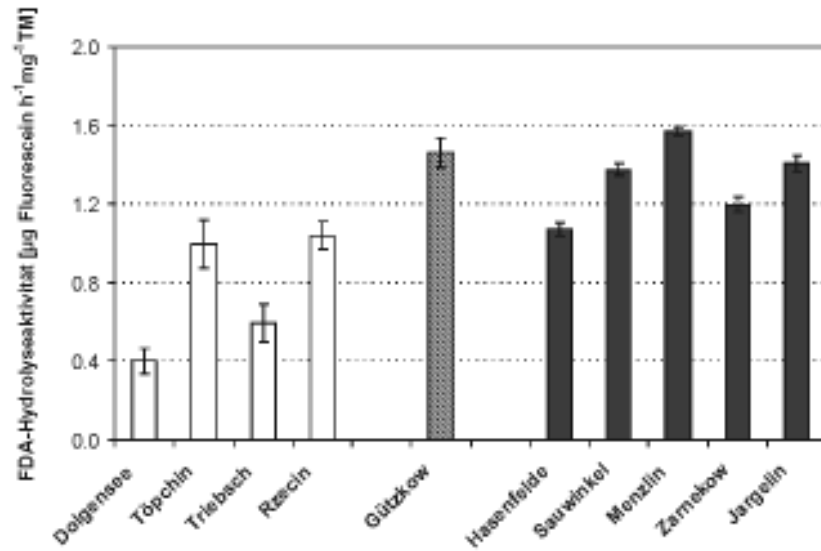


Abb. 7.6.6 Potenzielle Enzymaktivitäten in Torfen (weiße Säulen: unzersetzte Torfe wachsender Moore; schraffierte Säule: unzersetzte Torfe aus dem wechselfeuchten Moor bei Gützkow; schwarze Säulen: stark zersetzte Torfe).

Die potenziellen Enzymaktivitäten, die mit der FDA-Methode gemessen wurden, sind allerdings nicht nur vom Gehalt enzymhemmender Substanzen abhängig, sondern auch von der Substratverfügbarkeit. Dominieren im Substrat schwer abbaubare Substanzen, was charakteristisch für gering zersetzte Torfe ist, kann die potenzielle Enzymaktivität bei fehlender Hemmung steigen. Damit können sich schlechte Substratverfügbarkeit einerseits und Hemmung durch Polyphenole andererseits gegensätzlich auf die potenzielle Enzymaktivitätsmessung auswirken und erklären vermutlich die nicht eindeutigen Befunde in Abb. 7.6.6.

Diese Einschränkungen bei der Bewertung von Ergebnissen potenzieller Enzymaktivitätsmessungen mittels der FDA-Methode gelten auch für den in Abb. 7.6.7 dargestellten Zusammenhang zwischen Gesamtphenolgehalt und Enzymaktivität. In Übereinstimmung mit theoretischen Überlegungen (Kap. 7.6.2) sinkt mit zunehmendem Gesamtphenolgehalt die potenzielle Enzymaktivität, eine Ausnahme bilden jedoch die unzersetzten Torfe des Moores Rzecin. Diese weisen den höchsten Gesamtphenolgehalt auf, die potenzielle Enzymaktivität liegt aber im Bereich derjenigen der stark zersetzten Torfe des stark entwässerten Moores bei Hasenfelde (Abb. 7.6.7).

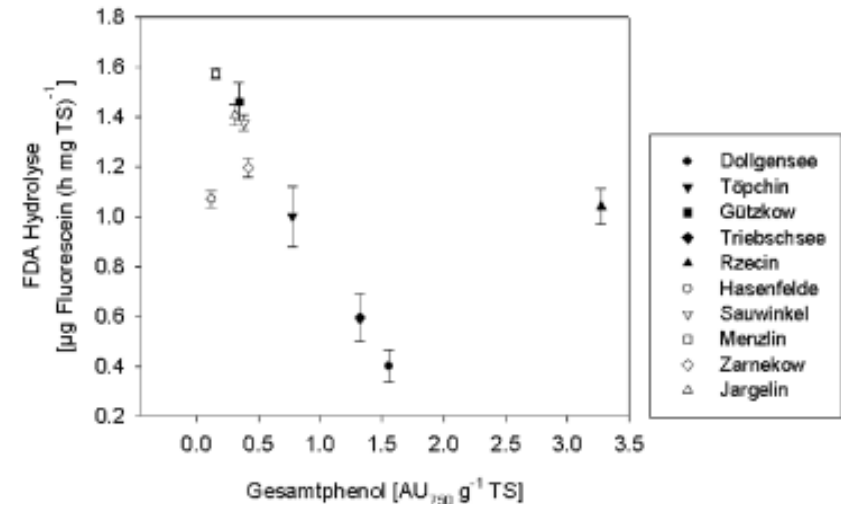


Abb. 7.6.7 Abhängigkeit der potentiellen Enzymaktivität (FDA-Hydrolyse) in Torfen vom Gesamtphenolgehalt.

### 7.6.6 Zusammenfassende Bewertung der Ergebnisse

Mit den zuvor beschriebenen chemisch-analytischen Methoden gelang es, enzymhemmende Substanzen (Polyphenole, darunter insbesondere kondensierte Tannine) in Torfen quantitativ zu bestimmen. Dagegen ließen sich hydrolysierbare Tannine bzw. ihre Bausteine in den untersuchten Torfen nicht nachweisen und bestätigten somit die Hypothese (1) in Kap. 7.6.2. Kondensierte Tannine ließen sich hingegen aus den Torfen isolieren und ihre enzymhemmende Wirkung direkt nachweisen. Diese Substanzen, die bei der Humifizierung aus Pflanzen freigesetzt werden, traten nur in gering zersetzten Torfen wachsender Moore auf. In stark zersetzten Torfen sowie in Torfen von wechselfeuchten Mooren konnten sie nicht nachgewiesen werden. Das Fehlen ist eine wesentliche Ursache für die beobachteten Stofffreisetzungen (Phosphor, Eisen, Ammonium, DOC, Methan) in den stark zersetzten oberen Torfschichten

wiedervernässter Moore. Diese Ergebnisse bestätigen die in Kap. 7.6.2 formulierten Hypothesen (2) und (3).

Die ursprünglich geäußerte Vermutung, dass die Bestimmung des Gesamtphenolgehaltes in Torfen mit der Folin-Ciocalteu-Methode zu einer Überschätzung der enzymatischen Hemmung führen könnte, ließ sich durch die vorliegenden Untersuchungen nicht erhärten. Aber auch ein enger Zusammenhang zwischen Gesamtphenolgehalt und Gehalt an kondensierten Tanninen in Torfen bzw. in Wurzeln torfbildender Pflanzen konnte nicht gefunden werden. Erklärungen für beide Sachverhalte sind:

- Die in stark zersetzten Torfen gemessenen geringen Mengen an Gesamtphenolen verursachen mit hoher Wahrscheinlichkeit keine Hemmung des mikrobiellen Abbaus.
- Die großen Unterschiede zwischen Gesamtphenolgehalt und Gehalt an kondensierten Tanninen in den Wurzeln verschiedener torfbildender Pflanzen und in den Sprossen von Braun- und

Torfmoosen deuten darauf hin, dass in der großen Gruppe der Gesamtphenole neben den kondensierten Tanninen andere Polyphenole oder phenolähnliche Substanzen vorhanden sind, die ebenfalls enzymhemmend wirken (siehe Werte für *Carex appropinquata* in Tab. 7.6.2).

In zukünftigen Untersuchungen sollten die enzymhemmenden Befunde in gering zersetzten Torfen, die bislang auf der unspezifischen und nicht immer eindeutig interpretierbaren FDA-Hydrolyse-Messung (Fluorescein-Diacetat) beruhen, durch die direkte Messung von Stoffumsetzungsraten (z.B. Sulfatreduktionsrate) in Abhängigkeit vom Gehalt an Gesamtphenolen bzw. an kondensierten Tanninen erhärtet

werden. In diesem Falle sollte dann auch die Bedeutung der Substratqualität (des Torfes) für mikrobielle Stoffumsetzungen berücksichtigt werden.

Zusammenfassend bestätigen die Ergebnisse hinsichtlich des Vorhandenseins bzw. Fehlens von enzymhemmenden Polyphenolen in gering bzw. stark zersetzten Torfen die bisherigen Erkenntnisse, dass die stark zersetzte obere Torfschicht für die beobachteten intensiven Stofffreisetzungen nach einer Wiedervernässung verantwortlich ist. Soll die Wiedervernässung bedingte Freisetzung von Nährstoffen und Methan weitgehend reduziert werden, ist es auch aus Sicht der fehlenden enzymatischen Hemmung notwendig, die obere Bodenschicht durch Flachabtorfung zu entfernen, vgl. auch Kap. 7.7.

## 7.7 Vorhersagen zur P-Mobilisierung in wiedervernässten Niedermooren und zum P-Austragsrisiko in angrenzende Gewässer

D. Zak, J. Augustin, C. Wagner & J. Gelbrecht

### Zusammenfassung

Die P-Konzentrationen im Porenwasser der wiedervernässten Moore können um das Tausendfache oberhalb der Konzentrationen von naturnahen Mooren liegen. Aber auch zwischen den wiedervernässten Mooren bestehen erhebliche P-Konzentrationsunterschiede von ein bis zwei Größenordnungen. Die auf der Grundlage von Freilanduntersuchungen erhobenen Daten ließen sich wegen der Vielzahl von komplex wirkenden Einflussgrößen nur eingeschränkt interpretieren. Vorhersagen eines Risikos erhöhter, eutrophierungswirksamer P-Einträge in angrenzende Gewässer waren nicht möglich. Um Ursachen zu klären, wurden Laborexperimente zur Messung von Stofffreisetzungsraten in intakten Torfkernen unter kontrollierten Bedingungen durchgeführt. Es zeigte sich, dass die P-Konzentrationen im Moorporenwasser signifikant von den P-Freisetzungsraten abhängen. Die Höhe der Freisetzungsraten und der P-Konzentrationen im Moorporenwasser wurde wiederum von der Menge des unter anoxischen Bedingungen reaktiv freisetzbaren Phosphors, und den molaren Fe/P-Verhältnissen der redoxempfindlichen Fe(III)-P-Verbindungen kontrolliert. Zusätzlich wurde nachgewiesen, dass im Falle großer Vorräte an redoxsensibel gebundenem P im stark zersetzten Torf ( $> 10 \text{ mg P/dm}^3$ ) mit einer verstärkten P-Mobilisierung über mehrere Jahrzehnte gerechnet werden muss. Auf der Grundlage dieser Erkenntnisse ließen sich folgende Regeln formulieren: (1) Sind die molaren Fe/P-Verhältnisse im Torf  $> 10$ , treten nach der Wiedervernässung im Moorporenwasser fast immer Fe/P-Verhältnisse  $> 3$

auf. Unter diesen Bedingungen ist das Risiko erhöhter P-Austräge in angrenzende Gewässer gering. Ursache ist der nahezu vollständige Rückhalt von Phosphor an der Moor-Wasser-Grenzfläche der überstauten Moore infolge Sorption an ausgefallenen Eisen(III)-Hydroxiden. (2) Bei Fe/P-Verhältnissen  $< 10$  im Torf steigt das Risiko einer P-Belastung der Gewässer. Aus der Sicht des Gewässerschutzes wird in solchen Fällen ein Abtragen der oberen stark zersetzten Torfschicht vor einer Wiedervernässung empfohlen.

### 7.7.1 Einleitung

Im Porenwasser der wiedervernässten Moore wurden im Vergleich zu naturnahen Niedermooren ungewöhnlich hohe Konzentrationen an gelöstem anorganischen Phosphor von deutlich mehr als  $1 \text{ mg/L}$ , in einigen Fällen sogar mehr als  $20 \text{ mg/L}$  nachgewiesen (Gelbrecht et al. 2003, Zak et al. 2004a,b, vgl. auch Kap. 7.1). Die Konzentrationen weiterer potentiell gewässerbeeinträchtigender Stoffe wie Ammonium oder gelöste organische Substanzen (DOC) liegen um ein Vielfaches oberhalb von naturnahen Mooren (siehe Kap. 7.1). Auch andere Autoren beobachteten erhöhte Nährstoffkonzentrationen im Moorporenwasser oder im angrenzenden Grundwasser wiedervernässter Moore (Kalbitz et al. 1999, Kalbitz & Geyer 2002, Lamers et al. 2002b, Landgraf 1998, Veltj et al. 2004, Tiemeier et al. 2005, 2007).

Die hohen Konzentrationen von Phosphor, Eisen, Ammonium und gelöstem organischen Kohlenstoff im Porenwasser der wiedervernässten Moore sind ein Hinweis auf erhöhte Stoffumsatz- und Freisetzungsp-

zesse. Im Einzelnen werden verschiedene biogeochemische Prozesse wie mikrobiell induzierte Redoxreaktionen, Anionenaustausch, Versauerung oder ein weiterer Abbau organischer Substanzen diskutiert (Zak et al. 2008, siehe auch Kap. 3.3). Zusätzlich wirkt sich vermutlich die Besiedlung der wiedervernässten Moore mit unterschiedlichen Pflanzengesellschaften auf die P-Dynamik aus (vgl. Kap. 8.2). Zusammenfassend sind die Prozesse, die die P-Dynamik in wiedervernässten Mooren steuern, in Abb. 7.7.1 dargestellt. Bislang gibt es aber nur wenige quantitative Daten zu den Einzelprozessen, so dass P-Bilanzen gegenwärtig nicht möglich sind. Daher ist es Ziel der vorliegenden Untersuchungen, auf der Basis von Laborexperimenten und Freilandmessungen Zusammenhänge zwischen relativ einfach bestimmbareren Torfeigenschaften (z.B. P-

und Fe-Bindungsformen), P-Freisetzungsraten und P- und Fe-Konzentrationen im Moorporenwasser herzustellen. Sie sollten als Grundlage für eine Risikobewertung zu P-Austrägen in angrenzende Gewässer als Folge einer Wiedervernässung dienen.

**7.7.2 Bestimmung von Stofffreisetzungsraten in intakten Torfkernen**

Die Bestimmung der Freisetzungsraten für Phosphat erfolgte unter kontrollierten Laborbedingungen in ungestörten Torfkernen (Abb. 7.7.2). Mit zusätzlichen Messungen der Freisetzungsraten weiterer gelöster und gasförmiger Stoffe (Fe, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, CO<sub>2</sub> und CH<sub>4</sub>) sollten ergänzende Informationen zu den potenziell P-freisetzenden Prozessen wie z.B. die Eisenreduktion gewonnen werden (vgl. Kap. 3.3). Dazu wurden jeweils drei

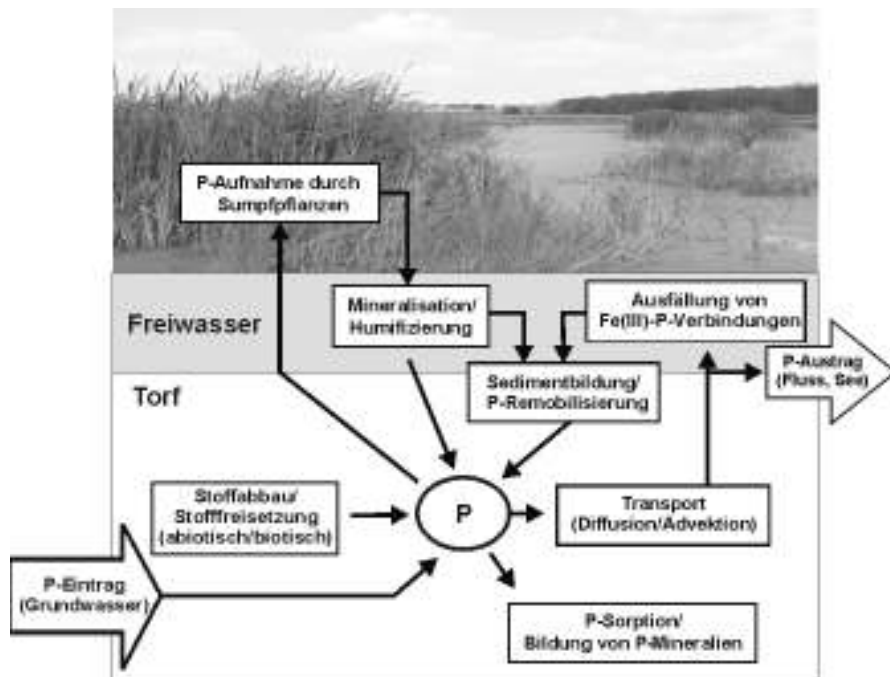


Abb. 7.7.1 Schematische Darstellung der Prozesse, die die P-Dynamik in wiedervernässten, überstauten Mooren steuern.

Tab. 7.7.1 Ausgewählte Torfeigenschaften der inkubierten Torfe (5-20 cm) wiedervernässter und naturnaher Moore (Pt und Fet: Gesamt P- und Fe-Gehalte, PBD und FeBD: reduktiv-lösliche P- und Fe-Gehalte) (Mediane, n = 3). Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen (Kruskal-Wallis-Test gefolgt von Dunn's post-hoc Test) (siehe Mediane mit Standardfehler SF).

Probenahmestellen	TRD [g dm <sup>-3</sup> ]	P <sub>t</sub> -----[g dm <sup>-3</sup> ]-----	Fe <sub>t</sub>	P <sub>BD</sub>	Fe <sub>BD</sub>	Fe/P	Fe <sub>BD</sub> /P <sub>BD</sub>	C/P (molar)	C/N (molar)
<i>I) stark zersetzte Torfe</i>									
Wendewies. N	293	0,48	6,25	84	1688	8	12	645	14
Wendewies. S	444	0,40	4,31	42	610	7	8	326	13
Zarnekow	392	0,53	9,06	83	2303	10	17	754	14
Menzlin	298	0,60	4,26	117	942	4	5	487	14
Ziethen O	325	1,03	26,60	104	2151	19	14	172	16
Ziethen W	332	0,91	18,62	111	2034	11	12	244	15
Beestland	255	0,48	5,18	60	1003	6	13	475	14
Jargelin	526	0,72	13,88	123	2714	12	13	552	16
Lychen I*	486	0,21	3,58	16	264	14	11	511	15
<b>Median (± SF) (n = 33)</b>	<b>354<sup>a</sup> (± 27)</b>	<b>0,49<sup>a</sup> (± 0,03)</b>	<b>6,22<sup>a</sup> (± 0,15)</b>	<b>81<sup>a</sup> (± 11)</b>	<b>1003<sup>a</sup> (± 298)</b>	<b>11<sup>a</sup> (± 1)</b>	<b>12<sup>a</sup> (± 1)</b>	<b>503<sup>a</sup> (± 22)</b>	<b>15<sup>a</sup> (± 0,4)</b>
<i>II) mittel zersetzte Torfe</i>									
Lychen II*	74	0,04	0,46	1	10	6	8	2021	19
Töpchin	104	0,16	1,09	6	70	4	7	339	16
Triebsee**	134	0,15	0,47	3	4	2	1	845	19
Fuchskuhle	89	0,04	0,12	5	11	2	2	2607	47
<b>Median (± SF) (n = 18)</b>	<b>91<sup>b</sup> (± 7)</b>	<b>0,05<sup>b</sup> (± 0,02)</b>	<b>0,46<sup>b</sup> (± 0,15)</b>	<b>4<sup>b</sup> (± 1)</b>	<b>11<sup>b</sup> (± 5)</b>	<b>4<sup>b</sup> (± 1)</b>	<b>6<sup>a</sup> (± 2)</b>	<b>1981<sup>b</sup> (± 344)</b>	<b>19<sup>b</sup> (± 1)</b>
<i>III) schwach zersetzte Torfe</i>									
Gützkow	118	0,11	0,52	2	2	3	1	1076	20
Rzecin	61	0,04	0,13	1	5	2	4	1805	30
Zolwia Błoc	56	0,02	0,09	3	4	2	1	2807	95
Rosizka	71	0,03	0,04	3	4	1	1	2942	51
<b>Median (± SF) (n = 12)</b>	<b>67<sup>b</sup> (± 5)</b>	<b>0,04<sup>b</sup> (± 0,01)</b>	<b>0,10<sup>b</sup> (± 0,03)</b>	<b>2<sup>b</sup> (± 0,6)</b>	<b>4<sup>b</sup> (± 0,8)</b>	<b>2<sup>b</sup> (± 0,2)</b>	<b>1<sup>b</sup> (± 0,3)</b>	<b>1831<sup>b</sup> (± 484)</b>	<b>32<sup>b</sup> (± 9)</b>

\*Daten aus Meyer (2008), \*\*Torfkern aus einem hydrologisch stärker gestörten Bereich des Moores, das ansonsten überwiegend schwach zersetzte Torfe an der Mooroberfläche aufweist (siehe Kap. 4.1).

bis neun Kerne (Durchmesser: 13,4 cm, Länge: 20 cm) aus der oberen Bodenschicht mit stark, mittel und schwach zersetzten Torfen von wiedervernässten und naturnahen Mooren gewonnen. Die Probenahmestellen mit ausgewählten Bodeneigenschaften der Torfkern sind in Tab. 7.7.1 zusammengestellt.

Die Entnahme der Kerne erfolgte immer in unmittelbarer Nähe der Probenahmestellen für die Dialysesammler, um später überprüfen zu können, ob ein Zusammen-

hang zwischen den Stoffkonzentrationen im Freiland und den Stofffreisetzungsraten im Labormaßstab besteht. Dazu wurde ein Plexiglasrohr mit scharfer Unterkante in den Boden getrieben, um bei der Entnahme der Torfkern eine Kompaktierung der Torfe weitgehend zu vermeiden. Die oberen ca. 5 cm der Torfkern wurden entfernt, um den Einfluss von frischem Pflanzenmaterial bei der Bestimmung von Stofffreisetzungsraten vernachlässigen zu können. Allerdings enthielten die so gewonnenen Kerne zum Zeitpunkt der Probenahme





Abb. 7.7.2 Entnahme von intakten Torfkernen (links) und Inkubationsgefäß mit Kern und integriertem Dialysesammler für die Bestimmung von Stofffreisetzungsraten (rechts).

noch frisch abgeschnittene Pflanzenwurzeln. In die Torfkern wurden miniaturisierte Dialysesammler eingebracht, die die Aufnahme von vertikalen Konzentrationsprofilen mit einer räumlichen Auflösung von 1 cm erlauben (Abb. 7.7.2). Im Anschluss daran wurden die Torfkern in wasser- und gasdichte PVC-Röhren (Durchmesser 15 cm, Länge 35 cm) überführt (Abb. 7.7.2). Zur Gewährleistung von wassergesättigten anoxischen Bedingungen während der Inkubation wurden alle Kerne mit einer schwach konzentrierten Salzlösung überstaut. Zur Vermeidung von osmotischem Stress wurde anstelle von deionisiertem Wasser ca. 1 L 3,4 mM NaCl mit einer elektrischen Leitfähigkeit von ca. 400  $\mu\text{S}/\text{cm}$  verwendet. Die ursprünglich angestrebte Nutzung von Standortwasser war wegen des Fehlens von Oberflächenwasser in einigen Mooren nicht möglich. Die Gefäße wurden verschlossen und über Schlauchanschlüsse in den Deckeln an eine Gasdurchflussmessanlage angeschlossen (Abb. 7.7.3). Die Inkubation der Torfkern erfolgte abgedunkelt bei einer konstanten Temperatur von 18°C in einer Klimakammer über einen Zeitraum von drei Wochen.

Danach wurden die Dialysesammler (Einzelkammeruntersuchung) beprobt. Die Porenwasserproben wurden mittels Pipetten entnommen und direkt in die Messgefäße überführt, konserviert und die gelösten Stoffe stets am gleichen Tag analysiert (siehe Kap. 5.1). Die Bestimmung der Freisetzungsraten für P, Fe und  $\text{NH}_4^+$  erfolgte mit dem Computerprogramm Profile V1 anhand der vertikalen Konzentrationsprofile der gelösten Stoffe (Berg et al. 1998). Das Programm ermöglicht einerseits die Berechnung von Nettofreisetzungsraten bzw. Nettoumsatzraten in den Torfen und andererseits die Bestimmung von Bruttofluxraten an der Oberfläche der Torfe in den Wasserüberstand. Als Berechnungsgrundlage nutzt das Programm das erste Fick'sche Diffusionsgesetz (Gleichung 7.7.1). Die notwendigen Voraussetzungen für stationäre hydrologische und thermodynamische Bedingungen waren durch die Versuchsbedingungen gegeben. Die Diffusionskonstanten der gelösten Stoffe in Abhängigkeit definierter Randbedingungen (18°C, pH~7) wurden der Literatur entnommen (Li & Gregory 1974).

$$J_i = \varphi/\theta^2 \times D_i \times dc_i/dz \quad (\text{Gl. 7.7.1})$$

$J_i$ : Diffusionsflux des Ions [ $\mu\text{mol}/\text{cm}^2 \text{ s}^1$ ]

$\varphi$ : Porosität [dimensionslos] (Gleichung 7.7.2)

$\theta$ : Tortuosität [dimensionslos] (Gleichung 7.7.3, nach Boudreau 1996)

$D_i$ : molekularer Diffusionskoeffizient des Ions i [ $\text{cm}^2/\text{s}$ ]

$$\varphi = w/\rho_{\text{Was}} \times 1/(w/\rho_{\text{Was}} + (1-w)/\rho_{\text{trTorf}}) \quad (\text{Gl. 7.7.2})$$

$\rho_{\text{Was}}$ : Dichte von Wasser bei entsprechender Temperatur [ $\text{g}/\text{cm}^3$ ]

$w$ : Wassergehalt [Masse-%/100]

$\rho_{\text{trTorf}}$ : Reindichte des trockenen Torfes [ $\text{g}/\text{cm}^3$ ] (Gleichung 7.7.4)

$$\theta = (1 - \ln(\varphi))0,5 \quad (\text{Gl. 7.7.3})$$

$$\rho_{\text{trTorf}} = 1/(g/\rho_{\text{org}} + (1-g)/\rho_{\text{miner}}) \quad (\text{Gl. 7.7.4})$$

$\rho_{\text{trTorf}}$ : Dichte des trockenen Torfes [ $\text{g}/\text{cm}^3$ ]

$g$ : Glühverlust [Masse-%/100]

$\rho_{\text{org}}$ : Dichte des organischen Materials ( $\sim 1,4 \text{ g}/\text{cm}^3$ )

$\rho_{\text{miner}}$ : Dichte der mineralischen Bestandteile ( $\sim 2,7 \text{ g}/\text{cm}^3$ )

Die P-Nettofluxraten an der Torf-Wasser-Grenzfläche der Torfkern wurden unter Berücksichtigung der Bruttofluxraten und der Höhe des sauerstoffinduzierten P-Rückhaltes an der experimentellen Mooroberfläche (siehe Kap. 7.2.2) nach folgender Formel berechnet (Gleichung 7.7.5).

$$\text{Net P flux} = (1 - (C_{\text{SRPanoxic}} - C_{\text{SRPoxic}}) \times 1/C_{\text{SRPanoxic}}) \times \text{Brutto-P-Flux} \quad (\text{Gl. 7.7.5})$$

$C_{\text{SRPanoxic}}$ : SRP-Konzentration [ $\text{mg}/\text{L}$ ] im anoxischen Porenwasser

$C_{\text{SRPoxic}}$ : SRP-Konzentration [ $\text{mg}/\text{L}$ ] im Porenwasser nach Einstellung oxidischer Gleichgewichtsbedingungen (siehe Kap. 7.2)

Brutto-P-Flux: P-Flux an der Torfoberfläche berechnet mit Profile V1 (Berg et al. 1998)

Die Freisetzungsraten für  $\text{CO}_2$  und  $\text{CH}_4$  (= Emissionsraten), als Reaktionsprodukte der sequentiell ablaufenden Redoxprozesse (siehe Kap. 3.3) wurden im ZALF

Müncheberg mit einem speziell für einen solchen Anwendungsfall entwickelten dynamischen Gasmesssystem erfasst (Abb. 7.7.3).

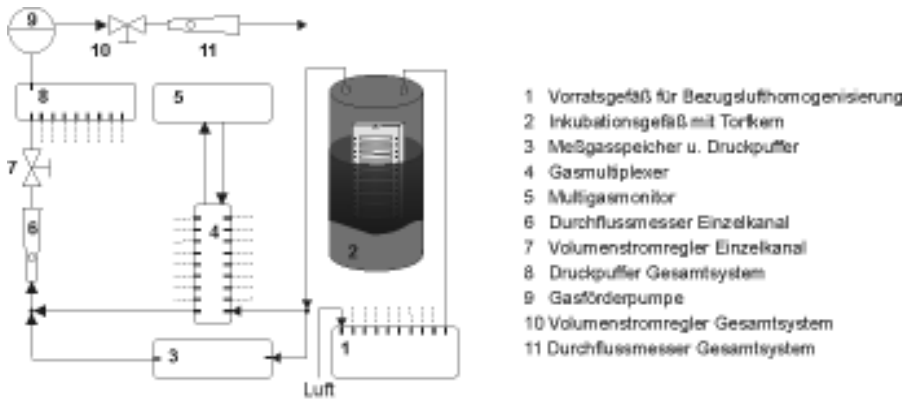


Abb. 7.7.3 Aufbau des Gaswechsellageapparates zur Ermittlung der Spurengasemission aus inkubierten Torfkernen („offenes System“, verändert nach Augustin et al. 1995).

Eine ähnliche Versuchsanlage ist detailliert bei Augustin et al. (1995) beschrieben. Die Anlage arbeitet nach dem Prinzip eines offenen Gasmesssystems, d.h., der Messraum („Headspace“ der Inkubationsgefäße) wird ständig von Gas durchströmt. Ein konstanter Luftstrom ( $0,006 \text{ m}^3/\text{h}$ ) wurde mittels Durchflussmesser kontrolliert und durch Volumenstromregler reguliert. Das System umfasste acht Gaskanäle (sechs Kanäle für Gefäßausgangsluft, einen Kanal für Gefäßeingangsluft und einen Kanal für Prüfgas). Die Konzentration der zu analysierenden Gase wurde sowohl am Gefäßeingang als auch am Gefäßausgang bestimmt. Die Messung der Gaskonzentrationen erfolgte mittels eines automatisierten gaschromatographischen Systems mit Infrarotdetektor

( $\text{CO}_2$ -Messung) und Flammenionisationsdetektor ( $\text{CH}_4$ -Messung) (photoakustisches Prinzip, Firma INOVA). Die Messungen erfolgten kontinuierlich über den gesamten Inkubationszeitraum (ca. 160 Messwerte pro Tag und Kern). Das Ansteigen der berechneten Gasfreisetzungsraten zu Versuchbeginn kann durch Störungen des Gasgleichgewichtes bei der Entnahme der Torfkern, beim Proben transport und durch die Etablierung eines neuen Gleichgewichtes unter Versuchsbedingungen erklärt werden. Dieser Zusammenhang wird beispielhaft in Abb. 7.7.4 gezeigt, weshalb für die in Abb. 7.7.5 dargestellten Ergebnisse für alle Torfkern nur die Emissionsraten der dritten Woche verwendet wurden.

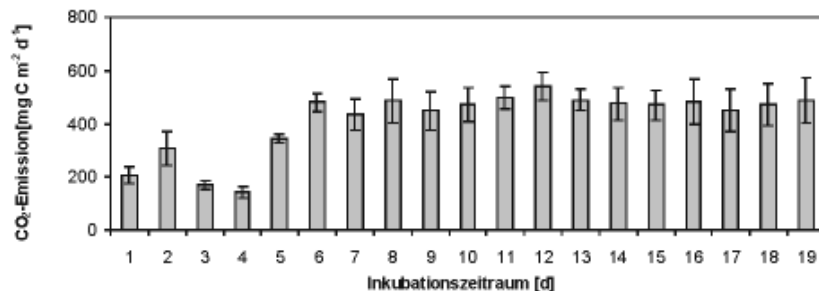


Abb. 7.7.4 Tagesmittelwerte der  $\text{CO}_2$ -Emissionsraten über den Inkubationszeitraum von 19 Tagen am Beispiel der Torfkern von Zarnekow (Mittelwerte  $\pm$  Standardfehler,  $n = 3$ ).

Die Emissionsraten für  $\text{CO}_2$  und  $\text{CH}_4$  ergeben sich aus der Differenz der Gaskonzentrationen zwischen Gefäßausgang und -eingang unter Bezugnahme auf den Volumenstrom und auf die Oberfläche der Torfkern nach folgender Formel (Gleichung 7.7.6):

$$\text{Emissionsraten}_{\text{CO}_2, \text{CH}_4} = M_{\text{CO}_2, \text{CH}_4} \times p / RT \times v / A \times \Delta c_{\text{CO}_2, \text{CH}_4} \quad (\text{Gl. 7.7.6})$$

$M_{\text{CO}_2, \text{CH}_4}$ : Molmasse von Kohlendioxid bzw. Methan (44 g/mol bzw. 16 g/mol)

$p$ : Partialdruck der Luft [Pa]

$R$ : Gaskonstante [ $\text{m}^3 \text{ Pa K}^{-1} \text{ mol}^{-1}$ ]

$T$ : Temperatur [K]

$v$ : Volumenstrom [ $\text{m}^3/\text{h}$ ]

$A$ : Oberfläche der Torfkern [ $\text{m}^2$ ]

### 7.7.3 Steuergrößen der moorinternen P-Mobilisierung und des P-Austrages

#### Torfeigenschaften

Die Torfmineralisierung während der Trockenlegung und landwirtschaftlichen Nutzung der Moore hat zu signifikanten Veränderungen der Torfeigenschaften geführt. Organischer Kohlenstoff wird durch die Mineralisierung zu Kohlendioxid umgewandelt. Organisch gebundene Nährstoffe werden gleichzeitig in anorganische Bindungsformen überführt und in den Torfen angereichert (vgl. Kap. 7.4). Diese Prozesse erklären die deutlich geringeren molaren C/P- und C/N-Verhältnisse in den stark zersetzten Torfen der wiedervernässten Moore im Vergleich zu den schwach zersetzten Torfen der naturnahen Moore (siehe Tab. 7.7.1). Gleichzeitig kommt es durch die Torfmineralisierung zu Schrumpfung- und Sackungsprozessen, die die signifikante Zunahme der Trockenrohddichte verursachen (Aldous et al. 2005, Tiemeyer et al. 2007). Das bei der Mineralisierung freigesetzte Phosphat wird an Fe(III)-Hydroxide/Oxidhydrate gebunden. Aus der Summe dieser Prozesse resultieren die sehr hohen Gehalte an Gesamt-Eisen, Gesamt-Phosphor und redoxempfindlichen Fe(III)-P-Verbindungen (BD-Fe und BD-P) in den stark zer-

setzten Torfen. Diese liegen teilweise um den Faktor 100 oberhalb der Gehalte in den schwach zersetzten Torfen. Bezüglich dieser Torfeigenschaften unterscheiden sich die mittel zersetzten Torfe nur unwesentlich von den schwach zersetzten Torfen. Die geringfügig höheren Gesamt-P- und Gesamt-Fe-Gehalte und Gehalte an redoxempfindlich gebundenem Eisen und Phosphor resultieren vermutlich aus der beginnenden Torfmineralisierung. Diese Unterschiede waren jedoch nicht signifikant.

#### P-Mobilisierung

Die im Labormaßstab ermittelten P-Mobilisierungsraten (P-Nettoreisetzung vom Torf ins Porenwasser und die P-Fluxe an der Mooroberfläche) der inkubierten Torfkern sind für alle Standorte in der Tab. 7.7.2 aufgeführt. Zusammengefasste Fe- und  $\text{NH}_4^+$ -Nettoreisetzungsraten sowie die Netto-Emissionsraten für  $\text{CO}_2$  und Methan ( $\text{CH}_4$ ) werden in Abb. 7.7.5 für stark, mittel und schwach zersetzte Torfe dargestellt. Die Höhe der ermittelten P-Nettoreisetzungsraten setzt sich aus der Bruttofreisetzung in den Torfkern, die ein Vielfaches der Nettoraten betragen kann, und verschiedenen gleichzeitig ablaufenden Prozessen des P-Rückhaltes zusammen. Dazu gehören die P-Festlegung an freien Bindungsplätzen

von Eisen(III)- und Aluminiumhydroxiden, mikrobielle P-Aufnahme und/oder die Ausfällung von P-haltigen Mineralien (z.B. Lijklema 1980, Bridgham et al. 1998, Jensen et al. 1999). Auch beim CO<sub>2</sub> treten unterschiedliche Nebenreaktionen auf, die zur Reduzierung der Emissionsraten beitragen, wie z.B. eine starke CO<sub>2</sub>-Anreicherung im Porenwasser weit über die Sättigungsgrenze hinaus, die Auflösung von Kalk oder wie beim P eine Ausfällung von Mineralen wie Siderit (FeCO<sub>3</sub>) (St. Lois et al. 2003, Steinmann & Shotyk 1997). Trotz der fehlenden

Kenntnis der quantitativen Bedeutung dieser gegenläufigen Prozesse ließen sich aus den Ergebnissen verallgemeinerungsfähige Aussagen und Zusammenhänge ableiten.

Hohe P-Freisetzungsraten traten ausschließlich in Torfkernen mit stark zersetzten Torfen auf. Die gemittelten Werte unterschieden sich signifikant von denen der mittel- und schwach zersetzten Torfe, die untereinander keine Unterschiede aufwiesen (Tab. 7.7.2). Diese Beobachtung stimmt gut mit Resultaten der Wiedervernässungs-

experimente mit Torfen aus unterschiedlichen Bodentiefen des Polders Zarnekow (siehe Kap. 7.4) überein. Die ebenfalls signifikant höhere Nettofreisetzung von Eisen und Ammonium sind ein weiterer Hinweis für erhöhte mikrobielle Stoffumsetzungen in den Kernen mit stark zersetzten Torfen im Vergleich zu den mittel und schwach zersetzten Torfen (Abb. 7.7.5). Deutlich geringere C/P- und C/N-Verhältnisse in den stark zersetzten Torfen, das erhöhte Angebot an reduzierbaren Fe(III)-Verbindungen (Tab. 7.7.1) sowie das Fehlen von mikrobiellen Hemmstoffen (siehe Kap. 7.6) begünstigen den mikrobiellen Abbau organischer Substanz und gleichzeitig die Freisetzung von P ins Porenwasser der stark zersetzten Torfe (Canfield et al. 1993, Qualls & Richardson 2000, Chapin et al. 2003, Bridgham & Richardson 2003, Zak & Gelbrecht 2007). Die Ergebnisse der CH<sub>4</sub>- und CO<sub>2</sub>-Emissionsraten zeigen dagegen keine deutlichen Un-

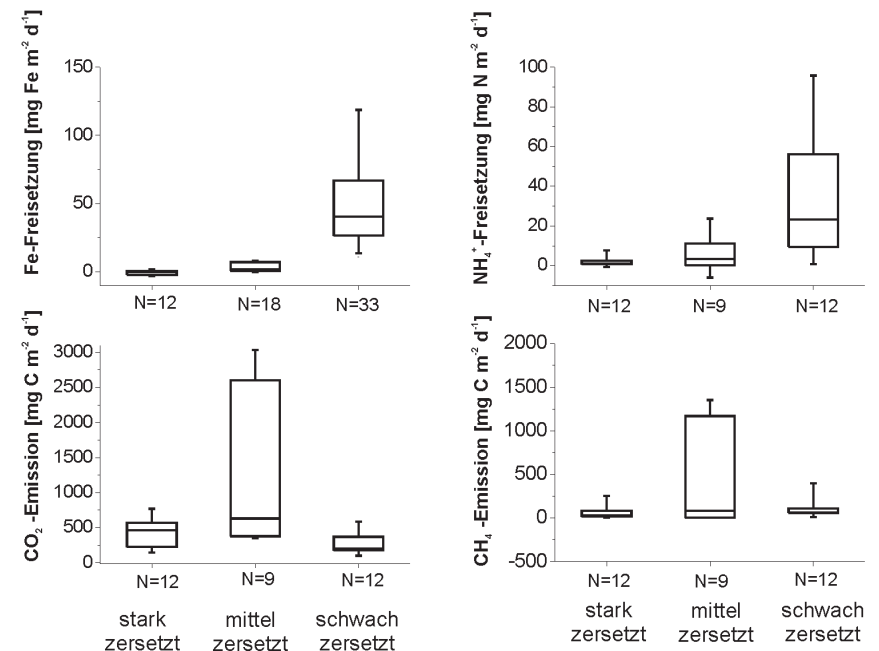
terschiede zwischen den unterschiedlich zersetzten Torfen (Abb. 7.7.5). Eine Ursache dürfte der mikrobielle Abbau von frischer Biomasse aus den abgeschnittenen Pflanzenwurzeln sein.

Neben den signifikanten Unterschieden bei der Höhe der P-Freisetzungsraten zwischen den unterschiedlich zersetzten Torfen gab es jedoch innerhalb der stark zersetzten Torfe eine hohe Schwankungsbreite. So lag die mittlere P-Nettofreisetzung in den Torfkernen von Ziethen Ost bei 0,8 mg P/m<sup>2</sup> d, in denen von Menzlin dagegen etwa 50fach höher (Tab. 7.7.2). Diese Unterschiede werden durch die unterschiedlichen Stoffzusammensetzungen in den stark zersetzten Torfen hervorgerufen (siehe Tab. 7.7.1). So besteht ein hoher signifikanter Zusammenhang zum BD-P-Gehalt der Torfe (p < 0,01). Mit zunehmenden Gehalten an reduktiv löslichem P in den stark zer-

**Tab. 7.7.2** P-Nettofreisetzungsraten in den obersten 10 cm der inkubierten Torfkern [berechnet mit Profile V<sub>1</sub> nach Berg et al. (1998)], molare Fe/P-Verhältnisse im Porenwasser aus Freilandproben (0-60 cm, siehe Kap. 7.1), sauerstoffinduzierter P-Rückhalt an der Mooroberfläche (siehe Kap. 7.2.2) und daraus resultierende Netto-P-Fluxe an der Mooroberfläche (siehe Gleichung 7.7.5). Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen (Kruskal-Wallis-Test gefolgt von Dunn's post-hoc Test) (siehe Mediane mit Standardfehler SF).

Probenahmestellen	Netto-P-Freisetzungs* [mg P m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> ]	Fe/P im Porenwasser	P-Rückhalt** [%]	Netto-P-Flux* [mg P m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> ]
<i>Moore mit stark zersetzten Torfen</i>				
Wendewiesen Nord	10,8	8,1	99,4	0,1
Wendewiesen Süd	3,1	1,6	80,3	1,6
Zarnekow	6,3	31,9	99,5	0,0
Menzlin	39,9	0,8	73,2	11,2
Ziethen Ost	0,8	51,0	98,4	0,0
Ziethen West	1,7	24,3	99,2	0,0
Beestland	9,4	10,0	98,6	0,2
Jargelin	4,6	17,8	99,6	0,0
lychen I*	1,2	11,8	99,5	0,0
<b>Median</b> (± SF) (n = 33)	<b>3,0<sup>a</sup></b> (± 1,3)	<b>11,8<sup>a</sup></b> (± 2,3)	<b>99,1<sup>a</sup></b> (± 0,5)	<b>0,1<sup>a</sup></b> (± 0,0)
<i>Moore mit mittel zersetzten Torfen</i>				
lychen II*	0,1	7,4	50,0	0,0
Töpchin	0,7	2,1	40,1	2,2
Triebsee**	0,2	0,6	0,1	0,2
Fuchskuhle	0,4	1,4	34,7	0,4
<b>Median</b> (± SF) (n = 18)	<b>0,3<sup>b</sup></b> (± 0,1)	<b>2,9<sup>ab</sup></b> (± 1,6)	<b>29,8<sup>b</sup></b> (± 13,6)	<b>0,2<sup>a</sup></b> (± 0,1)
<i>Moore mit schwach zersetzten Torfen</i>				
Gützkow Südwest	-0,1	0,8	48,5	-0,1
Rzecin	0,3	2,0	86,7	0,0
Żolwia Błoc	0,1	2,8	31,4	0,3
Rosizska	0,6	12,7	0,0	0,6
<b>Median</b> (± SF) (n = 12)	<b>0,2<sup>b</sup></b> (± 0,1)	<b>3,2<sup>b</sup></b> (± 1,0)	<b>40,0<sup>b</sup></b> (± 22,7)	<b>0,1<sup>a</sup></b> (± 0,1)

\*Daten aus Meyer (2008), \*\*Torfkern aus einem hydrologisch stärker gestörten Bereich des Moores, das ansonsten überwiegend schwach zersetzte Torfe an der Mooroberfläche aufweist (siehe Kap. 4.1).



**Abb. 7.7.5** Stofffreisetzungsraten in Torfkernen mit unterschiedlich zersetzten Torfen.

setzten Torfen traten gleichzeitig erhöhte P-Freisetzungsraten auf (Tab. 7.7.3). Diese Beobachtung deckte sich mit den Erkenntnissen anderer Arbeiten, dass Redoxprozesse, insbesondere die Eisenreduktion, eine wesentliche Rolle bei der P-Freisetzung in Mooren spielen (Lamers et al. 2002b, Aldous et al. 2005, Shenker et al. 2005). Dieser allgemein akzeptierte Zusammenhang wurde durch die hohen Eisenreduktionsraten in den stark zersetzten Torfen unterstützt (Abb. 7.7.5). Dennoch zeigte sich innerhalb der stark zersetzten Torfe kein signifikanter Zusammenhang zwischen den Eisenreduktionsraten und der P-Freisetzung (Tab. 7.7.3). Eine Erklärung ist die zusätzliche Freisetzung von P aus dem hydrolytischen Abbau organischer Substanz (Robinson et al. 1998, Turner et al. 2003). Etwa 50 % des Gesamt-Phosphors in den stark zersetzten Torfen lagen als organisch gebundener P vor (vgl. Kap. 7.3). Unter Berücksichtigung der Gesamtkohlenstoffemission ( $\text{CO}_2 + \text{CH}_4$ ) und der C/P-Verhältnisse in der

organischen Substanz ließen sich etwa 15% der Netto-P-Freisetzung durch den organisch gebundenen P im Fall von Zarnekow erklären (C-Emission 540 mg C/m<sup>2</sup> d, molares C/P-Verhältnis 1500). Vermutlich liegen diese Werte sogar noch deutlich höher (z.B. Koerselman et al. 1993, Bridgham & Richardson 2003). Die Ursache dafür sind die oben bereits angesprochenen Prozesse, die zum Rückhalt von P und C im Porenwasser der Torfe beitragen. Insgesamt wird dadurch verständlich, warum zwischen der Netto-P-Freisetzung und der Freisetzung anderer Stoffe wie Fe oder CO<sub>2</sub> als Reaktionsprodukte der P-freisetzenden Prozesse kein signifikanter Zusammenhang bestehen muss (Tab. 7.7.3).

Der Gehalt an „reduktiv-löslichem P“ unterscheidet nicht allein über die Höhe der Netto-P-Freisetzung in den stark zersetzten Torfen. Die hoch signifikante negative Korrelation zwischen der P-Freisetzung und den Fe/P-Verhältnissen in den Torfen

( $p < 0,001$ ) ist ein Beleg für die eingangs getroffene Aussage, dass ein großer Anteil des freigesetzten P durch Sorption an überschüssigen Fe(III)-Bindungsplätzen wieder festgelegt werden kann. Beispiele dafür sind die Torfe aus Ziethen Ost und Ziethen West, die trotz hoher Gehalte an redoxempfindlichen Fe(III)-P-Verbindungen (Tab. 7.7.1) nur eine vergleichsweise niedrige Netto-P-Freisetzung von durchschnittlich 0,8-1,7 mg P/m<sup>2</sup> d aufweisen.

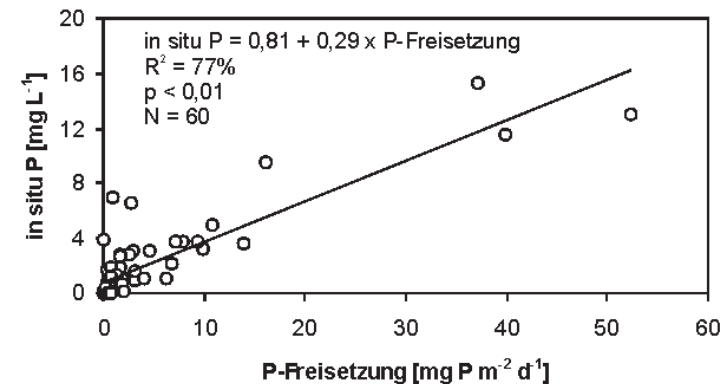
Überraschenderweise bestand zwischen den unter Laborbedingungen ermittelten P-Freisetzungsraten und den im Freiland gemessenen P-Konzentrationen im Moorporenwasser ein signifikanter Zusammenhang ( $R^2 = 77\%$ ,  $p < 0,01$ ,  $n = 63$ ) (Abb. 7.7.6). Die große Variabilität der P-Konzentrationen in den stark degradierten wiedervernässten Mooren lässt sich somit zu einem großen Anteil aus der Höhe der Netto-P-Freisetzung erklären (vgl. Abb. 7.7.1). Die P-Aufnahme durch Sumpfpflanzen (Helophyten) spielte offenbar nur eine untergeordnete Rolle, da die Beprobung in den überstauten Poldern überwiegend an

Stellen erfolgte, an den keine Sumpfpflanzen wuchsen. Schwieriger ist der Einfluss der Hydrologie zu bewerten. So lassen sich die starken Schwankungen der P-Konzentrationen in Zarnekow im Jahresverlauf nur durch stark wechselnde hydrologische Bedingungen erklären (siehe Kap. 7.1.5). Auf der Grundlage der Netto-P-Freisetzungsraten ist es möglich abzuschätzen, wie lange der redoxempfindliche Phosphor in den stark zersetzten Torfen (Kap. 7.3) als P-Quelle wirken kann bzw. über welche Zeiträume mit hohen P-Konzentrationen in den wiedervernässten Mooren gerechnet werden muss. Für den Standort Jargelin soll dies an einem Rechenbeispiel veranschaulicht werden. Allein der an redoxempfindliche Verbindungen gebundene Phosphor (BD-Fraktion) könnte über einen Zeitraum von 40 bis 60 Jahren als P-Quelle wirken (Zak et al. 2008). Diese Abschätzung basiert auf den ermittelten P-Freisetzungsraten von 2-3 mg P/m<sup>2</sup> d und einem BD-P-Gehalt der stark zersetzten Torfschicht von ca. 50 g/m<sup>2</sup> (Dicke der Schicht: 30 cm, Trockenrohichte: ~ 0,5 g/cm<sup>3</sup>, BD-P: 0,3 mg/g Trockenmasse).

**Tab. 7.7.3** Korrelationskoeffizienten (Spearman's) zwischen Netto-P-Freisetzung und verschiedenen Torfeigenschaften sowie zu Nettofreisetzungsraten von Fe und NH<sub>4</sub><sup>+</sup> und Emissionsraten von CO<sub>2</sub> und CH<sub>4</sub>, berechnet für Torfkerne mit stark zersetzten Torfen (Gruppe I) und für alle Torfkerne (Gruppe II) (fettgedruckte Werte = signifikante Abhängigkeit).

	Gruppe I-“stark zersetzte Torfe”			Gruppe II-“alle (stark, mittel und schwach) zersetzten Torfe”		
	Korrelationskoeffizient	Signifikanz	n	Korrelationskoeffizient	Signifikanz	n
	<i>abhängige Variable: Netto-P-Freisetzung</i>					
H <sup>1</sup>				<b>0.719</b>	<b>0.000</b>	63
P <sup>2</sup>	0.168	0.349	33	<b>0.676</b>	<b>0.000</b>	62
Fe <sup>2</sup>	-0.169	0.346	33	<b>0.608</b>	<b>0.000</b>	63
P <sub>BD</sub> <sup>3</sup>	<b>0.455</b>	<b>0.008</b>	33	<b>0.788</b>	<b>0.000</b>	63
Fe <sub>BD</sub> <sup>3</sup>	0.203	0.258	33	<b>0.738</b>	<b>0.000</b>	63
Fe/P <sup>4</sup>	<b>-0.723</b>	<b>0.000</b>	33	<b>0.350</b>	<b>0.005</b>	62
Fe <sub>BD</sub> /P <sub>BD</sub> <sup>4</sup>	-0.255	0.152	33	<b>0.347</b>	<b>0.005</b>	63
C/P <sup>4</sup>	<b>0.358</b>	<b>0.041</b>	33	<b>-0.520</b>	<b>0.000</b>	62
C/N <sup>4</sup>	<b>-0.541</b>	<b>0.001</b>	33	<b>-0.754</b>	<b>0.000</b>	62
Fe-Freisetzung	0.105	0.561	33	<b>0.658</b>	<b>0.000</b>	63
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -Freisetzung	<b>0.797</b>	<b>0.002</b>	12	<b>0.830</b>	<b>0.000</b>	33
CO <sub>2</sub> -Emission	-0.070	0.829	12	-0.251	0.160	33
CH <sub>4</sub> -Emission	0.189	0.557	12	0.260	0.143	33

<sup>1</sup> Torfzersetzungsgrad nach der von Post-Skala (Puustjärvi 1970); <sup>2</sup> P- und Fe-Gehalt der Torfe; <sup>3</sup> reduktiv löslichen P- und Fe-Gehalte; <sup>4</sup> molare Verhältnisse



**Abb. 7.7.6** Zusammenhang zwischen im Labor ermittelten P-Freisetzungsraten und der im Freiland (in situ) gemessenen P-Konzentrationen im Porenwasser (Mischproben aus 0-60 cm Tiefe).



### Abschätzung des P-Austragsrisikos

Vorangegangene Untersuchungen zum P-Rückhalt an der anoxisch/oxischen Phasengrenze zeigten, dass hohe P-Konzentrationen im Moorporenwasser nicht mit einer hohen Belastung angrenzender Gewässer gleichgesetzt werden darf (vgl. Kap. 7.2). In Tab. 7.7.1 sind die Ergebnisse zum redoxwechselbedingten P-Rückhalt für die einzelnen Probenahmestellen der Torfkerne aufgeführt. Sie geben einen Hinweis auf die Höhe des P-Anteils, der an der Mooroberfläche zurückgehalten wird. Auf dieser Grundlage war es möglich, Nettofluxraten für die einzelnen Moore zu berechnen (Gl. 7.7.5). Im Fall der wiedervernässten überstauten Niedermoore handelt es sich dabei um die P-Menge, die in den Wasserüberstand über die Torf-Wassergrenzfläche eingetragen wird (= Nettoflux). Durch den hohen P-Rückhalt an der experimentell nachgestellten Mooroberfläche passiert nur noch ein vergleichsweise geringer Anteil des im Porenwasser mobilisierten P diese Redoxgrenzfläche. In den eisenreichen Untersuchungsgebieten ( $\text{Fe/P-Verhältnis im Porenwasser} > 3$ ) liegen die Nettofluxraten im Bereich der naturnahen Moore bzw. unterschreiten sie sogar (Tab. 7.7.1). Der in Abb. 7.7.7 dargestellte

Zusammenhang zwischen den molaren  $\text{Fe/P-Verhältnissen}$  in den Torfen und im Porenwasser zeigen, dass bei einem hohen Eisenüberschuss in den Torfen ( $\text{Fe/P} > 10$ ) mit für den P-Rückhalt günstigen  $\text{Fe/P-Verhältnissen}$  im Porenwasser zu rechnen ist. Diese Aussage wird durch Erkenntnisse aus der Seenrestaurierung gestützt. Die Zugabe von eisenhaltigen Fällmitteln führt zu einer Eisenanreicherung in den Sedimenten, wodurch einerseits die Bindekapazität in den Sedimenten erhöht wird, und andererseits der resultierende Eisenüberschuss im anoxischen Porenwasser einen erhöhten P-Rückhalt an der Sedimentoberfläche bewirkt (Lijklema 1980, Boström et al. 1988, Jensen et al. 1992, Smolders et al. 2001). Die Oberfläche der Sedimente in Seen bzw. der Torfe in überstauten Mooren funktioniert nur dann als P-Barriere, wenn oxische Bedingungen im Wasserüberstand vorherrschen. In der Wassersäule des Polders Zarnekow trat jedoch wiederholt Sauerstoffmangel auf, was zu einer Aufhebung der Redoxgrenze führte. Damit verbunden war eine P-Freisetzung, die die zeitweilig hohen P-Konzentrationen im Wasserüberstand erklären. In solchen Situationen kann es auch in eisenreichen Mooren zu einem verstärkten P-Austrag in angrenzende Gewässer kommen.

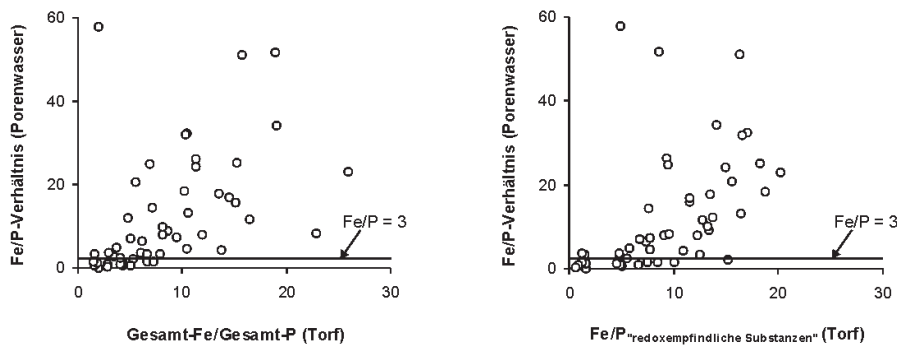


Abb. 7.7.7 Zusammenhang zwischen den molaren  $\text{Fe/P-Verhältnissen}$  in den Torfen (Gesamtgehalte und redoxsensibel gebundene Gehalte) aller untersuchten Moore und im Porenwasser. Liegen die  $\text{Fe/P-Verhältnisse}$  im Torf oberhalb von 10, stellen sich mit hoher Wahrscheinlichkeit unkritische  $\text{Fe/P-Verhältnissen}$  ( $> 3$ ) im Porenwasser ein.

### 7.7.4 Schlussfolgerungen

Der Zersetzungsgrad der Torfe im Oberboden von Mooren erlaubt eine erste Aussage zur Höhe der P-Nettoreisetzungsrate. Werden Moore mit stark zersetzten Torfen in der oberen Bodenschicht wiedervernässt, ist mit sehr hohen P-Nettoreisetzungsrate zu rechnen, die um den Faktor 10 bis 400 oberhalb von naturnahen Mooren liegen. Hohe P-Nettoreisetzungsrate führen zu hohen P-Konzentrationen im anoxischen Porenwasser der Moore. Wichtigster P-Freisetzungsprozess ist in wiedervernässten Niedermooren die reduktive Fe-Auflösung. Weiterhin bestimmen die molaren  $\text{Fe/P-Verhältnisse}$  (sowohl Gesamtgehalte als auch redoxsensibel gebundene Gehalte) in der stark zersetzten Torfschicht die molaren  $\text{Fe/P-Verhältnisse}$  im Porenwasser der Moore. Aus diesen Zusammenhängen lässt sich für eine Risikobewertung des P-Austrages in angrenzende Gewässer folgende „Faustregel“ formulieren: Ein erhöhtes Risiko von P-Austragen liegt nur dann vor, wenn das molare  $\text{Fe/P-Verhältnis}$  der redoxsensibel gebundenen Komponenten (näherungsweise auch der Gesamtgehalte) in der am stärksten zersetzten oberen Bodenschicht  $< 10$  ist. In diesen Fällen ist damit zu rechnen, dass sich im Porenwasser  $\text{Fe/P-Verhältnisse} < 3$  einstellen. Das sind jedoch solche Randbedingungen, unter denen P an der Torf-Wassergrenzfläche überstauter Niedermoore nur noch unvollständig zurückgehalten wird. Je größer der Vorrat an redoxsensibel gebundenem Phosphor in solchen Mooren ist, desto höher ist auch der zu erwartende P-Export in angrenzende Gewässer. Redoxsensibel gebundene Gehalte von Phosphor und Eisen in Torfen lassen sich durch ein sequentielles chemisches Extraktionsverfahren bestimmen (Kap. 7.3).

Aus den Untersuchungsergebnissen lassen sich folgende Handlungsempfehlungen für die Wiedervernäsungspraxis von Mooren ableiten:

- Um weiteren oxidativen Torfabbau zu stoppen und mittelfristig wieder torfbildende Prozesse zu ermöglichen, ist eine vollständige und dauerhafte Wiedervernäsung des gesamten Torfkörpers notwendig. Vielfach ist dieses Ziel nur durch Überstau erreichbar, der jedoch möglichst niedrig ausfallen sollte. Hintergrund für diese Empfehlung ist, dass bei höheren Wasserständen im Wasserkörper temporär anoxische Bedingungen auftreten können. In solchen Fällen wird die P-Barrierefunktion der Mooroberfläche aufgehoben, was zu stark erhöhten P-Konzentrationen im Überstau führen kann. In den meist gepolderten Flächen sollte aus diesen Gründen der Wasseraustausch zu den angrenzenden Gewässern möglichst klein gehalten werden.
- Ist es Ziel einer Wiedervernäsung, möglichst schnell ein Torfwachstum zu regenerieren und gleichzeitig unerwünschte Stofffreisetzungen zu minimieren, sollte vor der Moorbewässerung ein Abtrag der stark zersetzten Torfschicht im Oberboden erfolgen. Aus Sicht des Schutzes angrenzender Gewässer ist das besonders dann notwendig, wenn es sich um eisenärmere stark zersetzte Torfe mit molaren  $\text{Fe/P-Verhältnissen} < 10$  mit einem großen Vorrat an redoxsensibel gebundenem P ( $> 10 \text{ mg P/dm}^3$ ) handelt.

## 8 Vegetationsentwicklung sowie Kohlenstoff- und Nährstoffspeicherung in der pflanzlichen Biomasse wiedervernässter Niedermoore

### Zusammenfassung

Bisher liegen nur Einzelerhebungen für den Vegetationswandel wiedervernässter Moore im Peenetal vor. Für die Ableitung allgemeiner Aussagen hinsichtlich der Entwicklung der Vegetation und ihrer Funktion im Stoffhaushalt sind jedoch flächendeckende Untersuchungen notwendig, die bislang nicht möglich waren. Das gelang in der vorliegenden Arbeit mittels Analyse von Quickbird-Satellitenbildern mit einer Auflösung von 0,6 m. Mit einem semi-automatischen Klassifizierungsverfahren konnten in den wiedervernässten Mooren des Peene- und Trebeltals 12 verschiedene Vegetationseinheiten, darunter die Bestände von 7 Pflanzenarten, qualitativ und hinsichtlich des flächenhaften Vorkommens quantitativ erfasst werden. Zusätzlich erfolgte auf den Untersuchungsflächen eine Biomassebestimmung der dominant auftretenden Pflanzenarten. Die höchste Biomasse wurde für Schilf mit 16,6 t Trockensubstanz pro Hektar gemessen. Für den Breitblättrigen Rohrkolben und Großen Wasserschwaden betrug die oberirdische Biomasse 12,1 und 9,8 t TS/ha. Ufer-Segge und Sumpf-Segge sowie Rohrglanzgras wiesen mit 7,7 bzw. 6,1 und 6,4 t TS/ha eine deutlich niedrigere oberirdische Biomasse auf. Damit speicherten die Helophyten (Sumpfpflanzen) in der oberirdischen Biomasse je nach Pflanzenart zwischen 3-8 t C/ha, 11-29 kg P/ha und 66-191 kg N/ha. Für die Hydrophyten (Wasserpflanzen) betragen die Werte für

die Biomasse zwischen 0,7 und 1,2 t TS/ha mit einer Kohlenstoff- und Nährstoffspeicherung von etwa 0,3-0,4 t C/ha, 5-10 kg P/ha und 15-33 kg N/ha. Mit Hilfe der Analyse von Quickbird-Satellitenbildern ließ sich beispielhaft für den Polder Jargelin (32,5 ha) eine Speicherung von 147 t C und 510 kg P in der Biomasse der dominant auftretenden Helophyten ermitteln.

Setzt man voraus, dass die Helophyten den in der Biomasse gespeicherten Phosphor aus der Bodenlösung aufnehmen, müsste die P-Konzentration im Porenwasser der oberen Torfschicht der wiedervernässten Moore innerhalb eines Jahres rasch sinken, was im Widerspruch zu anderen Ergebnissen (Kap. 7.1) steht. Bezieht man jedoch weitere Untersuchungsergebnisse zu Phosphorfreisetzungsraten (Kap. 7.7) mit ein, werden diese Widersprüche gelöst. Das heißt, dass der innerhalb einer Vegetationsperiode durch mikrobielle Prozesse in den stark zersetzten Torfschichten freigesetzte Phosphor gleich wieder über die Wurzeln von den Sumpfpflanzen aufgenommen und in der frischen Biomasse gespeichert wird. Gegenwärtig ist noch nicht bekannt, welche Anteile des so temporär festgelegten Kohlenstoffs, Phosphors oder Stickstoffs dauerhaft im Torf in Form von abgestorbenen Wurzeln bzw. im neu gebildeten limnischen Sediment akkumuliert werden. Für Gesamt-Stoffbilanzen ist das aber eine notwendige Voraussetzung und bedarf deshalb zukünftiger Untersuchungen.

### 8.1 Satellitenbildgestützte Vegetationsklassifizierung unter besonderer Berücksichtigung dominanter Pflanzenarten

P. Steffenhagen, A. Frick, T. Timmermann & S. Zerbe

Erstmals konnte die Vegetation wiedervernässter Niedermoore in Mecklenburg-Vorpommern großflächig mit Hilfe eines Quickbird-Satellitenbildes (0,6 m Auflösung) analysiert werden. Die Vegetation wurde dabei mit dem von Frick (2006) entwickelten semi-automatischen Klassifizierungsverfahren (Kap. 5.6) verschiedenen Vegetationstypen (Kap. 4.2) zugeordnet. Insgesamt konnten mit diesem Verfahren 12 Vegetationstypen unterschieden werden, darunter die Bestände von 7 Pflanzenarten. Durch Abgleich der Klassifizierungsergebnisse mit terrestrisch gewonnenen Vegetationsaufnahmen konnte für alle untersuchten Pflanzenarten eine durchschnittliche Genauigkeit von 86% erreicht werden. Diese Daten sind eine Grundlage für weitere Anwendungen durch Verknüpfung mit anderen Forschungsergebnissen wie z. B. zur Einschätzung der Stoffspeicherung auf Landschaftsebene (Kap. 8.3). Die aktuelle Vegetation steht nach der Vernässung am Beginn einer Sekundärsukzession und ist somit noch immer einem ständigen Wandel unterworfen. Für diese Initialstadien ist charakteristisch, dass sich nach einer Phase des Absterbens der Grünland-Reliktarten artenarme Dominanzbestände (Fazies) aus wenigen konkurrenzstarken Helophytenarten herausbilden, z. B. aus dem Breitblättrigen Rohrkolben (*Typha latifolia*) (Kap. 4.2). Beispielhaft soll hier die Vegetation der Polder Jargelin und Ziethen betrachtet werden, deren Wiedervernässung 12 bzw. 8 Jahre zurückliegt (Farbtafel 7 Abb. 8.1.1, Farbtafel 8 Abb. 8.1.2).

#### Polder Jargelin

Ausgangsvegetation vor der Wiedervernässung in dem 32,5 ha großen Polder Jargelin

(1995) war ein Rohrglanzgras-Grünland (Tab. 4.2.1). In Farbtafel 7 Abb. 8.1.1 wird die flächenhafte Verteilung der Vegetation im Polder Jargelin im Jahr 2007 dargestellt. Insgesamt konnten mit Hilfe der Analyse der Quickbird-Satellitendaten 11 Vegetationstypen in dieser Untersuchungsfläche unterschieden werden. Zwölf Jahre nach der Vernässung zeigte sich die Vegetation fast ausschließlich durch Röhrichte und Seggenriede bestimmt. Hauptbestandsbildner war Schilf (*Phragmites australis*), welches bereits ein Drittel der Gesamtfläche einnahm (Tab. 8.1.1, Farbtafel 7 Abb. 8.1.1). Den zweitgrößten Anteil nahmen die Röhrichte vom Breitblättrigen Rohrkolben (*Typha latifolia*) mit einer Fläche von ca. 17% ein. Großseggenriede von *Carex acutiformis* und *Carex riparia* waren nur mit einem Flächenanteil von rund 5% vertreten. Die ursprüngliche Ausgangsvegetation (Rohrglanzgras - *Phalaris arundinacea*) wurde auf den nassen Standorten vollständig durch die Röhrichte und Seggenriede verdrängt und nahm nur noch einen Flächenanteil von 16% ein. Zusammen mit den Arten der Flutrasengesellschaften war Rohrglanzgras hauptsächlich auf die trockeneren Randbereiche beschränkt. Von besonderem Interesse ist, dass zwölf Jahre nach der Wiedervernässung die potenziell torfbildende Vegetation wie Schilfröhrichte und Seggenriede auf über einem Drittel der Untersuchungsfläche vorherrschte, was als ein erster Erfolg der Wiedervernässung gewertet werden kann. Im Zentrum des Polders konnte ein Mosaik aus Schnabel-Segge (*Carex rostrata*), Zweizeiliger Segge (*Carex disticha*), Teich-Schachtelhalme (*Equisetum fluviatile*), Sumpf-Vergißmeinnicht (*Myosotis scorpioides*), Wasserschierling (*Cicuta virosa*), Sumpf-Sternmiere (*Stellaria palustris*) und Wasser-Minze (*Mentha aqua-*

Tab. 8.1.1 Flächenanteile der Vegetationstypen im Polder Jargelin und Ziethen im Jahr 2007.

	Vegetationstypen	Jargelin Fläche [ha]	Ziethen Fläche [ha]
potenziell torfbildende Vegetation	Schilf ( <i>Phragmites australis</i> )	11,1	9,2
	Seggen ( <i>Carex spp.</i> )	1,6	1,4
	<b>Summe</b>	<b>12,7</b>	<b>10,6</b>
nicht torfbildende Vegetation	Breitbl. Rohrkolben ( <i>Typha latifolia</i> )	5,6	6,8
	Großer Wasserschwaden ( <i>Glyceria maxima</i> )	2,1	0,0230
	Rohrglanzgras ( <i>Phalaris arundinacea</i> )	5,1	2,6
	Rauh Hornblatt ( <i>Ceratophyllum demersum</i> )	0,0064	0,0171
	Wasserlinsengewächse ( <i>Lemnaceae</i> )	0,3	0,0772
	Flatterbinse ( <i>Juncus effusus</i> )	0,0434	0,1
	Gewönl. Sumpfsimse ( <i>Eleocharis palustris</i> )	0,0	0,2
	Flutrasen	3,8	1,9
	Schwimblattflur	0,0088	0,1
	Gehölz	1,9	2,2
	<b>Summe</b>	<b>18,9</b>	<b>14,0</b>
sonstige Flächenanteile	Wasser	0,5	10,5
	Sonstiges	0,4030	0,1
	<b>Summe insgesamt</b>	<b>32,5</b>	<b>35,2</b>

tica) vorgefunden werden, was bereits auf einen Prozess abnehmender Trophie schließen lässt und zu mesotrophen Verhältnissen überleitet.

### Polder Ziethen

Die Vernässung im Polder Ziethen erfolgte im Jahr 1999. Die Ausgangsvegetation dieses Polders bestand ebenfalls aus Intensivgrünland, in dem Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) einen hohen Anteil einnahm. Noch 8 Jahre nach der Wiedervernässung wurde ca. ein Drittel des Polders von einer offenen Wasserfläche eingenommen, da hier die Niedermoorflächen offensichtlich stark abgesackt waren (Tab. 8.1.1). Auch im Polder Ziethen wurde das Vegetationsbild im Jahr 2007 durch Röhrichte und Seggenriede bestimmt. Dominierende Pflanzenarten waren Schilf (*Phragmites australis*) auf 26 % der Fläche und Breitblättriger Rohrkolben (*Typha latifolia*) auf 19 % der Fläche (Farbtafel 8 Abb. 8.1.2, Tab. 8.1.1). Flutrasen und Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) nahmen einen Flächenanteil von 13 % ein und beschränkten sich

insbesondere auf die höher gelegenen Randbereiche im Osten der Untersuchungsfläche. Die Großseggenriede waren auch in diesem Polder mit einem vergleichbar geringen Flächenanteil von 4 % vertreten, da sie nur sehr vereinzelt in der Ausgangsvegetation vorkamen. Insgesamt nahm jedoch auch in diesem Polder die potenziell torfbildende Vegetation mit 30 % einen erheblichen Flächenanteil ein. Der Vergleich mit Untersuchungen von Timmermann et al. (2006) aus den Jahren 2000 bis 2004 machte deutlich, dass sich insbesondere Schilf (*Phragmites australis*) von den Grabenrändern weiter ausgebreitet hatte und die Bestände des Breitblättrigen Rohrkolbens (*Typha latifolia*) sowie des Rohrglanzgrases (*Phalaris arundinacea*) zurückgedrängt wurden. Gleichzeitig zeigten die Großseggen eine langsame, aber stetige Ausbreitungstendenz. Die sehr große offene Wasserfläche im Westteil des Polders wird vermutlich aufgrund der Windexponiertheit noch längere Zeit erhalten bleiben, da häufiger Wellenschlag die weitere Ausbreitung und Ansiedlung von Röhrichten und Seggenrieden erschwert.

## 8.2 Biomasseproduktion sowie Kohlenstoff- und Nährstoffspeicherung durch Sumpfpflanzen (Helophyten) und Wasserpflanzen (Hydrophyten)

P. Steffenhagen, T. Timmermann, K. Schulz & S. Zerbe

### 8.2.1 Hintergrund

Ein Ziel der Wiedervernässung von Mooren ist die Wiederherstellung ihrer Funktion als Wasser- und Stoffspeicher in der Landschaft (Succow 2001b). Bislang ist unklar, ob und in welchen Zeiträumen sowie unter welchen Standortbedingungen die Stoffumsetzungsprozesse in wiedervernässenden Mooren ein naturnahes Niveau erreichen und damit die angestrebte Senkenfunktion wachsender Moore wiederhergestellt werden kann (Gelbrecht et al. 2006, Meißner et al. 2001).

Biomasseproduktion und Nährstoffgehalt der Pflanzen sind ein wesentliches Kompartiment in der Kohlenstoff- und Nährstoffdynamik von Feuchtgebieten, Mooren und Flachgewässern (Mitsch & Gosselink 1993, Koerselman & Verhoeven 1992, Hoagland et al. 2001, Wetzel 2001). Bisher gibt es nur wenige Studien über die Rolle der lebenden und abgestorbenen pflanzlichen Biomasse für die Stoffumsetzungsprozesse in wiedervernässenden Moorökosystemen (Hartmann 1999, Koppisch et al. 2001). Die neu entstandene Vegetation wird zumeist von nur wenigen Pflanzenarten dominiert wie z.B. Schilf (*Phragmites australis*), Breitblättriger Rohrkolben (*Typha latifolia*), Großer Wasserschwaden (*Glyceria maxima*), Ufersegge (*Carex riparia*), Sumpf-Segge (*Carex acutiformis*) und Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) sowie dem Rauhen Hornblatt (*Ceratophyllum demersum*) und Wasserlinsen (*Lemnaceae*). Die Untersuchung der Biomasseproduktion und Nährstoffgehalte der Hauptbestandbildner der Vegetation gibt nicht nur Hinweise auf die jährlich mögliche Stoffbindung, sondern auch auf mittelfristige Stoffspeicherungen in den

unterirdischen Speicherorganen (*Wurzeln und Rhizome*) und somit auch auf die Senken- bzw. Quellenfunktion der wiedervernässenden Moore.

### 8.2.2 Biomasseproduktion der Helophyten

Die oberirdische Biomasseproduktion der Helophyten lag in einem Bereich von 6,1 – 16,6 t TS/ha mit meist signifikanten Unterschieden zwischen den einzelnen Arten (Abb. 8.2.1). Damit wurden Werte erreicht und zum Teil übertroffen, wie sie für Flusstalmoore mit intensiver Grünlandnutzung (überwiegend *Phalaris arundinacea*-Grünland) vor der Wiedervernässung mit 8,0 – 12,0 t TS/ha Erntebiomasse belegt waren (Luthardt & Kreil 1990, Benke & Isselstein 2001).

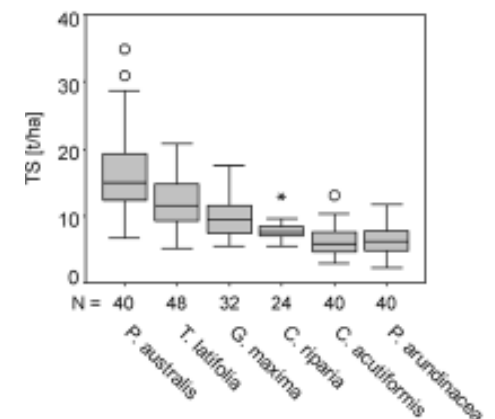


Abb. 8.2.1 Oberirdische Biomasse der untersuchten Helophyten bezogen auf die Moorfläche. Untersuchungsdetails siehe Kap. 5.2 (o = Ausreißer, \* = Extremwerte).

Die in Abb. 8.2.1 zusammengefassten Ergebnisse verdeutlichen die unterschiedlichen Biomasseproduktionen der einzelnen dominanten Arten:

- Besonders hoch war die Biomasseproduktion von *Phragmites australis*, welche mit 12,5 – 23,8 t TS/ha über den Werten der anderen dominanten Pflanzenarten lag. Auch durch andere Autoren wurde für *Phragmites australis* mit maximalen Werten von 20 – 43 t TS/ha eine besonders hohe Produktivität bestätigt (Kühl & Kohl 1992, Coops 1996, Thevs et al. 2007).
- Für *Typha latifolia* und *Glyceria maxima* ließ sich mit durchschnittlich 12,1 t TS/ha bzw. 9,8 t TS/ha ebenfalls ein hohes Produktionsniveau nachweisen. Ähnliche Werte mit 12,9 t TS/ha für *Typha latifolia* und 6,9 – 12,1 für *Glyceria maxima* ermittelten Hejný et al. (1985) für Fischteiche in Tschechien.
- Die beiden Großseggenarten unterschieden sich hinsichtlich ihrer Produktivität nur gering (Abb. 8.2.1). Für *Carex riparia* wurden durchschnittlich 7,7 t TS/ha ermittelt, für *Carex acutiformis* 6,1 t TS/ha. Sehr ähnliche Werte konnten mit 7,3 – 8,5 t TS/ha für *Carex riparia* in der Friedländer Großen Wiese, einem ebenfalls wiedervernässten Niedermoor, nachgewiesen werden (Hartmann 1999).
- *Phalaris arundinacea* (6,5 t TS/ha) und *Carex acutiformis* unterschieden sich nicht signifikant, obwohl *Phalaris* bei intensiver Grünlandnutzung mit 9 – 23 t TS/ha (Schrautzer 2001) deutlich höhere Biomassewerte erreichte. Die besonders im Winterhalbjahr z. T. mit mehr als 30 cm über Flur erhöhten Wasserstände nach der Wiedervernässung ließen für *Phalaris arundinacea* offensichtlich nur suboptimales Wachstum zu.

Zur Bewertung der Dynamik von Kohlenstoff und anderer Nährstoffe der wiedervernässten Moore war neben der oberirdischen Biomasse auch eine quantitative Abschätzung der unterirdischen Biomasseproduktion notwendig. Da entsprechende Ergebnisse aus den Untersuchungsgebieten bisher nicht vorlagen, wurden die wenigen verfügbaren Literaturdaten zum Wurzel-Sprossverhältnis für eine Kalkulation herangezogen (Tab. 8.2.1). Sie weisen einen relativ hohen Schwankungsbereich auf, da die Wurzelmasse (einschließlich der Rhizome) in der Regel äußerst schwer erfassbar ist und das Wurzel-Sprossverhältnis insbesondere von den Standortverhältnissen und dem jeweiligen Entwicklungsstadium beeinflusst wird.

Tab. 8.2.1 Literaturwerte der Wurzel-Sprossverhältnisse dominanter Helophyten (bezogen auf die Trockenmassen).

Pflanzenart	Wurzel-Sprossverhältnis	Quelle
<i>Phragmites australis</i>	0,9 – 2,0	Květ & Husák (1978) und Hartmann (1999)
<i>Typha latifolia</i>	0,4 – 0,6	Květ & Husák (1978)
<i>Glyceria maxima</i>	1,3	Westlake (1966)
<i>Carex spp.</i>	0,3 – 0,9	Bernard et al. (1988)
<i>Phalaris arundinacea</i>	0,3 – 0,7	Kätterer & Andrén (1999)

Unter Verwendung der gemessenen Daten für die oberirdische Biomasse und der Literaturangaben für die Wurzel-Sprossverhältnisse ließen sich die in Tab. 8.2.2 zusammengefassten Schätzwerte für die unterirdische Biomasse und die Gesamtbiomasse berechnen.

Diese Daten zeigten, dass die unterirdische Biomasse einen erheblichen Anteil an der Gesamtbiomasseproduktion hat, welche bei *Phragmites australis* sogar das Doppelte der oberirdischen Biomasse betragen kann. Die Gesamtbiomasse der dominanten Pflanzenarten betrug für alle Arten min-

Tab. 8.2.2 Oberirdische Biomasse (siehe auch Abb. 8.2.1) und aus Wurzel-Sprossverhältnissen (Tab. 8.2.1) abgeleitete Schätzwerte für die unterirdische Biomasse sowie die Gesamtbiomasse dominanter Helophyten in den Untersuchungsgebieten des Peene- und Trebeltals bezogen auf die Moorfläche. Unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede der oberirdischen Helophyten-Biomasse zum maximalen Entwicklungszeitpunkt (einfaktorielle ANOVA, post hoc Games-Howell,  $p < 0,05$ ).

Pflanzenart	Oberirdische Biomasse [t TS/ha]	Unterirdische Biomasse [t TS/ha]	Gesamtbiomasse [t TS/ha]
<i>Phragmites australis</i>	16,6 <sup>a</sup>	15 – 33	32 – 50
<i>Typha latifolia</i>	12,1 <sup>b</sup>	5 – 7	17 – 19
<i>Glyceria maxima</i>	9,8 <sup>c</sup>	13	23
<i>Carex riparia</i>	7,7 <sup>d</sup>	2 – 7,0	10 – 15
<i>Carex acutiformis</i>	6,1 <sup>e</sup>	2 – 6	8 – 12
<i>Phalaris arundinacea</i>	6,5 <sup>e</sup>	2 – 5	9 – 12

destens 8 t TS/ha, wobei *Phragmites australis* mit 32 – 50 t TS/ha deutlich über der Produktivität aller anderen untersuchten Helophyten lag (Tab. 8.2.3). – Die Ergebnisse der Biomassebestimmung stellen wichtige Grundlagen für die Ermittlung der Kohlenstoff- und Nährstoffspeicherung dar.

### 8.2.3 Kohlenstoff- und Nährstoffspeicherung durch Helophyten

Der gemessene Kohlenstoffgehalt lag für fast alle Helophyten bei 46,0 – 46,4 % Kohlenstoff in der Trockensubstanz (= C/TS). Nur für *Glyceria maxima* lagen die Werte mit 44,6 % C/TS etwas niedriger. Vergleichbare Kohlenstoffgehalte in der oberirdischen Biomasse konnten auch Hartmann (1999) und Velty et al. (2004) für *Phragmites australis* nachweisen. Literaturangaben für die Kohlenstoffgehalte in der unterirdischen Biomasse wichen nicht wesentlich von den Werten in der oberirdischen Biomasse ab. So gab Hartmann (1999) für Wurzeln von *Phragmites australis* 45,7 % C/TS bzw. für *Typha latifolia* 44,2 % C/TS an und empfahl für die Berechnung der Kohlenstoffspeicherung in Wurzeln und Rhizomen von Helophyten einen mittleren Wert von 45 % C/TS.

Unter Zugrundelegung der ermittelten Kohlenstoffgehalte für die oberirdische Biomasse und 45 % C/TS für die unterirdische Biomasse ergaben sich die in Tab. 8.2.3

dargestellten Werte für die Kohlenstoffspeicherung in der Trockensubstanz zum Zeitpunkt der maximalen Biomassebildung.

Die Streuung der Werte ist aus Abb. 8.2.2 ersichtlich. Aufgrund der weitgehend identischen Kohlenstoffgehalte in der Trockensubstanz der einzelnen Arten korrelierten die gespeicherten Kohlenstoffmengen aller Helophyten sehr eng mit der Gesamtproduktion von Biomasse. *Phragmites australis* ist daher in der Lage, zwei- bis fünffach höhere Kohlenstoffmengen in der Biomasse festzulegen als die anderen untersuchten Helophyten, wobei *Phalaris arundinacea* aufgrund seiner eingeschränkten Produktivität bei hohen Wasserständen nach der Wiedervernässung sogar noch unter der Kohlenstoffspeicherung der beiden Großseggenarten blieb.

Tab. 8.2.3 Mittlere Kohlenstoffspeicherung in der Biomasse von Helophyten in Bezug auf die Moorfläche (Untersuchungsdetails siehe Kap. 5.2).

Pflanzenart	Kohlenstoffspeicherung [t/ha]			Gesamtbiomasse
	N	Oberirdische Biomasse*	Unterirdische Biomasse**	
<i>Phragmites australis</i>	40	7,7	7 – 15	15 – 23
<i>Typha latifolia</i>	48	5,6	2 – 3	8 – 9
<i>Glyceria maxima</i>	32	4,4	6	10
<i>Carex riparia</i>	24	3,5	1,5 – 3	5 – 7
<i>Carex acutiformis</i>	40	2,8	1 – 3	4 – 6
<i>Phalaris arundinacea</i>	40	3,0	1 – 2,25	4 – 5

\* berechnet aus gemessenem C-Gehalt der Trockenmasse und der ermittelten Gesamtbiomasse pro Fläche  
 \*\* berechnet anhand von Literaturwerten für Spross-Wurzel-Verhältnisse (Tab. 8.2.1)



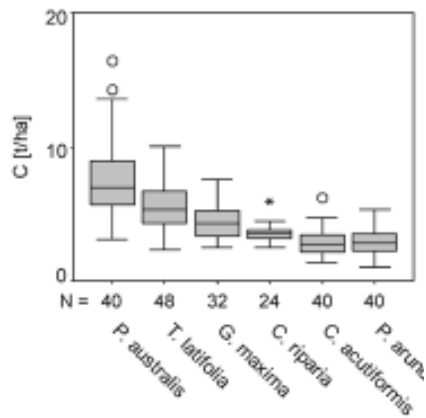


Abb. 8.2.2 Flächenbezogene Kohlenstoffspeicherung in der Biomasse von Helophyten. Untersuchungsdetails siehe Kap. 5.2 (o = Ausreißer, \* = Extremwerte).

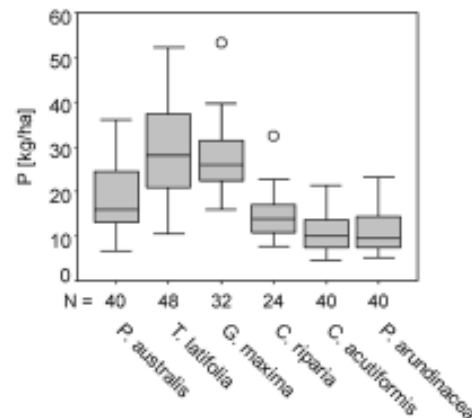


Abb. 8.2.3 Flächenbezogene Phosphorspeicherung in der Biomasse von Helophyten. Untersuchungsdetails siehe Kap. 5.2 (o = Ausreißer).

### Nährstoffe (Phosphor und Stickstoff)

Die Ergebnisse der P- und N-Gehalte in den untersuchten Helophyten sind in Tab. 8.2.4 zusammengefasst. Es ließen sich signifikante Unterschiede für die in der oberirdischen Biomasse eingelagerten Nährstoffmengen und -gehalte zum maximalen Entwicklungszeitpunkt nachweisen.

Detaillierter wird im Folgenden nur die Phosphorspeicherung diskutiert, da Phosphor als limitierender Nährstoff für angrenzende Gewässer eine Schlüsselrolle bei der Eutrophierung zukommt. Auf Basis der in Tab. 8.2.4 angegebenen mittleren P-

Gehalte in der Trockensubstanz und den Ergebnissen der oberirdischen Biomasseermittlung (Tab. 8.2.2) ergab sich, dass je nach Helophyten-Art Phosphormengen von 10,6 bis 28,7 kg/ha Phosphor festgelegt wurden (Abb. 8.2.3), was in etwa den Angaben für intensiv genutztes Niedermoorgrünland mit 23-31 kg/ha P entspricht (Käding 1994).

Die Ergebnisse zeigen für alle untersuchten Sumpfpflanzen einen großen Schwankungsbereich für die P-Speicherung, der überwiegend durch den Schwankungsbereich der jeweils ermittelten Biomasse (Abb. 8.2.1) verursacht wurde.

Tab. 8.2.4 Mittlere Nährstoffgehalte in der pflanzlichen Biomasse und flächenbezogene Nährstoffspeicherung der untersuchten Helophyten. Untersuchungsdetails siehe Kap. 5.2. Unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede (einfaktorielle ANVOVA, post hoc Games-Howell,  $p < 0,05$ ).

Pflanzenart	P [%]	P [kg/ha]	N [%]	N [kg/ha]
<i>Phragmites australis</i>	0,11 <sup>a</sup>	19 <sup>a</sup>	1,1 <sup>a</sup>	191 <sup>a</sup>
<i>Typha latifolia</i>	0,23 <sup>b</sup>	29 <sup>b</sup>	1,6 <sup>b</sup>	187 <sup>a</sup>
<i>Glyceria maxima</i>	0,28 <sup>c</sup>	28 <sup>b</sup>	1,3 <sup>c</sup>	123 <sup>b</sup>
<i>Carex riparia</i>	0,19 <sup>d</sup>	15 <sup>a,c</sup>	1,5 <sup>b,d</sup>	112 <sup>b</sup>
<i>Carex acutiformis</i>	0,17 <sup>d</sup>	11 <sup>c</sup>	1,3 <sup>c</sup>	80 <sup>c</sup>
<i>Phalaris arundinacea</i>	0,18 <sup>d</sup>	12 <sup>c</sup>	1,1 <sup>a,c,d</sup>	66 <sup>c</sup>

### 8.2.4 Biomasseproduktion der Hydrophyten

Erstmalig wurden in dieser Studie auch die Hydrophyten wiedervernässter Moore untersucht, um Aussagen für ihre Bedeutung in der Nährstoffdynamik der Flachwasserbereiche ableiten zu können. Die untersuchten Hydrophyten (Wasserpflanzen) sind Pflanzen, die keine im Boden verankerten Pflanzenorgane besitzen und ihre Nährstoffe vollständig aus dem sie umgebenden Wasser entnehmen. Deshalb werden sie hier getrennt von den Helophyten betrachtet. In den Untersuchungsgebieten traten v. a. *Ceratophyllum demersum*, *Lemna minor* und *Spirodela polyrhiza* dominant auf.

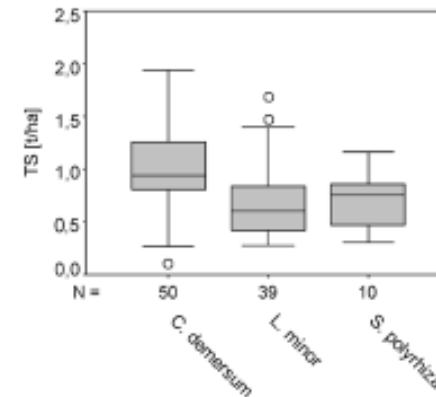


Abb. 8.2.4 Flächenbezogene Biomasseproduktion der untersuchten Hydrophyten. Untersuchungsdetails siehe Kap. 5.2 (o = Ausreißer).

Die Biomasseproduktion von *Ceratophyllum demersum* lag zwischen 0,86 und 1,19 t TS/ha (Abb. 8.2.4). Nikolić et al. (2007) gaben mit 1,06 und 1,45 t TS/ha ähnliche Biomassewerte für den Provala-See in Ungarn an. Hingegen fand Körner (1996) in dem Flösschen Wuhle, welches als Klärwerksableiter fungierte, für *Ceratophyllum demersum* eine maximale Biomasseproduktion von 2,14 t TS/ha. Bei der Untersuchung von

*Ceratophyllum demersum* in Grabensystemen wurden Biomassewerte von 0,15 – 4,12 t TS/ha ermittelt (Küchler 1986). Diese Angaben verdeutlichen, dass die Biomasseproduktion von *Ceratophyllum demersum* große Schwankungen aufweisen kann, die aus saisonalen Veränderungen der Produktivität und durch andere Standortbedingungen (z.B. Nährstoffgehalte des Wassers) verursacht werden können. Das Wachstum von *Ceratophyllum demersum* beginnt meist im April und endet im Oktober. Im August nimmt die Biomasseproduktion schon rapide ab und immergrüne, perennierende Knospen werden ausgebildet (Nikolić et al. 2007, Best 1977, Smart 1980). Insbesondere die Untersuchungen von Nikolić et al. (2007) zeigten, dass während der Vegetationsperiode von *Ceratophyllum demersum* die Biomasseproduktion innerhalb von wenigen Wochen ansteigen oder abnehmen kann. Die maximale Biomasseproduktion wurde von Nikolić et al. (2007) Ende Juni mit 3,63 t TS/ha bestimmt. Innerhalb von zwei Wochen fiel die Biomasse auf nur 0,99 t TS/ha ab. Daher ist es möglich, dass in den eigenen Untersuchungen durch die Ernte Mitte Juli nicht die maximale Biomasseproduktion ermittelt wurde.

Die Werte der Lemnaceen lagen mit 0,67 (*Lemna minor*) und 0,71 t TS/ha (*Spirodela polyrhiza*) deutlich unter der Biomasseproduktion von *Ceratophyllum demersum*. Untereinander wiesen die beiden Lemnaceen kaum Unterschiede in der Produktivität auf. Aufgrund ihrer hohen Wachstumsraten und dem hohen Nährstoffentzugspotenzial werden die Lemnaceen oft gezielt in Abwasserreinigungsanlagen eingesetzt (Van der Steen et al. 1998, Cheng et al. 2002, El-Shafai et al. 2007, Szabó et al. 2000). Für die Lemnaceen werden Verdopplungszeiten der Biomasse von einem Tag bis mehreren Wochen (Landolt 1996, Ozimek 1996, Greenway & Woolley 2001) angegeben. Wird für die Lemnaceen in der Vegetationsperiode eine Turnover-Rate von 14 Tagen

angenommen (Greenway & Wooley 2001) und eine mittlere Biomasseproduktion von 0,65 t TS/ha, so ergibt sich eine Produktionsrate von 4,29 g/m<sup>2</sup> \*d. Diese Werte sind mit den in Abwasserreinigungssystemen gemessenen Biomasseproduktionsraten zwischen 2,7 – 16,4 g/m<sup>2</sup>\*d (Van der Steen et al. 1998, El Shafai et al. 2007) vergleichbar. Deutlich höhere Werte gab Gumbricht (1993) für die Biomasseproduktion für *Lemna spec.* mit 1,35 – 3,5 t TS/ha an. Auch die von Květ & Husák (1978) gefundene Biomasseproduktion für Fischteiche in Tschechien von *Spirodela polyrhiza* mit 1,35 t TS/ha waren deutlich höher als die in den wiedervernässten Mooren festgestellten Produktionswerte.

### 8.2.5 Kohlenstoff- und Nährstoffspeicherung durch Hydrophyten

#### Kohlenstoff

In der Biomasse von *Ceratophyllum demersum* wurden durchschnittlich 0,39 t C/ha zum Erntezeitpunkt festgelegt (Abb. 8.2.5). Der C-Gehalt in der Trockensubstanz betrug

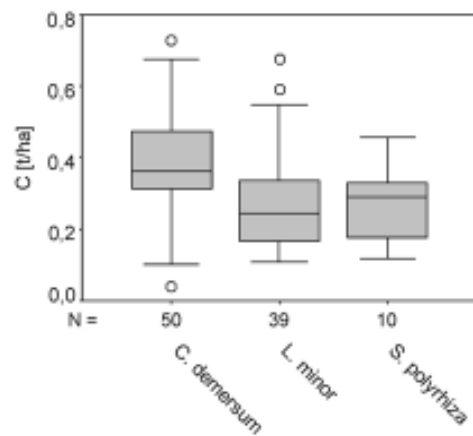


Abb. 8.2.5 Flächenbezogene Kohlenstoffspeicherung durch Hydrophyten. Untersuchungsdetails siehe Kap. 5.2 (o = Ausreißer).

38,3 %, was mit Literaturangaben von 38-39 % sehr gut übereinstimmt (Best 1979). Die für *Lemna minor* und *Spirodela polyrhiza* ermittelte Kohlenstoffspeicherung in der Biomasse lag bei 0,27 t C/ha. Die in *Lemna minor* mit 40,6% gemessenen Kohlenstoffgehalte in der Trockensubstanz lagen dabei höher als die von *Spirodela polyrhiza* mit 38,4%.

#### Nährstoffe (Phosphor und Stickstoff)

Die Hydrophyten *Ceratophyllum demersum*, *Lemna minor*, *Spirodela polyrhiza* können in der Vegetationsperiode bei großer Siedlungsdichte größere Mengen an gelöstem Phosphor der Wassersäule entnehmen und in ihrer Biomasse festlegen. Dabei sind sie wie andere Hydrophyten und einige Algen in der Lage, weit mehr P aufzunehmen, als für ein maximales Wachstum notwendig ist (Reddy & DeBusk 1987). Diese Fähigkeit erklärt den Befund einer positiven Korrelation zwischen dem P-Gehalt in der Biomasse von Wasserpflanzen und den P-Konzentrationen des sie umgebenden Wassers (Körner 1996, Greenway & Wooley 2001, Dierberg et al. 2002, Lombardo & Cook 2003, Pietro et al. 2006, El-Shafai et al. 2007). Der P-Gehalt in der Biomasse von *Ceratophyllum demersum* unterliegt darüber hinaus saisonalen Unterschieden. So wurden die höchsten P-(und N-)Gehalte im Frühjahr, abnehmende im Sommer und wieder zunehmend im Herbst beobachtet (Gerloff & Krumbholz 1966, Best 1977, Körner 1996). Vor diesem Hintergrund sind die in Tab. 8.2.5 zusammengefassten P- und N-Gehalte der untersuchten Hydrophyten und die in der Biomasse pro Fläche gebundenen Nährstoffe (Tab. 8.2.5 und Abb. 8.2.6) auf den überstauten und nährstoffreichen Poldern (siehe Kap. 7.2) zu bewerten.

So lagen die gemessenen durchschnittlichen

Tab. 8.2.5 Mittlere Nährstoffgehalte in der pflanzlichen Biomasse und flächenbezogene Nährstoffspeicherung der untersuchten Hydrophyten. Untersuchungsdetails siehe Kap. 5.2. Unterschiedliche Buchstaben weisen auf signifikante Unterschiede hin (einfaktorielle ANOVA, post hoc Games-Howell,  $p < 0,05$ ).

Art	P [%]	P [kg/ha]	N [%]	N [kg/ha]
<i>Ceratophyllum demersum</i>	0,96 <sup>a</sup>	9,8 <sup>a</sup>	3,2 <sup>a</sup>	33,0 <sup>a</sup>
<i>Lemna minor</i>	0,74 <sup>b</sup>	5,0 <sup>b</sup>	2,2 <sup>b</sup>	14,8 <sup>b</sup>
<i>Spirodela polyrhiza</i>	0,61 <sup>c</sup>	4,9 <sup>c</sup>	2,6 <sup>c</sup>	18,6 <sup>c</sup>

chen P-Gehalte in der Trockensubstanz von *Ceratophyllum demersum* mit 0,96% 1,5 bis 4,4fach über denen in mesotrophen bis eutrophen Gewässern (Smart 1980, Spencer & Wetzel 1993), aber nur etwa halb so hoch wie in abwasserbelasteten Gewässern (Körner 1996, Greenway & Wooley 2001). Die gemessenen P-Gehalte in der Trockensubstanz von *Lemna minor* (0,74%) und *pirodela polyrhiza* (0,61%) sind vergleichbar mit denen von Lemnaceen in Abwasserreinigungssystemen mit 0,58-0,70% (Greenway & Wooley 2001, El-Shafai et al. 2007).

### 8.2.6 Ökologische Bewertung der P- und

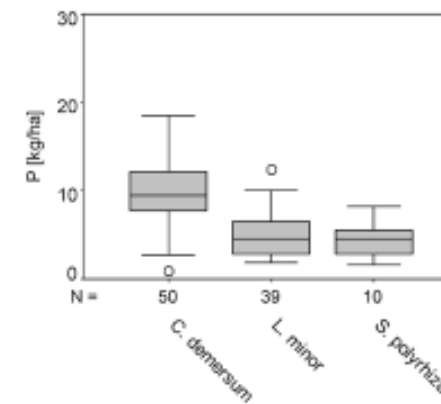


Abb. 8.2.6 Flächenbezogene Phosphorspeicherung durch Hydrophyten. Untersuchungsdetails siehe Kap. 5.2 (*Ceratophyllum* = *Ceratophyllum demersum*, o = Ausreißer).

### C-Speicherung durch Wasserpflanzen (Hydrophyten) und Sumpfpflanzen (Helophyten) auf wiedervernässten, überstauten Mooren

P. Steffenhagen, D. Zak & J. Gelbrecht

#### Hydrophyten

Hydrophyten nehmen in der Vegetationsperiode, insbesondere im Frühjahr und im Sommer, erhebliche Mengen von gelöstem Phosphor aus dem Wasser auf (s. o.). Sie senken somit das potenzielle Austragsrisiko von gelöstem P aus wiedervernässten und überstauten Niedermooren (Poldern) in angrenzende Gewässer. Darüber hinaus reduzieren die Hydrophyten die windinduzierte Resuspension der Sedimente der entstandenen Flachseen bzw. verhindern diese vollständig (Madsen et al. 2001, Kirschner et al. 2001, Horppila & Nurminen 2005). So ermittelten Horppila & Nurminen (2005) eine Reduzierung der Phosphorfreisetzung aus dem Sediment von 12 mg/m<sup>2</sup>\*d. Ein gegenläufiger Prozess ist die Behinderung der Nachlieferung von Sauerstoff zum Sediment. Insbesondere in Phasen des Absterbens der Wasserpflanzen bei gleichzeitig hohen Temperaturen kam es selbst in der nur maximal 0,5 m tiefen Wassersäule des Polders Zarnekow zu Sauerstoffmangel am Sediment und damit verbunden zur erheblichen P-Freisetzung durch reduktive Eisenauflösung (siehe Kap. 7.1/7.2). Dieser P-Freisetzungsprozess ist aus eutrophen, geschichteten Seen allgemein bekannt. Zur

P-Freisetzung aus der pflanzlichen Biomasse kommt es auch nach dem Absterben der Hydrophyten mit hohem Nährstoffgehalt und geringem Stützgewebeanteil. Der mikrobielle Abbau dieser Biomasse führt zu hohen P-Belastungen des Wasserkörpers (Best et al. 1990, Szabo et al. 2000). Andererseits sedimentiert ein Teil der toten Biomasse und akkumuliert Phosphor und Kohlenstoff am Gewässergrund (Best et al. 1990, van Donk et al. 1993, Dierberg et al. 2002, El-Shafai et al. 2007).

Diese verschiedenen und zum Teil gegenläufigen und vielfach auch sehr dynamischen Prozesse lassen sich gegenwärtig noch nicht quantifizieren. Als sicher kann gelten, dass die in Abb. 8.2.5 und Abb. 8.2.6 dargestellten C- und P-Speicherungen in erheblichem Umfang nur temporär sind. Eine Gesamtbilanzierung des Rückhaltes von Kohlenstoff und Phosphor durch Wasserpflanzen ist daher gegenwärtig nicht möglich. Auf der Grundlage der vorgestellten Literaturdaten kann aber angenommen werden, dass die Hydrophyten zur Akkumulation von Phosphor und Kohlenstoff in den entstandenen Flachseen der wiedervernässten Moore sowie zur Verlandung dieser beitragen. Dabei wird anorganischer gelöster und für das Algenwachstum leicht nutzbarer Phosphor in organisch gebundenen und damit schwerer verfügbaren Phosphor umgewandelt. Die beobachtete Bildung von limnischen Sedimenten der offenen Bereiche der überstauten Polder unterstützt diese Aussage. Jedoch sind jährliche P- und C-Akkumulationsraten nicht bekannt und bedürfen zukünftiger Untersuchungen.

### Helophyten

Aufgrund des hohen Nährstoffzugspotentials werden Helophyten vielfach genutzt, um nährstoffbelastetes Abwasser in künstlich angelegten Feuchtgebieten zu reinigen (Hoagland et al. 2001, Vymazal 2006, Álvarez, J. & Bécares 2006), wobei 25-90 % des

Phosphors von den Pflanzen zurückgehalten werden können (Verhoeven & Van der Toorn 1990). Auch die eigenen Untersuchungsergebnisse zeigten, dass Helophyten während der Vegetationsperiode in wiedervernässten, überstauten Mooren sehr hohe Phosphor- und Kohlenstoffmengen in der Biomasse speichern (Kap. 8.2.3). Diese stellen jedoch nur eine temporäre Senke dar. Die Nährstoffspeicherung durch perennierende Pflanzen lässt sich in eine kurzfristige oberirdische und eine mittelfristige unterirdische Stoffspeicherung unterscheiden (Mitsch & Gosselink 1993). Das Maximum der Nährstoffspeicherung in den Wurzeln und Rhizomen wird im Herbst erreicht, während die oberirdische Biomasse abstirbt (Dykyjová 1978, Bernard 1988, Smith et al. 1988, Therburg & Ruthsatz 1989, Mason & Bryant 1975, Aseada et al. 2002, Odonk 1978). So geht Gumbrecht (1993) davon aus, dass 25-50 % der in den Sprossorganen von Helophyten gespeicherten Nährstoffe vor dem Absterben im Herbst in die unterirdischen Speicherorgane transportiert werden. Mason & Bryant (1975) geben für *Phragmites australis* und *Typha latifolia* im September eine P-Menge von 13 bzw. 15 kg/ha für die oberirdische Biomasse an, welche etwa 70 bzw. 50 % der in dieser Studie ermittelten Phosphormengen zum maximalen Entwicklungszeitpunkt entsprechen. Durch Auswaschung und Zersetzung werden die verbliebenen Nährstoffe nach dem Absterben der oberirdischen Biomasse sehr schnell wieder freigesetzt (Vymazal 2006, Sharma et al. 2006). So kann innerhalb von 1 1/2 bzw. 2 1/2 Jahren die Blattstreu von *Phragmites australis* und *Typha latifolia* vollständig zersetzt sein (Mason & Bryant 1975). Koerselman & Verhoeven (1992) gehen davon aus, dass etwa 90 % der in der oberirdischen Biomasse verbliebenen Phosphormenge aus der Pflanzenstreu wieder freigesetzt werden. In den untersuchten wiedervernässten und dauerhaft überstauten Niedermooren des Peenetales gelangt jedoch ein Teil der abgestorbenen oberirdischen Biomasse der Helophyten

am Sediment unter anaerobe Bedingungen. Dadurch wird die Zersetzung im Vergleich zur belüfteten Bodenzone nur sehr unvollständig sein. Das würde zu deutlich höheren dauerhaften P- und C-Akkumulation im neu gebildeten limnischen Sediment führen (Mitsch & Gosselink 1993, Vymazal 2006).

Ein weiterer Aspekt der ökologischen Wirkung von Helophyten ist deren Eigenschaft, Phosphor aus der Bodenlösung aufzunehmen und in die oberirdischen Sprossorgane zu transportieren. Nach deren Absterben kommt es zur Freisetzung von P in die Wassersäule, obwohl Phosphor meist nicht auf direktem Wege durch Diffusion aus der oberen Bodenschicht ins Freiwasser gelangen kann, da die Fe(III)-Hydroxidauflösung an der Sediment- bzw. Torf-Wassergrenzfläche das verhindert (siehe Kap. 7.2). Diese Prozesse sind möglicherweise für solche P-Konzentrationen in den überstauten Poldern verantwortlich, die über denen lagen, die aus der Wirkung der Redoxgrenze zu erwarten waren (Kap. 7.2). Diese aus der Sicht des Gewässerschutzes eher nachteiligen P-Freisetzungprozesse werden aber zum Teil dadurch kompensiert, dass der in der anaeroben Bodenschicht vorhandene anorganisch gelöste oder relativ leicht mobilisierbare P partiell in dauerhaft immobile organische P-Bindungsformen überführt wird.

Von Interesse ist dabei, welche P-Mengen durch die Helophyten zum maximalen Entwicklungszeitpunkt dem Torfkörper entzogen wurden und wie sich das

auf die P-Vorräte der überstauten Niedermoore mit stark zersetzten Torfen im Boden auswirkt. Um hierzu Schätzungen vornehmen zu können, waren folgende Vereinfachungen notwendig:

- Die Hauptdurchwurzelungszone der Helophyten liegt in der Bodenschicht 0-20 cm, die aus stark zersetzten bzw. vermulmten Torfen besteht.
- Es wird postuliert, dass die Pflanzen prinzipiell in der Lage sind, über ihre Wurzeln den im Porenwasser gelösten Phosphor sowie auch direkt oder indirekt den redoxsensitiv gebundenen Phosphor und den säurelöslichen Phosphor (siehe Kap. 7.3) aufnehmen können (z.B. Saleque & Kirk 1995). Ob das in der Realität wirklich in vollem Umfang zutrifft, kann nur vermutet werden. Zu dieser Fragestellung sind deshalb zusätzliche Untersuchungen notwendig.
- Es wird weiterhin angenommen, dass der gesamte Phosphor in der Biomasse (maximaler Entwicklungszeitpunkt) aus dem Boden bzw. der Bodenlösung aufgenommen wurde. Damit wird die in den Wurzeln gespeicherte P-Menge vernachlässigt, die während der vorangegangenen Vegetationsperiode aufgenommen wurde.

Unter Berücksichtigung dieser Annahmen und unter Verwendung der in Tab. 8.2.4 und Tab. 8.2.7 zusammengestellten Werte für die P-Gehalte in der Trockensubstanz der Helophyten sowie der P-Vorräte (unterschied-

Tab. 8.2.6 P-Vorrat im Porenwasser sowie an redoxsensibel gebundenem Phosphor (= BD-P) und an redoxsensibel gebundenem + säurelöslichem P (= BD-P + HCl-P) sowie Gesamt-P-Gehalt in stark zersetzten Torfen aller untersuchten wiedervernässten Moore im Peenetal sowie des Polder Stangenhagen (siehe Tab. 7.3.4) für einen hypothetischen Hauptdurchwurzelungshorizont von 0-20 cm Tiefe

	P-Gehalt im Porenwasser [kg/ha]	BD-P [kg/ha]	BD-P + HCl-P [kg/ha]	Gesamt-P [kg/ha]
Mittelwert	5	181	575	1203
min	1	100	370	450
max	12	320	1060	2200

**Tab. 8.2.7** Theoretischer P-Entzug der Helophyten aus unterschiedlichen P-Poolen des Bodens (BD-P: redox-sensitiv gebundener P, HCl-P: säure-sensitiv gebundener P). Für die Berechnung wurde ein Hauptdurchwurzelungshorizont von 20 cm Tiefe angenommen.

Pflanzenart	BD-P [%]	BD-P + HCl-P [%]
<i>Phragmites australis</i>	10	3
<i>Typha latifolia</i>	16	5
<i>Glyceria maxima</i>	15	5
<i>Carex riparia</i>	8	3
<i>Carex angustifolia</i>	6	2
<i>Phalaris arundinacea</i>	6	2

liche Fraktionen) in den Böden lassen sich folgende Aussagen treffen:

- Würden die Helophyten Phosphor nur aus der Bodenlösung entnehmen, würde dieser Vorrat schnell verbraucht sein (vgl. Angaben in Tab. 8.2.6 und Tab. 8.2.4), die P-Porenwasserkonzentrationen sinken jedoch nicht auf sehr niedrige Werte (Kap. 7.1).
- Dieser scheinbare Widerspruch klärt sich aber durch die Tatsache, dass zumindest in der warmen Jahreszeit von Mai bis September (>15 °C) aus der stark zersetzten Torfschicht ständig Phosphor nachgeliefert wird. In Laboruntersuchungen ohne Einfluss von Helophyten (Kap. 7.7, insbesondere Tab. 7.7.2) konnte für stark zersetzte Torfe eine durchschnittliche P-Nettoreisetzung von 3 mg P/m<sup>2</sup> d (min.: 1; max. 40) in der Bodenschicht von 0-10 cm gemessen werden. Nimmt man an, dass unter Feldbedingungen diese über einen Zeitraum von 150 Tagen in der Bodenschicht 0-20 cm stattfindet, werden 9 kg P/ha (min.: 3; max. 120) netto freigesetzt. Diese Werte liegen in den Größenordnungen der gemessenen P-Speicherung in der maximalen Biomasse der Helophyten mit je nach Pflanzenart durchschnittlichen 11-29 kg P/ha (Tab. 8.2.4).
- Die Nachlieferung des freigesetzten Phosphors erfolgt mit hoher Wahrscheinlichkeit aus dem im Boden anorganisch gebundenen Phosphor (redoxsensibel gebundener und/oder säurelöslicher Phosphor).

Das würde bedeuten, dass in der maximalen Biomasse eines Jahres 6-16 % des redoxsensibel gebundenen Phosphors zumindest zeitweise gebunden werden (Tab. 8.2.7). Bezogen auf die Summe aus redoxsensibel gebundenem Phosphor und säurelöslichem Phosphor sind das 2-5 %.

Diese Überlegungen zeigen – trotz aller Vereinfachungen und den daraus resultierenden Unsicherheiten – die große positive Bedeutung der Sumpfpflanzen für die Aufnahme des durch mikrobielle Prozesse freigesetzten Phosphors. Damit verbunden ist die Umwandlung des vermutlich überwiegend anorganisch gebundenen Phosphors in wieder schwerer verfügbare organische P-Bindungsformen. Allerdings wird dabei der Phosphor aus der anoxischen Bodenschicht letztlich in den überstehenden Wasserkörper transportiert und nach dem teilweisen Abbau freigesetzt. Dadurch erhöht sich das Risiko des P-Austrages aus den wiedervernässten Mooren, obwohl das aufgrund günstiger geochemischer Bedingungen mit Fe:P-Verhältnissen > 3 im Porenwasser nicht zu erwarten wäre (siehe Kap. 7.2). Entscheidend ist dabei jedoch, wie hoch der Anteil des Phosphors ist, der dauerhaft im neu gebildeten Sediment festgelegt wird. Hierzu besteht dringender Forschungsbedarf, da die Höhe des Anteils an rückgelösten Nährstoffen aus der abgestorbenen Biomasse in den wiedervernässten und überstauten Mooren und deren weiterer Umsatz bislang nicht quantifizierbar sind.

### 8.3 Satellitenbildgestützte Bewertung der Stoffspeicherung

P. Steffenhagen, A. Frick, T. Timmermann & S. Zerbe

Sowohl für die wissenschaftliche als auch für die gesellschaftspolitische Bewertung des Moorschutzprogramms ist es wichtig, die Größenordnungen der Kohlenstoff- sowie Nährstoffspeicherung in den wiedervernässten Moorökosystemen abzuschätzen. Um dieses Ziel zu erreichen, wurde die satellitenbildgestützte Vegetationszusammensetzung mit den Ergebnissen der Kohlenstoff- sowie Nährstoffgehalte für ausgewählte wiedervernässte Polder verknüpft. Damit ließen sich Angaben zur Kohlenstoff- und Nährstoffspeicherung auf Landschaftsebene ermitteln. Diese Daten bilden zunächst nur einen Baustein aus dem Nährstoffkreislauf der wiedervernässten Moore ab, welcher jedoch notwendig für das Verständnis der komplexen Prozesse sowie eine spätere Gesamtbilanz ist. Beispielhaft am Polder Jargelin soll hier die flächenhafte Verteilung der dominant auftretenden Pflanzenarten genutzt werden, um die Stoffspeicherung in der oberirdischen Biomasse der Hauptbestandsbildner darzustellen (Tab. 8.3.1, Abb. 8.3.1, Abb. 8.3.2). Mithilfe von Literaturwerten zum Wurzel-Sprossverhältnis lässt sich dies auch für die unterirdische Biomasse durchführen (Kap. 8.2). Eine entscheidende Rolle für die Stoffspeicherung in den wiedervernässten Mooren spielt der Flächenanteil der Röhrichtarten Schilf (*Phragmites australis*), Breitblättriger Rohrkolben (*Typha latifolia*) und Großer Wasserschwaden (*Glyceria maxima*), da diese aufgrund ihrer hohen Produktivität sowie z. T. sehr hohen Nährstoffgehalte die höchsten Nährstoffmengen in der oberirdischen Biomasse speichern können (Kap. 8.2). Dies wird u. a. dadurch deutlich, dass die Rohrkolbenbestände (*Typha latifolia*) – bei fast gleichem Flächenanteil

im Vergleich zu Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) – dessen Nährstoffspeicherung um das 2,5- bis 4,0-fache übertrafen. Der hohe Flächenanteil von Schilf (*Phragmites australis*) ist als besonders positiv zu bewerten, da Schilf einerseits ein hohes Torfbildungspotenzial besitzt und andererseits in der Lage ist, eine enorme unterirdische Biomasse auszubilden, die während des Winterhalbjahrs entsprechend hohe Nährstoffmengen speichern kann (Kap. 8.2). Bei einer weiteren Ausbreitung von Schilf (*Phragmites australis*) im Verlauf der Sekundärsukzession ist deshalb von einer zunehmenden Nährstoffspeicherung im Polder Jargelin auszugehen.

Die Kohlenstoffspeicherung in dem 32,5 ha großen Polder Jargelin, lag bei insgesamt 146,6 t, was gleichzeitig einer Kohlendioxidfixierung von 537,5 t durch die oberirdische Biomasse entspricht. Zum Zeitpunkt der maximalen Biomassebildung wurden außerdem 4 t Stickstoff, 2 t Kalium und 0,5 t Phosphor in der oberirdischen Vegetation gespeichert.

Die Phosphorbindungspotenziale der Sprossorgane für den Polder Jargelin sind in der Abb. 8.2.1 dargestellt. Sie vermitteln einen Überblick über die räumliche Verteilung der gespeicherten Phosphormengen in der oberirdischen Biomasse zum maximalen Entwicklungszeitpunkt der Vegetation. Unter Zugrundelegung der in Kap. 8.2 dargestellten Translokationsraten von Phosphor (25 –50 %) kann mit einer Phosphorspeicherung von mindestens 0,1 – 0,3 t in den Wurzeln und Rhizomen während der Wintermonate gerechnet werden. Das C:P-Verhältnis gibt nach Patrick (1990) Aufschluss über die Phosphorfreisetzung bei der Zersetzung der abgestorbenen oberirdischen Biomasse (Kap. 8.2). Ent-



sprechend sind in Abb. 8.2.2 Bereiche des Polders Jargelin ersichtlich, in denen nach der Vegetationsperiode mit erhöhten Phosphorfreisetzungen zu rechnen ist. Dabei handelt es sich überwiegend um Bestände des Breitblättrigen Rohrkolbens und des Großen Wasserschwadens, die ein besonders niedriges C:P-Verhältnis aufwiesen. Das Vorkommen dieser beiden Röhrichtarten ist also einerseits mit einer hohen Speicherfunktion in der Vegetationsperiode und andererseits mit einer erhöhten Phosphorfreisetzung in den Herbst- und Wintermonaten verbunden.

Die gewonnenen Daten liefern einen ersten Überblick zur Menge sowie räumlich-standörtlichen Differenzierung der in der Sprossbiomasse gespeicherten Nährstoffe innerhalb eines gesamten Polders. Sie sind ein wichtiges Teilelement für eine Gesamtbilanz des Nährstoffkreislaufes in den wiedervernässten Mooren. Außerdem können aus den vorliegenden Daten Größenordnungen für die unterirdische Biomassepro-

duktion und Stoffspeicherung in Wurzeln und Rhizomen abgeleitet werden.

Um abschätzen zu können, ob die wiedervernässten Moore bereits zum jetzigen Zeitpunkt eine positive Stoffbilanz besitzen, d.h. wieder als Kohlenstoff- und Nährstoffsenke fungieren, ist jedoch die Beantwortung folgender Teilfragen notwendig:

- Wie groß ist die unterirdische (lebende wie abgestorbene) Biomasse und deren Nährstoffspeicherung?
- Wie hoch ist die dauerhafte Nährstoffakkumulation in den gebildeten limnischen Sedimenten?
- Welche quantitative Bedeutung haben weitere Stoffflüsse wie z.B. äußere Einträge oder Austräge aus den wiedervernässten Mooren?

Diese Fragen müssen Gegenstand zukünftiger Forschungen sein.

Tab. 8.3.1 Vegetationstypen im Polder Jargelin und ihr Beitrag zur Kohlenstoff- und Nährstoffspeicherung durch die oberirdische Biomasse in der Vegetationsperiode 2007.

	Vegetationstypen [ha]	Fläche [ha]	TS [t]	C [t]	P [t]	N [t]
potenziell torfbildende Vegetation	Schilf ( <i>Phragmites australis</i> )	11,1	184,5	85,4	0,21	2,12
	Seggen ( <i>Carex spp.</i> )	1,6	11,0	5,1	0,02	0,15
	<b>Summe</b>	<b>12,7</b>	<b>195,6</b>	<b>90,5</b>	<b>0,23</b>	<b>2,27</b>
nicht torfbildende Vegetation	Breitblättriger Rohrkolben ( <i>Typha latifolia</i> )	5,6	68,1	31,5	0,16	1,05
	Großer Wasserschwaden ( <i>Glyceria maxima</i> )	2,1	21,0	9,4	0,06	0,26
	Rohrglanzgras ( <i>Phalaris arundinacea</i> )	5,1	32,9	15,1	0,06	0,34
	Rauhies Hornkraut ( <i>C. demersum</i> )	0,0064	0,0064	0,0024	0,0001	0,0002
	Lemnaceae	0,3	0,2	0,1	0,0015	0,0048
	<i>Juncus effusus</i>	0,043				
	Flutrasen	3,8				
	Schwimmbblatt	0,009				
	Gehölz	1,9				
	<b>Summe</b>	<b>18,9</b>	<b>122,2</b>	<b>56,1</b>	<b>0,28</b>	<b>1,65</b>
sonstige Flächen	Wasser	0,5	-	-	-	-
	Sonstiges	0,403	-	-	-	-
	<b>Summe insgesamt</b>	<b>32,5</b>	<b>317,8</b>	<b>146,6</b>	<b>0,51</b>	<b>3,92</b>

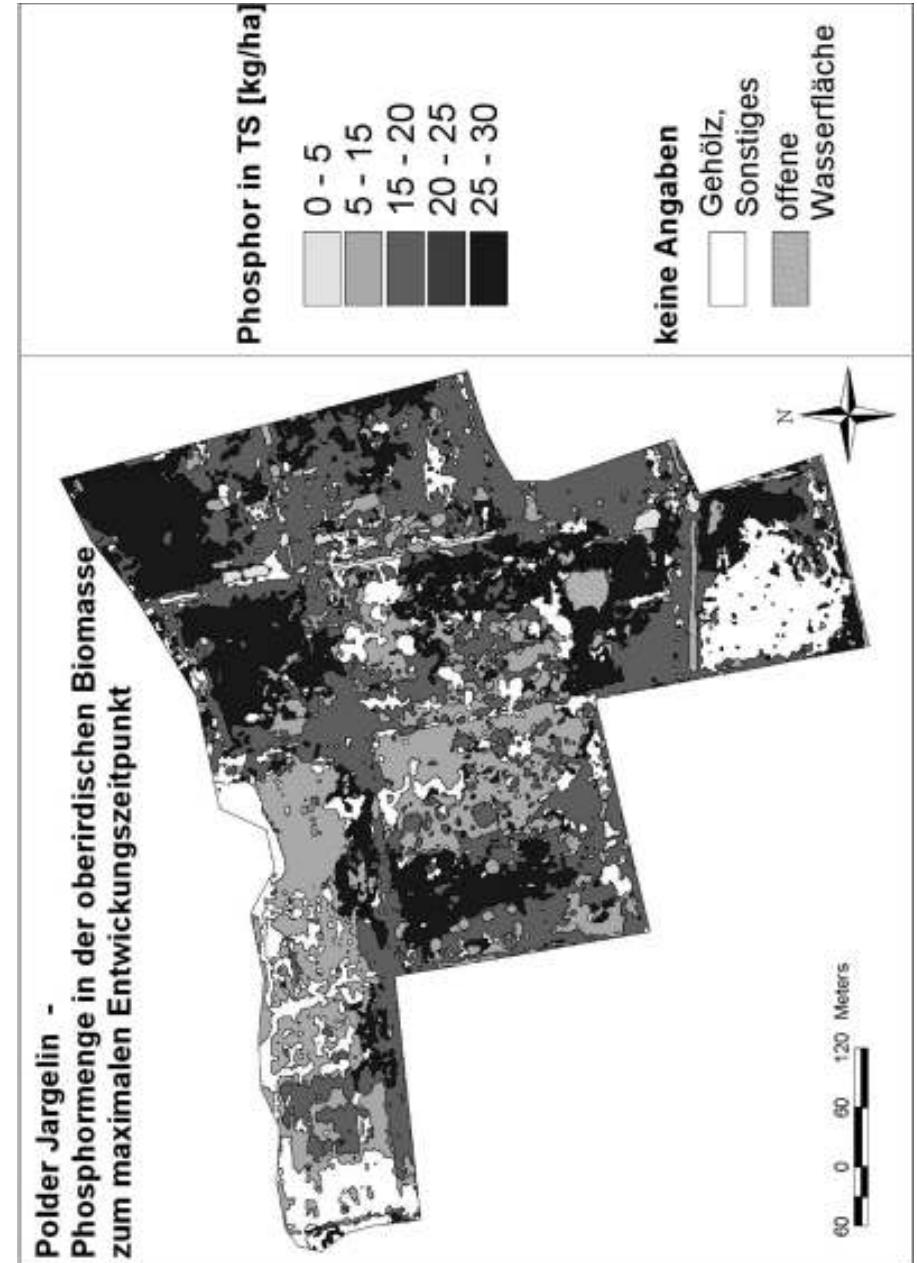


Abb. 8.3.1 Phosphormenge in der oberirdischen Biomasse zum maximalen Entwicklungszeitpunkt der Vegetation im Polder Jargelin 2007.

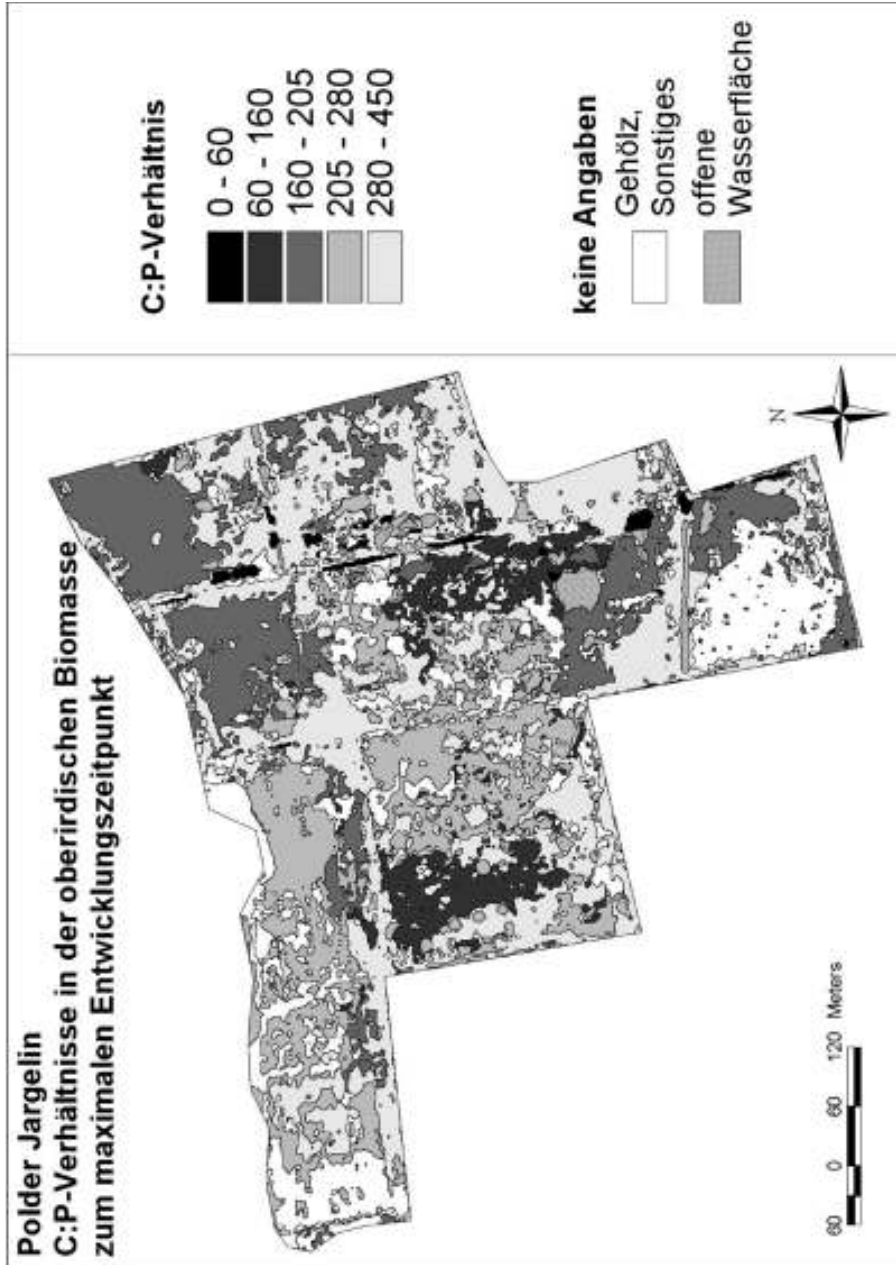


Abb. 8.3.2 C:P-Verhältnis in der oberirdischen Biomasse zum maximalen Entwicklungszeitpunkt der Vegetation im Polder Jargelin 2007.

## Danksagung

Die Autoren sind für die sorgfältige Analytik sowie die Probenahme im Gelände folgenden MitarbeiterInnen zu großem Dank verpflichtet: Christiane Herzog, Antje Lüder, Titus Rohde, Sarah Schell, Bernd Schütze (alle Zentrales Chemielabor des IGB) und Grit Siegert (Abt. Ökohydrologie des IGB) sowie Ulrich Möbius (Laborleiter der AG Geobotanik & Landschaftsökologie der Universität Greifswald). Ebenfalls zu großem Dank verpflichtet sind wir Lutz Steffens und Bodo Grossmann für Durchführung der Laboranalysen zur Bestimmung von Gaskonzentrationen, Marten Schmidt und Friedrich Blasinski für den Aufbau und die Betreuung von automatischen Hauben im Freiland für CO<sub>2</sub>-Gasflussmessungen sowie Bärbel Ehrig, Michael Giebels und Hans-Joachim Schröder für Durchführung der Gasflussmessungen mit manuellen Hauben im Freiland.

Wir danken den ehemaligen IGB-DiplomandInnen Marco Reiche und Sabine Jordan, dem Bc-Studenten Christoph Prautsch (TU Berlin) sowie den ehemaligen Praktikanten Etienne Brunet (Frankreich) und Brian Payer (USA), die durch die eigenständige Bearbeitung ihrer Themen zum erfolgreichen Abschluss des Projektes beitrugen. Ebenso danken wir den ehemaligen studentischen Hilfskräften Nils Meyer, Julia Raeke, Steffen Vogler, Martin Winter und Christoph Winter (alle IGB) sowie Rene Dommain und Teresa Kewitsch (Universität Greifswald) für ihre Mitarbeit. Weiterhin unterstützten uns Dr. Alexander Bachor (LUNG Mecklenburg-Vorpommern) und Thomas Dolgner

(STAUN Neubrandenburg) mit Daten zur Wasserqualität der Peene und Herr Menge (Geschäftsführer des WBW „Untere Peene“, Anklam) mit Informationen zur historischen Nutzung des Peenetales sowie Dr. Frank Hennicke und Jens Kulbe (Zweckverband Peenetal) für die Hilfe bei der Gebietsauswahl.

Für die Unterstützung durch fachliche Diskussionen danken wir Dr. Michael Hupfer (IGB), Prof. Hans Joosten (Universität Greifswald), Dr. Ingo Koska (Universität Greifswald), Prof. Christian Steinberg (Humboldt-Universität zu Berlin), Dr. Silke Velty (†), Dr. Wendelin Wichtmann (Universität Greifswald) und Prof. Jutta Zeitz (Humboldt-Universität zu Berlin) sowie Prof. Andrzej Witkowski (Szczecin/ Polen) für Unterstützung bei der Gebietsauswahl (Referenzmoore in NW-Polen).

Frau Gabriele Heindel (Gemeinsame Verwaltung des Forschungsverbundes Berlin e.V.) danken wir für die große Unterstützung bei der finanztechnischen Abwicklung des IGB-Projektes und Katrin Lehmann (IGB) für das sorgfältige Korrekturlesen von Manuskripten.

Große Teile der Untersuchungen wurden gemäß der Richtlinie zur Förderung von Maßnahmen zum Schutz und zur Entwicklung von Mooren (FöRi-Moorschutz) mit Mitteln aus dem Haushalt des Umweltministeriums Mecklenburg-Vorpommern sowie dem Europäischen Ausgleichs- und Garantiefonds für die Landwirtschaft (EAGFL) gefördert.

## Literatur

- Aldous, A., McCormick, P., Ferguson, C., Graham, S. & Craft, C. (2005): Hydrologic regime controls soil phosphorus fluxes in restoration and undisturbed wetlands. *Restoration Ecology* 13: 341-347.
- Álvarez, J.A. & Bécares, E. (2006): Seasonal decomposition of *Typha latifolia* in a free-water surface constructed wetland. *Ecological Engineering* 28: 99-105.
- Appel, H.M. (1993): Phenolics in ecological interactions – the importance of oxidation. *Journal of Chemical Ecology* 19: 1521-1552.
- Armentano, T. V. & Menges, E. S. (1986): Pattern in the change of carbon balance of organic soil wetlands of the temperature zone. *Journal of Ecology* 74, 755-774.
- Aseada, T., Nam, L.H., Hietz, P., Tanaka, N. & Karunaratne, S. (2002): Seasonal fluctuations in live and dead biomass of *Phragmites australis* as described by growth and decomposition model: implications of duration of aerobic conditions for litter mineralization and sedimentation. *Aquatic Botany* 73: 223-239.
- Augustin, J. (2001): Emission, Aufnahme und Klimarelevanz von Spurengasen. In: Succow, M. & Joosten, H. (Hrsg.): *Landschaftsökologische Moorkunde*. Schweizerbart, Stuttgart, S. 28-38.
- Augustin, J., Blasinski, F., Steffens, L. & Merbach, W. (1995): Gaswechselsmeßsystem zur Ermittlung der Wirkung pflanzlicher Wurzelsysteme auf die Spurengasemission aus Böden. In: Merbach, W. (Hrsg.): *Mikroökologische Prozesse im System Pflanze-Boden*. B.G. Teubner, Stuttgart-Leipzig, 155-160.
- Augustin, J., Merbach, W., Schmidt, W. & Reining, E. (1996): Effect of changing temperature and water table on trace gas emission from minerotrophic mires. *Angewandte Botanik* 70: 45-51.
- Augustin, J., Merbach, W., Käding, H., Schalit, G. & Schmidt, W. (1998 a): Einfluß der N-Düngung, extensiver Schnitt- und Weidenutzung sowie Wiedervernässung auf die Lachgas- und Methanemission aus degradiertem Niedermoorgrünland. *Ökologische Hefte HU Berlin* 9: 56-59.
- Augustin, J., Merbach, W., Steffens, L. & Snelinski, B. (1998 b): Nitrous oxide fluxes of disturbed minerotrophic peatlands. *Agrobiologie Research* 5:1-11.
- Augustin, J., Plugge, J., Pörschmann, J., Remus, R., Hüve, K., Hütsch, B. W. & Merbach, W. (2002): Methodik zur Quantifizierung des Eintrages von Wurzelzellwandresten in den Boden während des Wachstums von Maispflanzen. - In: Merbach, W., Hütsch, B.W., Wittenmayer, L. & Augustin, J. [Hrsg.]: *Durchwurzelung, Rhizodeposition und Pflanzenverfügbarkeit von Nährstoffen und Schwermetallen: 12. Borkheider Seminar zur Ökophysiologie des Wurzelraumes; wissenschaftliche Arbeitstagung in Schmerwitz/Brandenburg vom 24. bis 25. September 2001*; Teubner, Stuttgart: S. 116-123.
- Basiliko, N., Blodau, C., Roehm, C., Bengtson, P. & Moore, T. R. (2007): Regulation of decomposition and methane dynamics across natural, commercially mined, and restored northern peatlands. *Ecosystems* 10: 1148-1165.
- Bedford, B.L. & Godwin, K.S. (2003): Fens of the United States: distribution, characteristics, and scientific connection versus legal isolation. *Wetlands* 23: 608-629.
- Beer, J., Lee, K., Whiticar, M. & Blodau, C. (2008): Geochemical controls on anaerobic organic matter decomposition in a northern peatland. *Limnology and Oceanography* 53(4): 1393-1407.
- Behrendt, H. (1996): Quantifizierung der Nährstoffeinträge aus Flussgebieten des Landes Mecklenburg-Vorpommern. *Materialien zur Umwelt in Mecklenburg-Vorpommern, Heft 2/1996*, 77 S.
- Behrendt, H. & Bachor, A. (1998): Point and diffuse load of nutrients to the Baltic Sea by river basins of North East Germany (Mecklenburg-Vorpommern). *Water Science and Technology* 38: 147-155.
- Behrendt, A., Mundel, G. & Hölzel, D. (1994): Kohlenstoff- und Stickstoffumsatz in Niedermoorböden und ihre Ermittlung über lysimeterversuche. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 35: 200-208.
- Behrendt, H., Huber, P., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G. & Uebe, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. *Umweltbundesamt, Texte, Nr. 75/99*, Berlin, 288 S.
- Beltman, B., Rouwenhorst, T.G., Van Kerkhoven, M.B., Van der Krift, T. & Verhoeven, J.T.A. (2000): Internal eutrophication in peat soils through competition between chloride and sulphate with phosphate for binding sites. *Biogeochemistry* 50: 183-194.
- Benke, M. & Isselstein, J. (2001): Extensive Landwirtschaft auf Niedermoorgrünland – Probleme und Chancen. In: Kratz, R. & Pfadenhauer, J. (Hrsg.): *Ökosystemmanagement für Niedermoore: Strategien und Verfahren zur Renaturierung*. Eugen Ulmer, Stuttgart, S. 184-199.
- Berg, P., Risgaard-Petersen, N. & Rysgaard, S. (1998): Interpretation of measured concentration profiles in sediment pore water. *Limnology and Oceanography* 43: 1500-1510.
- Bergman, I., Klarqvist, M. & Nilsson, M. (2000): Seasonal variation in rates of methane production from peat of various botanical origins: effects of temperature and substrate quality. *FEMS Microbiology Ecology* 33: 181-189.
- Bernard, J.M., Solander, D. & Květ, J. (1988): Production and nutrient dynamics in *Carex* wetlands. *Aquatic Botany* 30: 125-147.
- Best, E.P.H. (1977): Seasonal changes in mineral and organic components of *Ceratophyllum demersum* and *Elodea canadensis*. *Aquatic Botany* 3: 337-348.
- Best, E.P.H. (1979): Effects of nitrogen on the growth and nitrogenous compounds of *Ceratophyllum demersum*. *Aquatic Botany*: 197-206.
- Best, E.P.H., Dassen, J.H.A., Boon, J.J. & Wiegiers, G. (1990): Studies of *Ceratophyllum demersum* litter under laboratory and field conditions: losses of dry mass and nutrients, qualitative changes in organic compounds and consequences for ambient water and sediments. *Hydrobiologia* 194: 91-114.
- Blodau, C. (2002): Carbon cycling in peatlands – A review of processes and controls. *Environmental Reviews* 10: 111-134.
- Blodau, C. & Moore, T.R. (2002): Macroporosity affects water movement and pore water sampling in peat soils. *Soil Science* 167: 98-109.
- Bortoluzzi, E., Epron, D., Siegenthaler, A., Gilbert, D., & Buttler, A. (2006): Carbon balance of a European mountain bog at contrasting stages of regeneration. *New Phytologist* 172: 708-718.
- Boström, B., Anderson, J.M., Fleischer, S. & Jansson, M. (1988): Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. *Hydrobiologia* 170: 229-244.
- Boström, B., Jansson, M., Forsberg, C. (1982): Phosphorus release from lake sediments. *Archiv für Hydrobiologie* 18 (Beilage): 5-59.
- Boudreau, B.P. (1996): The diffusive tortuosity of fine-grained un lithified sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 60: 3139-3142.
- Box, J.D. (1983): Phenolics in ecological interactions – the importance of oxidation. *Journal of Chemical Ecology* 19: 1521-1552.
- Bradbury, I.K. & Grace, J. (1983): Primary production in wetlands. In: A. J. P. Gore (Ed.): *Mires: swamp, bog, fen and moor. Ecosystems of the world 4a*. Elsevier, Amsterdam, pp. 285-310.
- Bragazza, L. & Freeman, C. (2007): High nitrogen availability reduces polyphenol content in *Sphagnum* peat. *Science of the Total Environment* 377: 439-443.
- Brandl, H. & Hanselmann, K.W. (1991): Evaluation and application of dialysis porewater samplers for microbiological studies at sediment-water interfaces. *Aquatic Sciences* 53: 55-73.
- Bravo, L. (1998): Polyphenolics, dietary sources, metabolism and nutritional significance. *Nutrition Reviews* 56: 257-267.
- Bridgham, S.D. & Richardson, C.J. (1992): Mechanisms controlling soil respiration (CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub>) in southern peatlands. *Soil Biology & Biochemistry* 24: 1089-1099.
- Bridgham, S.D. & Richardson, C.J. (2003): Endogenous versus exogenous nutrient control over decomposition and mineralization in North Carolina peatlands. *Biogeochemistry* 65: 151-178.
- Bridgham, S.D., Johnstone, C.A., Schubauer-Berigan, J.P. & Weishampel, P. (2001): Phosphorus sorption dynamics in soils and coupling with surface and pore water in riverine wetlands. *Soil Science Society of America Journal* 65: 577-588.
- Bridgham, S.D., Updegraff, K. & Pastor, J. (1998): Carbon, nitrogen, and phosphorus mineralization in northern wetlands. *Ecology* 79: 1545-1561.
- Brix, H. (1997): Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science and Technology* 35(5): 11-17.
- Buffle, J. (1988): Complexation properties of homologous complexants and choice of measuring methods. In: Chalmers, R.A. & Masson, M. (eds): *Complexation reactions in aquatic systems: an analytical approach*. Ellis Horwood, Chichester, pp. 304-383.
- Buffle, J., De Vitre, R.R., Perret, D. & Leppard, G.G. (1989): Physico-chemical characteristics of a colloidal iron phosphate species formed at the oxic-anoxic interface of a eutrophic lake. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 53: 399-408.
- Burghardt, W. (2003): Der Verlust der Moore in Norddeutschland. In: Sommerhäuser, M. & Schuhmacher, H. (Hrsg.): *Handbuch der Fließgewässer Norddeutschlands*. Ecomed, Landsberg, S. 39-42.
- Byrne, K.A., B. Chojnicki, T.R. Christensen, M. Dröslér, A. Freibauer, et al. (2004): EU peatlands: Current carbon stocks and trace gas fluxes. *CarboEurope-GHG Concerted Action - Synthesis of the European Greenhouse Gas Budget, Report 4/2004, Specific Study, Tipo-Lito Recchioni, Viterbo, October 2004, ISSN 1723-2236*.
- Canfield, D.E., Thamdrup, B. & Hansen, J.W. (1993): The anaerobic degradation of organic matter in Danish coastal sediments: iron reduction, manganese reduction, and sulfate reduction. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 57: 3867-3883.
- Cannell, M.G.R., Milne, R., Hargreaves, K.J., Brown, T.A.W., Cruickshank, M.M., Bradley, R.I., Spencer, T., Hope, D., Billett, M.F., Adger, W.N. & Subak, S. (1999): National Inventories of terrestrial carbon sources and sinks: the U.K. experience. *Climatic Change* 42: 505-530.
- Caraco, N.F., Cole, J.J. & Likens, G.E. (1989): Evidence for sulfate-controlled phosphorus release from sediments of aquatic systems. *Nature* 341: 316-318.
- Chanton, J.P., Bauer, J.E., Glaser, P.A. et al. (1995): Radiocarbon evidence for the substrates supporting methane formation within northern Minnesota peatlands. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 59: 3663-3668.
- Chapin, C.T., Bridgham, S.D., Pastor, J. & Updegraff, K. (2003): Nitrogen, phosphorus, and carbon mineralization in response to nutrient and lime additions in peatlands. *Soil Science* 168: 409-420.
- Cheng, J., Landesman, L., Bergmann, B.A., Classen, J.J., Howard, J.W. & Yamamoto, Y.T. (2002): Nutrient removal from Swine lagoon liquid by *Lemna minor* 8627. *American Society of Agriculture Engineers* 45: 1003-1010.



- Christensen, T.R., Panikov, N., Mastepanov, M., Joabsson, A., Stewart, A., Öquist, M. & Coops, H. (1996): Helophyte zonation: Impact of water level and wave exposure. Dissertation, Katholische Universität Nijmegen, 141 S.
- Christensen, T.R., Panikov, N., Mastepanov, M., Joabsson, A., Stewart, A., Öquist, M., Sommerkorn, M., Reynaud, S. & Svensson, B. (2003): Biotic controls on CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> exchange in wetlands – a closed environment study. *Biogeochemistry* 64: 337–354.
- Couwenberg, J., Augustin, J., Michaelis, D. & Joosten, H. (2008): Emission reductions from rewetting of peatlands. Towards a field guide for the assessment of greenhouse gas emissions from Central European peatlands. Greifswald, in press.
- Cowan, M.M. (1999): Plant products as antimicrobial agents. *Clinical Microbiology Reviews* 12: 564–582.
- De Vitre, R.R., Buffle, J., Perret, D. & Baudat, R. (1998): A study of iron and manganese transformations at the O<sub>2</sub>/S(-II) transition layer in a eutrophic lake (Lake Bret, Switzerland): A multimethod approach. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 62: 1601–1613.
- Deiana, S., Gessa, C., Manunza, B., Rausa, R. & Solinas, V. (1995): Iron(III) reduction by natural humic acids: a potentiometric and spectroscopic study. *European Journal of Soil Science* 46: 103–108.
- Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung Hrsg. Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker in Gemeinschaft mit dem Normenausschuss Wasserwesen (NAW) im Deutschen Institut für Normung e.V., Loseblattsammlung 1...67. Lieferung (2007), VCH Verlagsges. mbH, Beuth Verlag GmbH.
- Dierberg, F.E., DeBusk, T.A., Jackson S.D., Chimney, M.J. & Pietro, K. (2002): Submerged aquatic vegetation-based treatment wetlands for removing phosphorus from agricultural runoff: response to hydraulic and nutrient loading. *Water Research* 36: 1409–1422.
- DIN 38406-32: Bestimmung von Eisen mittels Atomabsorptionsspektrometrie, 49. Lieferung 2001.
- DIN EN 1484: Anleitungen zur Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) und des gelösten organischen Kohlenstoffs, 64. Lieferung 2006.
- DIN EN ISO 10304-1: Bestimmung der gelösten Anionen Fluorid, Chlorid, Nitrit, Orthophosphat, Bromid, Nitrat und Sulfat mittels Ionenchromatographie, 33. Lieferung 1995.
- DIN EN ISO 11732: Bestimmung von Ammoniumstickstoff mit der Fließanalyse (CFA und FIA) und spektrometrischer Detektion, 40. Lieferung 1998.
- DIN EN ISO 12020: Bestimmung von Aluminium mittels Atomabsorptionsspektrometrie, 49. Lieferung 2001.
- DIN ISO 9964-3: Bestimmung von Natrium und Kalium, 37. Lieferung 1997.
- DIN ISO EN 6878: Bestimmung von Phosphor, 61. Lieferung 2005.
- Dolfing, J., Chardon, W.J. & Japenga, J. (1999): Association between colloidal iron, aluminium, phosphorus, and humic acids. *Soil Science* 164: 171–179.
- Dorrepaal, E., Cornelissen, J.H.C., Aerts, R., Wallén, B. & van Logtestijn, R.S.P. (2005): Are growth forms consistent predictors of leaf litter quality and decomposability across peatlands along a latitudinal gradient? *Journal of Ecology* 93: 817–828.
- Driescher, E. & Gelbrecht, J. (1993): Assessing the diffuse phosphorus input from subsurface to surface waters in the catchment area of the lower River Spree (Germany). *Water Science and Technology* 28: 337–347.
- Dröslér, M. (2005): Trace gas exchange and climatic relevance of bog ecosystems, southern Germany. PhD thesis, Technische Universität München, 182 pp.
- Dykyjová, D. (1978): Nutrient uptake by littoral communities of helophytes. In: Dykyjová, D. & Květ, J. (1978): *Pond Littoral Ecosystems – Structure and functioning*. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, pp. 257–277.
- Edom, F. (2001): Moorlandschaften aus hydrologischer Sicht. In: Succow, M. & Joosten, H. (Hrsg.): *Landschaftsökologische Moorkunde*. Schweizerbart, Stuttgart, S. 185–228.
- Eisele, W. (1936): Über die Beziehungen des Eisenkreislaufes zum Phosphatkreislauf im eutrophen See. *Archiv für Hydrobiologie* 29: 664–686.
- El-Shafai, S.A., El-Gohary, F.A., Nari, F.A., Van der Steen, N.P. & Gijzen, H.J. (2007): Nutrient recovery from domestic wastewater using UASB-duckweed ponds system. *Bioresource Technology* 98: 798–807.
- EN ISO 7980: Bestimmung von Calcium und Magnesium, 54. Lieferung 2002.
- Fierer, N., Schimel, J.P., Cates, R.G. & Zou, J. (2001): Influence of balsam poplar tannin fractions on carbon and nitrogen dynamics in Alaskan taiga floodplain soils. *Soil Biology & Biochemistry* 33: 1827–1839.
- Filip, Z., Claus, H. & Dippell, G. (1998): Degradation of humic substances by soil microorganisms – a review. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 161: 605–612.
- Fischer, U. (2004): Entwicklung der Kulturlandschaft im Peene-Talmoor seit 1700 – Historische landschaftsökologische Untersuchung eines norddeutschen Flusstalmoores unter besonderer Berücksichtigung des frühneuzeitlichen Zustandes. Dissertation, Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, 279 S.
- Fisher, J. & Acreman, M.C. (2004): Wetland nutrient removal: a review of the evidence. *Hydrology and Earth System Sciences* 8: 673–685.
- 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.
- Freeman, C., Liska, G., Ostle, N.J., Lock, M.A., Reynolds, B. & Hudson, J. (1996): Microbial activity and enzymatic decomposition processes following peatland water table drawdown. *Plant and Soil* 180: 121–127.
- Freeman, C., Ostle, N. & Kang, H. (2001): An enzymatic latch on a global carbon store. *Nature* 409: 149.
- Freeman, C., Ostle, N.J., Fenner, N. & Kang, H. (2004): A regulatory role for phenol oxidase during decomposition in peatlands. *Soil Biology & Biochemistry* 36: 1663–1667.
- Frick, A. (2006): Beiträge hochauflösender Satellitenfernerkundung zum FFH-Monitoring – Entwicklung eines wissenschaftlichen Klassifikationsverfahrens und Anwendung in Brandenburg. Dissertation, TU Berlin, 226 S.
- Frolking, S. & Roulet, N.T. (2007): Holocene radiative forcing impact of northern peatland carbon accumulation and methane emissions. *Global Change Biology* 13: 1079–1088.
- Gelbrecht, J. & Koppisch, D. (2001): Phosphor-Umsetzungsprozesse. In: Succow, M. & Joosten, H. (Hrsg.): *Landschaftsökologische Moorkunde*. Schweizerbart, Stuttgart, S. 24–26.
- Gelbrecht, J. & Lengsfeld, H. (1998): Phosphorus in fens adjacent to surface waters. *Berichte des IGB, Heft 5*: 94–100.
- Gelbrecht, J. & Zak, D. (2004): Stoffumsetzungsprozesse in Niedermooren und ihr Einfluss auf angrenzende Oberflächengewässer. *Wasserwirtschaft* 5: 15–18.
- Gelbrecht, J. & Zak, D. (2008): Stoffumsetzungsprozesse in naturnahen, entwässerten und wiedervernässten Niedermoorböden. – DWA-Themen, Dränung, 70–79.
- Gelbrecht, J., Exner, H.J., Conrad, S., Rehfeld-Klein, M. & Sensel, F. (2002): Wasserchemismus. In: Köhler, J., Gelbrecht, J. & Pusch, M. (Hrsg.): *Die Spree – Zustand, Probleme und Entwicklungsmöglichkeiten*. *Limnologie aktuell*, Bd. 10, Schweizerbart, Stuttgart, S. 74–85.
- Gelbrecht, J., Lengsfeld, H. & Zak, D. (2003): Stoffrückhalt und -freisetzung in grundwassergespeisten Mooren des nordostdeutschen Tieflandes. *Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz & Geologie Mecklenburg-Vorpommern* 2: 55–66.
- Gelbrecht, J., Zak, D. & Rossoll, T. (2006): Dynamik gelöster Stoffe und Phosphorrückhalt in wiedervernässten Mooren des Peenetales (Mecklenburg-Vorpommern). *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* 45(1): 3–21.
- Georgé, S., Brat, P., Alter, P. & Amiot, M.J. (2005): Rapid determination of polyphenols and vitamin C in plant-derived products. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 53: 1370–1373.
- Gerloff, G.C. & Kromholz, P.H. (1966): Tissue analysis as a measure of nutrient availability for the growth of angiosperm aquatic plants. *Limnology and Oceanography* 11: 529–537.
- Gessner, M.O. & Steiner, D. (2005): Acid butanol assay for proanthocyanidins (condensed tannins). In: Graça, M.A.S., Bärlocher, F. & Gessner, M.O. (eds.): *Methods to study litter decomposition: A practical guide*. Springer, The Netherlands, pp. 107–114.
- Giner-Chavez, B.I., Van Soest, P.J., Robertson, J.B., Lascano, C., Reed, J.D. & Pell, A.N. (1997): A method for isolating condensed tannins from crude plant extracts with trivalent ytterbium. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 74: 359–368.
- Gorham, E. (1991): Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climate warming. *Ecological applications* 1(2): 182–195.
- Gorham, E. (1995): The biogeochemistry of northern peatlands and its possible responses to global warming. In: Woodwell, G.M. & Mackenzie, F.T. (Eds.): *Biotic feedbacks in the global climatic system*. Oxford University Press, Oxford, 169–187.
- Graham, S.A., Craft, C.B., McCormick, P.V. & Aldous, A. (2005): Forms and accumulation of soil P in natural and recently restored peatlands Upper Klamath Lake, Oregon, USA. *Wetlands* 25: 594–606.
- Greenway, M. & Woolley, A. (2001): Changes in plant biomass and nutrient removal over 3 years in a constructed wetland in Cairns, Australia. *Water Science and Technology* 44: 303–310.
- Guardado, I., Urrutia, O. & Garcia-Mina, J.M. (2007): Size distribution, complexing capacity, and stability of phosphate-metal-humic complexes. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 55: 408–413.
- Gumbricht, T. (1993): Nutrient removal processes in freshwater submersed macrophytes systems. *Ecological Engineering* 2: 1–30.
- Gunaseelan, V.N. (1997): Anaerobic digestion of biomass for methane production: A review. *Biomass and Bioenergy* 13: 83–114.
- Güsewell, S. & Koerselman, W. (2002): Variation in nitrogen and phosphorus concentrations of wetland plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 5(1): 37–61.
- Hartmann, M. (1999): To the roots of peat formation – production and decomposition processes in a fen. Dissertation, Ernst-Moritz-Arndt-Universität, Greifswald, 99 S.
- Hätterschwilzer, S. & Vitousek, P.M. (2000): The role of polyphenols in terrestrial ecosystem nutrient cycling. *Trends in Ecology & Evolution* 15: 238–243.
- Heikkinen, K., Ihme, R., Osma, A.-M. & Hartikainen, H. (1995): Phosphate removal by peat from peat mining drainage water during overland flow wetland treatment. *Journal of Environmental Quality* 24: 597–602.
- Hejný, S., Květ, J. & Dykyjová, D. (1985): Survey of biomass and net production of higher plant communities in fishponds. *Folia Geobotanica & Phytotaxonomica* 16: 73–94.
- Hendriks, D.M.D., Van Huissteden, J., Dolman, A.J. & van der Molen, M.K. (2007): The full greenhouse gas balance of an abandoned peat meadow. *Biogeosciences* 4: 411–424.
- Hennecke, F. (2001): Prozesse Nutzung der Moore – Schutz der Moore: Das Naturschutzgroßprojekt „Peenetal-Landschaft“. In: Succow, M. & Joosten, H. (Hrsg.): *Landschaftsökologische Moorkunde*. Schweizerbart, Stuttgart, S. 487–492.

- Hernes, P.J. & Hedges, J.I. (2000): Determination of condensed tannins monomers in environmental samples by capillary gas chromatography of acid depolymerization extracts. *Analytical Chemistry* 72: 5115-5124.
- Hesslein, R.H. (1976): An in situ sampler for close interval pore water studies. *Limnology and Oceanography* 22: 913-915.
- Hilt, S., Ghobrial, M.G.N. & Gross, E.M. (2006): In situ allelopathic potential of *Myriophyllum verticillatum* (Haloragaceae) against selected phytoplankton species. *Journal of Phycology* 42: 1189-1198.
- Hoagland, C.R., Lowell, E.G. & David, M.B. (2001): Plant nutrient uptake and biomass accumulation in a constructed wetland. *Journal of Freshwater Ecology* 16: 527-540.
- Hoffmann, C.C., Pedersen, M.L., Kronvang, B. & Ovig, L. (1998): Restoration of the rivers Brede, Cole and Skerne: a joint Danish and British EU-LIFE demonstration project, IV – Implications for nitrate and iron transformation. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 8: 223-240.
- Holmer, M. & Storkholm, P. (2001): Sulphate reduction and sulphur cycling in lake sediments: a review. *Freshwater Biology* 46: 431-451.
- Höper, H., Augustin, J., Dröser, M., Lundin, L., Moors, E., Vasander, H. & Waddington, M. (2008): Restoration of disturbed peatlands and greenhouse gas balance. In: Laine, J. (Ed.): Peatlands and Climate Change, International Peat Society, Jyväskylä, Finland, pp. 182-210.
- Horppila, J. & Nurminen, L. (2005): Effects of calculation procedure and sampling site on trap method estimates of sediment resuspension in a shallow lake. *Sedimentology* 52: 903-913.
- Huber, S.A. & Frimmel, F.H. (1996): Size-exclusion-chromatography with organic carbon detection (LC-OC-D): A fast and a reliable method for characterisation of hydrophilic organic matter in natural waters. *Vom Wasser* 86: 277-290.
- Hupfer, M. & Dollan, A. (2003): Immobilisation of phosphorus by iron-coated roots of submerged macrophytes. *Hydrobiologia* 506: 635-640.
- Hupfer, M., Gächter, R. & Giovanoli, R. (1995): Transformation of phosphorus species in settling seston and during early sediment diagenesis. *Aquatic Sciences* 57: 305-324.
- Hupfer, M., Gelbrecht, J., Scharf, B. & Steinberg, C.E.W. (1997): Konzeptionelle Ansätze zur Steuerung des Phosphat-Haushaltes von Seen durch interne Maßnahmen. *Wasser & Boden* 12: 8-13.
- Inderjit & Mallik, A.U. (1997): Effect of phenolic compounds on selected soil properties. *Forest Ecology and Management* 92: 11-18.
- Ivanoff, D.B., Reddy, K.R. & Robinson, S. (1998): Chemical fractionation of organic phosphorus in selected histosols. *Soil Science* 163: 36-45.
- Jacobs, P.H. (2002): A new rechargeable dialysis pore water sampler for monitoring sub-aqueous in-situ sediment caps. *Water Research* 36: 3121-3129.
- Janssens, I. A., Freibauer, A., Schlamadinger, B., Ceulemans, R., Ciais, P., Dolman, A.J., Heimann, M., Nabuurs, G.-J., Smith, P., Valentini, R. & Schulze, E.-D. (2005): The carbon budget of terrestrial ecosystems at country-scale - a European case study. *Biogeosciences* 2: 15-26.
- Jansson, M. (1987): Anaerobic dissolution of iron-phosphorus complexes in sediment due to the activity of nitrate-reducing bacteria. *Microbial Ecology* 14: 81-89.
- Jensen, H.S., Kristensen, P., Jeppesen, E. & Skytthe, A. (1992): Iron:phosphorus ratio in surface sediments in shallow lakes. *Hydrobiologia* 235/236: 731-743.
- Jensen, M.B., Hansen, H.C.B., Nielsen, N.E. & Magid, J. (1999): Phosphate leaching from intact soil column in response to reducing conditions. *Water, Air and Soil Pollution* 113: 411-423.
- Jeschke, L., Knapp, H.D. & Succow, M. (2001): Kennzeichnung und Typisierung von Moorlandschaften (chorische Betrachtung): Moorregionen Europas. In: Succow, M. & Joosten, H. (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde. Schweizerbart, Stuttgart, S. 256-316.
- Joosten, H. & Clarke, D. (2002): Wise use of mires and peatland – Background and principles including a framework for decision-making. International Mire Conservation Group / International Peat Society, 304 S.
- Joosten, H. & Couwenberg, J. (2001): Zur anthropogenen Veränderung der Moore: Bilanzen zum Moorverlust: Das Beispiel Europa. In: Succow, M. & Joosten, H. (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde. Schweizerbart, Stuttgart, S. 471-472.
- Joosten, H. & Succow, M. (2001): Hydrogenetische Moortypen. In: Succow, M. & Joosten, H. (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde. Schweizerbart, Stuttgart, S. 234-240.
- Joosten, H. (2004): The IMCG Global Peatland Database. [www.imcg.net/gpd/gpd.htm](http://www.imcg.net/gpd/gpd.htm).
- Jordan, S. (2004): Phosphorbindungsformen in Niedermoor torfen des Peenetals (Mecklenburg-Vorpommern) als Grundlage für eine Interpretation des P-Freisetzungs potenzials. Diplomarbeit. Humboldt-Universität zu Berlin, LGE, 71 S.
- 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.
- Kaczorek, D. & Sommer, M. (2003): Micromorphology, chemistry, and mineralogy of bog iron ores from Poland. *Catena* 54: 393-402.
- Käding, H. (1994): Ökologische Bewirtschaftung von Niedermoorgrünland unter Berücksichtigung der Nährstoffbilanzen. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 33: 187-194.
- Kadlec, R. H., Knight, R. L., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., & Haberl, R. (2000): Constructed wetlands for pollution control. Scientific and Technical Report No. 8, IWA Publishing, 156 pp.
- Kaiser, K. (2001): Neue geomorphologische und pedologische Befunde zur jungquartären Landschaftsentwicklung in Mecklenburg-Vorpommern. In: Billwitz, K. (2001): Geoökologische und Landschaftsökologische Studien in Mecklenburg-Vorpommern. Greifswalder Geographische Arbeiten 23: 7-41.
- Kalbitz, K. & Geyer, S. (2002): Different effects of peat degradation on dissolved organic carbon and nitrogen. *Organic Geochemistry* 33: 319-326.
- Kalbitz, K., Rupp, H., Meissner, R. & Braumann, F. (1999): Folgewirkungen der Renaturierung eines Niedermoors auf die Stickstoff-, Phosphor- und Kohlenstoffgehalte im Boden- und Grundwasser. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 40: 22-28.
- Kätterer, T. & Andrén, O. (1999): Growth dynamics of reed canarygrass (*Phalaris arundinacea* L.) and its allocation of biomass and nitrogen below ground in a field receiving daily irrigation and fertilisation. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 54: 21-29.
- Keller, J.K. & Bridgman, S.D. (2007): Pathways of anaerobic carbon cycling across an ombrotrophic-minerotrophic peatland gradient. *Limnology and Oceanography* 52: 96-107.
- Kieckbusch, J.J. & Wiebe, C. (2004): Das Wiedervermässungsprojekt Pohnsdorfer Stauung – Umsetzung und Stickstoffbilanzen. *Wasserwirtschaft* 5: 35-39.
- 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.
- Kirschner, A.K.T., Riegl, B. & Velimirov, B. (2001): Degradation of emergent and submerged Macrophytes in an Oxbow lake of an embanked backwater system: implication for the terrestrialization process. *International Review of Hydrobiology* 86: 555-571.
- Kleeberg, A. (1998): The quantification of sulphate reduction in sulphate-rich freshwater lakes – a means for predicting the eutrophication process of acidic mining lakes. *Water, Air, and Soil Pollution* 108: 365-374.
- Kleeberg, A. (2003): Re-assessment of Wundsch's (1940) 'H<sub>2</sub>S-Oscillatoria-Lake' type using the eutrophic Lake Scharmützel (Brandenburg, NE Germany) as an example. *Hydrobiologia* 501: 1-5.
- Koerselman, W. & Verhoeven, J.T.A. (1992): Nutrient dynamics in mires of various trophic status: nutrient inputs and outputs and the internal nutrient cycle. In: Verhoeven, J.T.A. (ed.): Fens and Bogs in the Netherlands: Vegetation, History, Nutrient Dynamics and Conservation. Geobotany 18, Klumer, pp. 397-432.
- Koerselman, W., De Caluwe, H. & Kieskamp, W.M. (1989): Denitrifikation and dinitrogen fixation in two quaking fens in the Vechtplassen area, The Netherlands. *Biogeochemistry* 8: 153-165.
- Koerselman, W., Van Kerckhoven, M.B. & Verhoeven, J.T.A. (1993): Release of inorganic N, P and K in peat soils; effect of temperature, water chemistry and water level. *Biogeochemistry* 20: 63-81.
- Kögel-Knabner, I. (2002): A macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. *Soil Biology & Biochemistry* 34: 139-162.
- Koppisch, D. (2001): Kationenaustauschkapazität, Umsetzungsprozesse von Kalium, Calcium, Magnesium, Eisen und Einfluss des pH-Wertes. In: Succow, M. & Joosten, H. (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde. Schweizerbart, Stuttgart, S. 26-28.
- Koppisch, D., Roth, S., Knapp, M., Blankenburg, J. & Eschner, D. (2001): Einfluss von Wiedervermässung und Bewirtschaftung auf pflanzenverfügbare Nährstoffe. In: Kratz, R. & Pfadenhauer, J. (Hrsg.): Ökosystemmanagement für Niedermoor: Strategien und Verfahren zur Renaturierung. Eugen Ulmer, Stuttgart, S. 92-104.
- Körner, S. (1996): Selbstreinigungsprozesse im Klärwerksableiter Wuhle unter besonderer Berücksichtigung der Submersen Makrophyten. Dissertation, Humboldt-Universität zu Berlin, 122 S.
- Koska, I. (2001): Ökohydrologische Kennzeichnung von Moorstandorten. In: Succow, M. & Joosten, H. (Hrsg.) (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. Schweizerbart, Stuttgart, S. 92-111.
- Koska, I., Succow, M. & Timmermann, T. (2001): Vegetationsformen der offenen, naturnahen Moore und des aufgelassenen Feuchtgrünlandes. In: Succow, M. & Joosten, H. (Hrsg.) (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. Schweizerbart, Stuttgart, S. 144-161.
- Kosuge, T. (1969): The role of phenolics in host response to infection. *Annual Review of Phytopathology* 7: 195-222.
- Kraus, M. (2006): Synthese von 14C markierten Anthocyanidinen und Studien zur intestinalen Verfügbarkeit von Anthocyanen aus Heidelbeeren (*Vaccinium myrtillus* L.). Dissertation, Julius-Maximilian-Universität Würzburg, Fakultät für Chemie und Pharmazie, 187 S.
- Kraus, T.E.C., Dahlgren, R.A. & Zasoski, R.J. (2003): Tannins in nutrient dynamics of forest ecosystems – a review. *Plant & Soil* 256: 41-66.
- Küchler, L. (1986): Analyse der Wasserpflanzenentwicklung in Grabensystemen zur Grundwasserregulierung. *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 14: 47-57.
- Kühl, H. & Kohl, J.G. (1992): Nitrogen accumulation, productivity and stability of reed stands (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel) at different lakes and sites of the lake districts Uckermark and Mark Brandenburg. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 77: 85-107.
- Květ, J. & Husák, Š. (1978): Primary data on biomass and production estimates in typical stands of fishpond littoral plant communities. In: Dykovičová, D. & Květ, J. (1978): Pond littoral ecosystems – structure and functioning. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, pp. 211-216.

- Lääne, A., Pitkänen, H., Arheimer, B., Behrendt, H., Jarosinski, W., Lucane, S., Pachel, K., Räike, A., Shekhovtsov, A., Svendsen, L.M. & Valatka, S. (2002): Evaluation of the implementation of the 1988 Ministerial Declaration regarding nutrient load reductions in the Baltic Sea catchment area. *The Finnish Environment* 524, 195 S.
- Lakshman, G. (1987): Ecotechnological opportunities for aquatic plants - a survey of utilization options. In: Reddy, K.R. (Ed.): *Aquatic plants for water treatment and resource recovery*. Magnolia publishing Inc., Orlando, pp. 49-68.
- Lamers, L.P.M., Falla, S.-J., Samborska, E.M., Van Dulken, I.A.R., Van Hengstum, G. & Roelofs, J.G.M. (2002 b): Factors controlling the extent of eutrophication and toxicity in sulfate-polluted freshwater wetlands. *Limnology and Oceanography* 47: 585-593.
- Lamers, L.P.M., Smolders, A.J.P. & Roelofs, J.G.M. (2002 a): The restoration of fens in the Netherlands. *Hydrobiologia* 478: 107-130.
- Lamers, L.P.M., Tomassen, H.B.M. & Roelofs, J.G.M. (1998): Sulphate induced eutrophication and phytotoxicity in freshwater wetlands. *Environmental Science & Technology* 32: 199-205.
- Landgraf, L. & Schultz-Sternberg, R. (2001): Ökologische Bewertung der brandenburgischen Niedermoore – Auswertung digitaler Biotop- und Moordaten. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 10(1): 17-28.
- Landgraf, L. (1998): Landschaftsökologische Untersuchungen an einem wiedervernässten Niedermoor an der Nuthe-Nieplitz-Niederung. *Studien und Tagungsberichte des LUA Brandenburg* 18: 1-120.
- Landolt, E. (1996): Duckweeds (Lemnaceae): Morphological and ecological characteristics and their potential for recycling of nutrients. *Environmental Research Forum* 5-6: 289-296.
- Lein, J. (2001): Renaturierung eines degradierten Flusstalmoores – Am Beispiel von zwei wiedervernässten Poldern im Peenetalmoor nördlich von Anklam. Diplomarbeit, Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, 141 S.
- Leinweber, P. & Schlichting, A. (2003): Auswirkungen der Wiedervernäsung von Niedermooren auf Umsetzung und Mobilisierung von Phosphor-Verbindungen. *Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz & Geologie Mecklenburg-Vorpommern* 2: 67-81.
- Lengsfeld, H., Gelbrecht, J. & Opitz, D. (2004): Sanierungsmaßnahmen zur Erhöhung des Phosphorrückhaltes in einem kleinen Teileinzugsgebiet der Spree (Demnitzer Mühlengieß) – Ausgangssituation, Ergebnisse und Bewertung der Maßnahmen. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 13(3): 116-124.
- Lenschow, U. & Thiel, W. (2000): Das Moorschutzkonzept des Landes Mecklenburg-Vorpommern. *Ansätze zur Lösung der durch Entwässerung verursachten ökonomischen und ökologischen Probleme. Natur und Landschaft* 75(8): 317-322.
- Lenschow, U. (1997): *Landschaftsökologische Grundlagen und Ziele zum Moorschutz in M-V*. Landesamt für Umwelt und Natur, Gülzow, 72 S.
- Lenz, A., Kleyn, K.P. & Geller, G. (1992): Freisetzung von Stickstoff und Kohlenstoff durch Niedermoorentwässerung. *Wasser & Boden* 2: 61-62.
- Li, Y.H. & Gregory, S. (1974): Diffusion of ions in sea water and in deep-sea sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 38: 703-714.
- Lijklema, L. (1980): Interaction of orthophosphate with iron (III) and aluminium hydroxides. *Environmental Science and Technology* 14: 537-541.
- Limpens, J., Berendse, F., Blodau, C., Canadell, J. G., Freeman, C., Holden, J., Roulet, N., Rydin H. & Schaeppman-Strub G. (2008): Peatlands and the carbon cycle: from local processes to global implications – a synthesis. *Biogeosciences* 5: 1475-1491.
- Litaor, M.L., Reichmann, O., Auerswald, K., Haim, A., & Shenker, M. (2004): The geochemistry of phosphorus in peat soils of a semiarid altered wetland. *Soil Science Society of America Journal* 68: 2078-2085.
- Livingston, G.P. & Hutchinson, G.L. (1995): Enclosure-based measurement of trace gas exchange: applications and sources of error. In: Matson, P.A. & Harris, R.C. (eds.): *Biogenic Trace Gases: Measuring Emissions from Soil and Water*, Blackwell Science, Oxford, pp. 14-51.
- Lloyd, J. & Taylor, J.A. (1994): On the temperature dependence of soil respiration. *Functional Ecology* 8: 315-323.
- Lofffield, N., Flessa, H., Augustin, J. & Beese, F. (1997): Automated gas chromatographic system for rapid analysis of the atmospheric trace gases CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O. *Journal of Environmental Quality* 26: 560-564.
- Lombardo, P. & Cooke, D. G. (2003): *Ceratophyllum demersum* – phosphorus interactions in nutrient enriched aquaria. *Hydrobiologia* 497: 79-90.
- Lorenz, W.D., Sauerbrey, R., Eschner, D., Lehrkamp, H. & Zeitz, J. (1992): Zustand der landwirtschaftlich genutzten Niedermoore in der ehemaligen DDR. *Wasser & Boden* 2: 58-61.
- Lovley, D.R. (1987): Organic matter mineralization with the reduction of ferric iron: a review. *Geomicrobiology Journal* 5: 375-399.
- Lucassen, E.C.H.E.T., Smolders, A.J.P., Van de Crommenacker, J. & Roelofs, J.G.M. (2004): Effects of stagnating sulphate-rich groundwater on the mobility of phosphate in freshwater wetlands: a field experiment. *Archiv für Hydrobiologie* 160: 117-131.
- LUNG (1994 – 1997): *Moorstandortkatalog Mecklenburg-Vorpommern*. Güstrow.
- Luthardt, V. & Kreil, W. (1990): Langzeitwirkung verschieden hoher N-Düngung auf die Torfmineralisation eines Niedermoorstandortes. *Archiv für Acker-, Pflanzenbau und Bodenkunde* 34: 865-873.
- Luthria, D.L. & Pastor-Corrales, M.A. (2006): Phenolic acids content of fifteen dry bean (*Phaseolus vulgaris* L.) varieties. *Journal of Food Composition and Analysis* 19: 205-211.
- Madsen, J.D., Chambers, P.A., James, W.F., Koch, E.W. & Westlake, D.F. (2001): The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia* 444: 71-84.
- Martikainen, P. (1996): The fluxes of greenhouse gases CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, and N<sub>2</sub>O in northern peatlands. In: Lappalainen, E. (ed.): *Global peat resources*. International Peat Society, Jyväskylä, Finland, pp. 29-36.
- Mason, J.Y. & Bryant, R.J. (1975): Production, nutrient content and decomposition of *Phragmites communis* Trin. and *Typha angustifolia* L. *Journal of Ecology* 63: 71-95.
- Megonigal, J., Whalen, S., Tissue, D., Bovard, B., Albert, D. & Allen, A. (1999): A plant-soil-atmosphere microcosm for tracing radiocarbon from photosynthesis through methanogenesis. *Soil Science Society of America Journal* 63: 665-671.
- Meißner, R., Rupp, H. & Klapper, H. (2001): Erfahrungen bei der Wiedervernäsung von Niedermooren in Norddeutschland. *Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall* 8: 1127-1134.
- Meißner, R., Rupp, H., Seeger, J. & Schonert, P. (1996): Folgewirkungen der Wiedervernäsung eines Niedermoorgebietes auf Nährstoff- und DOC-Gehalte im Boden. *Wasserwirtschaft* 86: 88-92.
- Mengel, K. (1991): Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze. 7. überarb. Aufl., Gustav Fischer, Jena, 466 S.
- Merbach, W., Augustin, J. & Gans, W. (2001): Nitrous oxide emission from fen mires in dependence of anthropogenic activities. *Applied Botany* 75: 118-123.
- Meyer, K. & Höper, H. (1998): C-Spurenhaushalt bei vollständigem Überstau eines flachen Niedermoores in Niedersachsen. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 88: 31-34.
- Meyer, N. (2008): Bewertung des Oberbodenabtrages zur Reduzierung der Phosphorfreisetzung und des Phosphoraustrages aus wiedervernässten Niedermooren am Beispiel der Lehtsee-Niederung in Brandenburg. Diplomarbeit. Technische Universität Berlin, Institut für Technischen Umweltschutz, 66 S.
- Michaelis, D. (2002): Die spät- und nacheiszeitliche Entwicklung der natürlichen Vegetation von Durchströmungsmooren in Mecklenburg-Vorpommern am Beispiel der Recknitz. *Dissertationes Botanicae*, Bd. 365, Cramer in der Gebr. Borntraeger-Verl.-Buchh., Berlin, Stuttgart, 188 S.
- Michaelis, L. & Menten, M.L. (1913): Die Kinetik der Invertinwirkung. *Biochemische Zeitung* 49: 333.
- Mitra, S., Wassmann, R. & Vlek, P.L.G. (2005): An appraisal of global wetland area and its organic carbon stock. *Current Science* 88: 25-35.
- Mitsch, J.W. & Gosselink, J.G. (1993): *Wetlands*. Second Edition. – Van Nostrand Reinhold, New York, 722 pp.
- Mortimer, C. (1941): The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. *Journal of Ecology* 29: 280-329.
- Mortimer, C. (1942): The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. *Journal of Ecology* 30: 147-201.
- Mosier, A., Kroeze, C., Nevison, C., Oenema, O., Seitzinger, S. & van Cleemput, O. (1998): Closing the global N<sub>2</sub>O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle - OECD/IPCC/IEA phase II development of IPCC guidelines for national greenhouse gas inventory methodology. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 52: 225-248.
- Mueller-Harvey, I. (2001): Analysis of hydrolysable tannins. *Animal Feed Science and Technology* 91: 3-20.
- Münster, U. & De Haan, H. (1998): The role of microbial extracellular enzymes in the transformation of dissolved organic matter in humic waters. In: Hessen, D.O. & Tranvik, L.J. (eds): *Aquatic Humic Substances*. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, pp. 199-256.
- Murphy, J. & Riley, J.P. (1962): A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta* 27: 31-36.
- Newman, S. & Robinson, J.S. (1999): Forms of organic phosphorus in water, soils and sediments. In: Reddy, K.R., O'Connor, G.A. & Schelske, C.L. (eds): *Phosphorus biogeochemistry in subtropical ecosystems*. Lewis Publishers, Boca Raton and London, pp. 207-219.
- Nikolić, L., Čobanović, K. & Lazić, D. (2007): *Nymphoides peltata*, *Myriophyllum spicatum* and *Ceratophyllum demersum* biomass dynamics in Lake Provala. *Central European Journal of Biology* 2(1): 156-168.
- Odonk, J.P. & Květ, J. (1978): Selection of sampling areas in assessment of production. In: Dykxjová, D. & Květ, J. (1978): *Pond Littoral Ecosystems – Structure and functioning*. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, pp. 163-174.
- Odonk, J.P. (1978): Estimation of seasonal growth of underground biomass. In: Dykxjová, D. & Květ, J. (1978): *Pond Littoral Ecosystems – Structure and functioning*. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, pp. 193-198.
- Ohle, W. (1938): Die Bedeutung der Austauschvorgänge zwischen Schlamm und Wasser für den Stoffwechsel der Gewässer. *Vom Wasser* 13: 87-97.
- Olde Venterink, H., Davidsson, T.E., Kiehl, K. & Leonardson, L. (2002): Impact of drying and re-wetting on N, P and K dynamics in a wetland soil. *Plant and Soil* 243: 119-130.
- Ojala, O.G., Reddy, K.R. & Stites, D.L. (1997): Influence of draining on soil phosphorus forms and distribution in a constructed wetland. *Ecological Engineering* 9: 157-169.
- Ozimek, T. (1996): Usefulness of *Lemna minor* in wastewater treatment in temperate climates – Myth or fact? *Environmental Research Forum* 5-6: 297-302.
- Page, S.E., Siegert, F., Rieley, J.O., Boehm, H.-D.V., Jayak, A. & Limink, S. (2002): The amount of carbon released from peat and forest fires in Indonesia during 1997. *Nature* 420: 61-65.
- Paludan, C. & Jensen, H.S. (1995): Sequential extraction of phosphorus in freshwater wetland and lake sediments: significance of humic acids. *Wetlands* 15: 365-373.



- Patrick, H. (1990): Microbial reactions of nitrogen and phosphorus in wetlands. The Utrecht Plant Ecology News Report 11: 52-63.
- Pfadenhauer, J. & Klötzli, F. (1996): Restoration experiments in middle European wet terrestrial ecosystems: An overview. *Vegetatio* 126: 101-115.
- Pietro, K.C., Chimney, M.J. & Steinmann, A.D. (2006): Phosphorus removal by the *Ceratophyllum*/periphyton complex in a south Florida (USA) freshwater marsh. *Ecological Engineering* 27: 290-300.
- Porter, L.J., Hrstich, L.N. & Chan, B.G. (1986): The conversion of procyranidins and prodelphinidins to cyanidin and delphinidin. *Phytochemistry* 25: 223-230.
- Postma, D. (1981): Formation of siderite and vivianite and pore water composition of a recent bog sediment in Denmark. *Chemical Geology* 31: 225-244.
- Pracht, J., Boenigk, J., Isenbeck-Schröter, M., Keppler, F. & Schöler, H.F. (2001): Abiotic Fe(III) induced mineralization of phenolic substances. *Chemosphere* 44: 613-619.
- Psenner, R. & Pucsko, R. (1988): Phosphorus fractionation: advantages and limits of the method for the study of sediment P origins and interactions. *Archiv für Hydrobiologie Beih.* 30: 43-59.
- Psenner, R., Pucsko, R. & Sager, M. (1984): Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen von Sedimenten – Versuch einer Definition ökologisch wichtiger Fraktionen. *Archiv für Hydrobiologie, Suppl.* 70: 111-155.
- Puustjärvi, V. (1970): Degree of humification. *Peat Plant News* 3: 48-52.
- Qiu, S. & McComb, A.J. (1994): Effects of oxygen concentrations on phosphorus release from reflooded air-dried wetland sediments. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 45: 1319-1328.
- Qualls, R.G. & Richardson, C.J. (2000): Phosphorus enrichment affects litter decomposition, immobilization, and soil microbial phosphorus in wetland mesocosms. *Soil Science Society of America Journal* 64: 799-808.
- Quast, J. (1997): Wasserangebot in Brandenburgs Agrarlandschaften und gebotene wasserwirtschaftliche Konsequenzen. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* 35: 267-277.
- Reddy, K.R. & DeBusk, T.A. (1987): State of the art utilization of aquatic plants in water pollution control. *Water Science and Technology* 19: 61-79.
- Reddy, K.R. & DeLaune, R.D. (2008): Carbon. *Biogeochemistry of wetlands*. CRC Press, Boca Raton, pp. 111-184.
- Reddy, K.R., Kadlec, R.H., Flaig, E. & Gale, P.M. (1999): Phosphorus retention in streams and wetlands: A review. *Environmental Science & Technology* 29: 83-146.
- Reiche, M. (2004): Modifikation und Etablierung von Methoden zur Erfassung von mikrobiellen Aktivitäten in Torfen. Diplomarbeit, Humboldt-Universität zu Berlin, Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät, 90 S.
- Renger, M., Wessolek, G., Schwärzel, K., Sauerbrey, R. & Siewert, C. (2002): Aspects of peat conservation and water management. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 165: 487-493.
- Richardson, C.J. & Marshall, P. E. (1986): Processes controlling movement, storage, and export of phosphorus in a fen peatland. *Ecological Monographs* 56: 279-302.
- Richardson, C.J. (1985): Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in freshwater wetlands. *Science* 228: 1424-1427.
- Riedl, K.M. & Hageman, A.E. (2001): Tannin-protein complexes as radical scavengers and radical sinks. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 49: 4917-4923.
- Robinson, J.S., Johnston, C.T. & Reddy, K.R. (1998): Combined chemical and <sup>31</sup>P-NMR spectroscopic analysis of phosphorus in wetland organic soils. *Soil Science* 163: 705-713.
- Roden, E.E. & Edmonds, J.W. (1997): Phosphate mobilization in iron-rich anaerobic sediments: microbial Fe(III) oxide reduction versus iron-sulfide formation. *Archiv für Hydrobiologie* 139(3): 347-378.
- Roelofs, J.G.M. (1991): Inlet of alkaline river water into peaty lowlands: effects on water quality and *Stratiotes aloides* L. stands. *Aquatic Botany* 46: 267-293.
- Roth, S. (2000): Etablierung von Schilfröhrichten und Seggenriedern auf wiedervernässten Niedermooren. Dissertation, Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, 155 S.
- Roulet, N.T., Lafleur, P.M., Richard, P.J.H., Moore, T.R., Humphreys, E.R. & Bubier, J. (2007): Contemporary carbon balance and late holocene carbon accumulation in a northern peatland. *Global Change Biology* 13: 397-411.
- Rupp, H., Meissner, R. & Leinweber, P. (2004): Effects of extensive land use and re-wetting on diffuse phosphorus pollution in fen areas – results from a case study in the Drömling catchment, Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 167: 408-416.
- Rydin, E. (2000): Potentially mobile phosphorus in Lake Erken sediment. *Water Research* 34(7): 2037-2042.
- Sachse, A., Babenzien, D., Ginzel, G., Gelbrecht, J. & Steinberg, C.E.W. (2001): Characterization of dissolved organic carbon (DOC) in a dystrophic lake and an adjacent fen. *Biogeochemistry* 54: 279-296.
- Saleque, M.A. & Kirk, G.J.D. (1995): Root-induced solubilization of phosphate in the rhizosphere of lowland rice. *New Phytologist* 129: 325-336.
- Scalbert, A. (1991): Antimicrobial properties of tannins. *Phytochemistry* 30: 3875-3883.
- Schindler, U., Behrendt, A. & Müller, I. (2003): Change of soil hydrological properties of fens as a result of soil development. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 166: 357-363.
- Schink, B. (2006): Microbially driven redox reactions in anoxic environments: Pathways, energetics, and biochemical consequences. *Engineering in Life Sciences* 6(3): 228-233.
- Schinner, F. (1993): Bodenatmung. In: Schinner, F., Öhlinger, R., Kandeler, E. & Margesin, R. (Hrsg.): *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*. Springer, Berlin, Heidelberg, S. 84-86.
- Schlichting, A., Leinweber, P., Meissner, R. & Altermann, M. (2002): Sequentially extracted phosphorus fractions in peat-derived soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 165: 290-298.
- Schnürer, J. & Rosswall, T. (1982): Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter. *Applied and Environmental Microbiology* 43: 1256-1261.
- Schofield, P., Mbugua, D.M. & Pell, A.N. (2001): Analysis of condensed tannins: a review. *Animal Feed Science and Technology* 91: 21-40.
- Schrutzer, J. (2001): Niedermoore Schleswig-Holsteins: Charakterisierung und Beurteilung ihrer Funktion im Landschaftshaushalt. Habilitationsschrift, Christian-Albrechts-Universität Kiel, 350 S.
- Schultz-Sternberg, R. & Zeitz, J. (1997): Entscheidungsmatrix als Handlungshilfe für die Erhaltung und Wiederherstellung von Bodenfunktionen in Niedermooren. LUA Brandenburg, Referat Öffentlichkeitsarbeit, Potsdam, 61 S.
- Schwärzel, K., Renger, M., Sauerbrey, R. & Wessolek, G. (2002): Soil physical characteristics of peat soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 165: 479-486.
- Shannon, R.D., White, J.R., Lawson, J.E. & Gilmour, B.S. (1996): Methane efflux from emergent vegetation in peatlands. *Journal of Ecology* 84: 239-246.
- Sharma, P., Aseada, T., Manatunge, J. & Takeshi, F. (2006): Nutrient cycling in a natural stand of *Typha angustifolia*. *Journal of Freshwater Ecology* 21: 431-438.
- Shenker, M., Seitelbach, S., Brand, S., Haim, A. & Litaor, M.I. (2005): Redox reactions and phosphorus release in re-flooded soils of an altered wetland. *European Journal of Soil Science* 56: 515-525.
- Sigg, L. & Stumm, W. (1996): Durch Mikroorganismen katalysierte Redoxprozesse. In: *Aquatische Chemie: eine Einführung in die Chemie wässriger Lösungen und in die Chemie natürlicher Gewässer*. 4., durchges. Aufl., Zürich: vdf, Hochschulverl. an der ETH Zürich, Teubner, Stuttgart, S. 318-322.
- Sinke, A.J.C., Cornelese, A.A., Capenberg, T.E. & Zehnder, A.J.B. (1992): Seasonal variation in sulfate reduction and methaneogenesis in peaty sediments of eutrophic Lake Loosdrecht, The Netherlands. *Biogeochemistry* 16: 43-61.
- Smart, M.M. (1980): Annual changes of nitrogen and phosphorus in two aquatic macrophytes (*Nymphaea*, *Tuberosa* and *Ceratophyllum demersum*). *Hydrobiologia* 70: 31-35.
- Smith, C.S., Adams, M.S. & Gustafson, T.D. (1988): The importance of belowground mineral element stores in cattails (*Typha latifolia* L.). *Aquatic Botany* 30: 343-352.
- Smolder, A.J.P., Lamers, L.P.M., Moonen, M., Zwaga, K. & Roelofs, J.G.M. (2001): Controlling phosphate release from phosphate enriched sediments by adding various iron compounds. *Biogeochemistry* 54: 219-228.
- Spencer, W.E. & Wetzel, R.G. (1993): Acclimation of photosynthesis and dark respiration of a submersed Angiosperm beneath ice in a temperate lake. *Plant Physiology* 101: 985-991.
- St. Louis, V.L., Partridge, A.D., Kelly, C.A. & Rudd, J.W.M. (2003): Mineralization rates of peat from eroding peat islands in reservoirs. *Biogeochemistry* 64 (1): 97-110.
- Stegmann, H. & Zeitz, J. (2001): Bodenbildende Prozesse entwässerter Moore. In: Succow, M. & Joosten, H. (Hrsg.): *Landschaftsökologische Moorkunde*. Schweizerbart, Stuttgart, S. 47-57.
- Steinberg, C. E. W. (1989): Bioverfügbarkeit und Rolle des Phosphors im Gewässer. *Münchener Beiträge für Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie* 43: 190-218.
- Steinmann, P. & Shotyky, W. (1996): Sampling anoxic porewaters in peatlands using „peepers“ for in situ filtrations. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry* 354: 709-713.
- Steinmann, P. & Shotyky, W. (1997): Chemical composition, pH and redox state of sulfur and iron in complete vertical porewater profiles from two *Sphagnum* peat bogs. *Geochemica et Cosmochimica Acta* 61: 1143-1163.
- Strack, M., Waddington, J.M., Turetsky, M., Roulet, N. T., & Byrne, K. (2008): Northern peatlands, greenhouse gas exchange and greenhouse change. In: Laine, J. (Ed.): *Peatlands and Climate Change*, International Peat Society, Jyväskylä, Finland, pp. 44-69.
- Stumm, W. & Sigg, L. (1979): Kolloidchemische Grundlagen der Phosphor - Elimination in Fällung, Flockung und Filtration. *Zeitschrift für Wasser- und Abwasserforschung* 12/2: 73-83.
- Succow, M. & Joosten H. (2001): *Landschaftsökologische Moorkunde*. Schweizerbart, Stuttgart, 622 S.
- Succow, M. & Koska, I. (2001): Nutzung der Moore – Schutz der Moore: Aktuelle Erfordernisse. –In: Succow, M. & Joosten H. (Hrsg.): *Landschaftsökologische Moorkunde*. Schweizerbart, Stuttgart, S. 471-472.
- Succow, M. (1970): Die Vegetation nordmecklenburgischer Flußtalmoore und ihre anthropogene Umwandlung. Dissertation, Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, 344 S.
- Succow, M. (1988): *Landschaftsökologische Moorkunde*. Gustav Fischer Verlag, Jena, 340 S.
- Succow, M. (2001 b): Nutzung der Moore – Schutz der Moore: Schlußbetrachtung. In: Succow, M. & Joosten, H. (Hrsg.): *Landschaftsökologische Moorkunde*. Schweizerbart, Stuttgart, S. 543-546.
- Succow, M. (2001a): Zusammenfassende Beurteilung der Folgen tiefgreifender agrarischer Nutzungsintensivierung der letzten Jahrzehnte auf die Niedermoorestandorte Nordostdeutschlands. In: Succow, M. & Joosten, H. (Hrsg.): *Landschaftsökologische Moorkunde*. Schweizerbart, Stuttgart, S. 463-470.
- Succow, M. (2001b): Revitalisierung von Moorökosystemen – Beispiele in Nordostdeutschland. *Grundsätze*. In: Succow, M. & Joosten, H. (Hrsg.): *Landschaftsökologische Moorkunde*. Schweizerbart, Stuttgart, S. 496-497.
- Szabó, S., Braun, M., Nagy, P., Balázs, S. & Reisinger, O. (2000): Decomposition of duckweed (*Lemna gibba*) under axenic and microbial degradation. *Hydrobiologia* 434: 201-210.



- Therburg, A. & Ruthsatz, B. (1989): Zum Nährstoffgehalt von Schnabel- und Blasenseggenrieden und seiner Aussagekraft für den Trophiegrad von Feuchtstandorten in der Eifel. *Beiträge Landespflege Rheinland-Pfalz* 12: 49-76.
- Thevs, N., Zerbe, S., Gahlert, F., Mijit, M. & Succow, M. (2007): Productivity of reed (*Phragmites australis* Trin. ex Steud.) in continental-arid NW China in relation to soil, groundwater, and land-use. *Journal of Applied Botany and Food Quality* 81: 62-68.
- Thurmann, E. M. (1985): *Organic geochemistry of natural waters*. Nijhoff/Junk Publishers, Dordrecht, 497 S.
- Tiemeyer, B., Frings, J., Kahle, P., Köhne, S. & Lennartz, B. (2007): A comprehensive study of nutrient losses, soil properties and ground water concentrations in a degraded peatland used as an intensive meadow – Implications for re-wetting. *Journal of Hydrology* 345: 80-101.
- Tiemeyer, B., Lennartz, B., Schlichting, A. & Vegelin, K. (2005): Risk assessment of the phosphorus export from a re-wetted peatland. *Physics and Chemistry of the Earth* 30: 550-560.
- Timmermann, T., Margócz, K., Takász, G. & Vegelin, K. (2006): Restoring peat forming vegetation by re-wetting species-poor fen grasslands: the role of water level for early succession. *Applied Vegetation Science* 9: 241-250.
- Totsche, O., Gelbrecht, J., Fyson, A. & Steinberg, C. (2002): Einfluss der Stickstoffassimilation auf pH-Wert und Acidität saurer Tagebauseen. *Wasser & Boden* 54(1+2): 11-15.
- Tuittila, E.-S., Komulainen, V.-M., Vasander, H. & Laine, J. (1999): Restored cutaway peatland as a sink for atmospheric CO<sub>2</sub>. *Oecologia* 120: 563-574.
- Tuittila, E.-S., Komulainen, V.-M., Vasander, H., Nykänen, H., Martikainen, P.J. & Laine, J. (2000): Methane dynamics of a restored cut-away peatland. *Global Change Biology* 6: 569-581.
- Turner, B.L. & Haygarth, P.M. (2001): Phosphorus solubilization in rewetted soils. *Nature* 411: 258.
- Turner, B.L., Mahieu, N. & Condron, L.M. (2003): Phosphorus-31 nuclear magnetic resonance spectral assignments of phosphorus compounds in soil NaOH-EDTA extracts. *Soil Science Society of America Journal* 67: 497-510.
- Urban, N.R. (1994): Retention of sulphur in lake sediments. In: Baker, L.A. (ed): *Environmental chemistry of lakes and reservoirs*. *Advances in chemistry series* 237, Washington DC, pp. 323-369.
- Van der Nat, F.-J. & Middelburg, J.J. (1998): Effects of two common macrophytes on methane dynamics in freshwater sediments. *Biogeochemistry* 43: 79-104.
- Van der Steen, P., Brenner, A. & Oron, G. (1998): An integrated duckweed and algae pond system for nitrogen removal and renovation. *Water Science and Technology* 38: 335-343.
- Van Dijk, J., Stroetenga, M., Bos, L., Van Bodegom, P.M., Verhoef, H.A. & Aerts, R. (2004): Restoring natural seepage conditions on former agricultural grasslands does not lead to reduction of organic matter decomposition and soil nutrient dynamics. *Biogeochemistry* 71: 317-337.
- Van Donk, E., Ramesh, D., Gulati, Iedema, A. & Meulemans, J. T. (1993): Macrophyte-related shifts in the nitrogen and phosphorus contents of the different trophic levels in a biomanipulated shallow lake. *Hydrobiologia* 251: 19-26.
- Velty, S., Balla, D. & Zeitz, J. (2004): Einfluss von Wiedervernässung auf den Stoffhaushalt eines degradierten Niedermoeres. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* 43: 59-86.
- Verhoeven, J.T.A. & Van der Toorn, J. (1990): Marsh eutrophication and wastewater treatment. In: Patten, B.C. et al. (eds.): *Wetlands and shallow continental water bodies*. Vol. 1, SPB Academic Publishing The Hague, pp. 571-585.
- Verhoeven, J.T.A., Arheimer, B., Chengqing, Y. & Hefting M.M. (2006): Regional and global concerns over wetlands and water quality. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 96-103.
- Verhoeven, J.T.A., Maltby, E. & Schmitz, M.B. (1990): Nitrogen and phosphorus mineralization in fens and bogs. *Journal of Ecology* 78: 713-726.
- Vile, M.A., Bridgham, S.D. & Wieder, K.R. (2003): Response of anaerobic carbon mineralization rates to sulfate amendments in a boreal peatland. *Ecological Applications* 13 (3): 720-734.
- Vött, A. (2000): Die Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit im Unterspreewald als Folge menschlicher Eingriffe. *Geoökologie (Bensheim)* 21: 253-283.
- Vymazal, J. (2006): Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment* 380: 48-65.
- Waddington, J.M. & Day, S.M. (2007): Methane emissions from a cutover peatland following restoration. *Journal of Geophysical Research* 112: G03018.
- Waddington, J.M. & McNeil, P. (2002): Peat oxidation in an abandoned cutover peatland. *Canadian Journal of Soil Science* 82: 279-286.
- Webster, J.R. & Benfield, E.F. (1986): Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 567-594.
- Wegener, U. (1998): *Naturschutz in der Kulturlandschaft – Schutz und Pflege von Lebensräumen*. Gustav Fischer Verlag, Jena, 456 S.
- Weiss, J.V., Emerson, D., Backer, S.M. & Megonigal, J.P. (2003): Enumeration of Fe(II)-oxidizing and Fe(III)-reducing bacteria in the root zone of wetland plants: Implications for a rhizosphere iron cycle. *Biogeochemistry* 64: 77-96.
- Westlake, D.F. (1966): Biomass and Productivity of *Glyceria maxima* – Seasonal changes in Biomass. *Journal of Ecology* 54: 745.
- Wetzel, R.G. (2001): *Limnology – Lake and river ecosystems*. Academic Press, New York, London, 1006 S.
- Whiting, G.J. & Chanton, J.P. (1993): Primary production control of methane emission from wetlands. *Nature* 364: 794-795.
- Wieder, R.K. (2006): Primary production in boreal peatlands. In: Wieder R.K. & Witt, D.H.: *Boreal peatland ecosystems*. *Ecological studies* 188. Springer, Heidelberg, pp. 145-164.
- Williams, C.J., Shingara, E.A. & Yavitt, J.B. (2000): Phenol oxidase activity in peatlands in New York State: Response to summer drought and peat type. *Wetlands* 20(2): 416-421.
- Wilson, D., Alm, J., Laine, J., Byrne, K.A., Farrell, E.P. & Tuittila, E.-S. (2008): Rewetting of Cutaway Peatlands: Are we re-creating hot spots of methane emissions? *Restoration Ecology*. Published online July 28 2008, DOI:10.1111/j.1526-100X.2008.00416.x
- Worrall, F. & Burt, T. (2005): Predicting the future DOC flux from upland peatland catchments. *Journal of Hydrology* 300: 126-139.
- Wright, A.L. & Reddy, K.R. (2001): Heterotrophic microbial activity in northern Everglades wetland soils. *Journal of Soil Science Society of America* 65: 1856-1864.
- Wrubleski, D.A., Murkin, H.R., van der Valk, A.G. & Nelson, J.W. (1997): Decomposition of emergent macrophyte roots and rhizomes in a northern prairie marsh. *Aquatic Botany* 58: 121-134.
- Würsch, P., Delvedovo, S., Rosset, J. & Smiley, M. (1984): The tannin granules from ripe carob pod. *Lebensmittel-Wissenschaft & Technologie* 17: 351-354.
- Yli-Petäys, M., Laine, J., Vasander, H. & Tuittila, E.-S. (2007): Carbon gas exchange of a re-vegetated cut-away peatland five decades after abandonment. *Boreal Environment Research* 12: 177-190.
- Zak, D. & Gelbrecht, J. (2001): Phosphorus retention at the redox interface of peatlands adjacent to surface waters. *Berichte des IGB, CD 1/2001 und <http://www.igb-berlin.de>*
- Zak, D. & Gelbrecht, J. (2007): The mobilisation of phosphorus, organic carbon and ammonium in the initial stage of fen rewetting (a case study from NE Germany). *Biogeochemistry* 85: 141-151.
- Zak, D., Gelbrecht, J. & Lenschow, U. (2004 b): Die Wiedervernässung von Mooren im Peenetal – Erste Ergebnisse zur Freisetzung von Nährstoffen. *Wasserwirtschaft* 5: 29-34.
- Zak, D., Gelbrecht, J. & Steinberg, C.E.W. (2004 a): Phosphorus retention at the redox interface of peatlands adjacent to surface waters in northeast Germany. *Biogeochemistry* 70: 357-368.
- Zak, D., Gelbrecht, J., Wagner, C. & Steinberg, C.E.W. (2008): Evaluation of phosphorus mobilization potential in rewetted fens by an improved sequential chemical extraction procedure. *European Journal of Soil Science* 59: 1191-1201.
- Zak, D., Kleeberg, A. & Hupfer, M. (2006): Sulphate-mediated phosphorus mobilization in riverine sediments at increasing sulphate concentration, River Spree, NE Germany. *Biogeochemistry* 80: 109-119.
- Zeitz, J. (1995): Evaluation of the present state and mapping of the fens in the Upper Rhinluch. In: Wheller, B.D., Shaw, S.C., Fojt, W.J. & Robertson, R.A. (eds.): *Restoration of temperate wetlands*. John Wiley & Sons, Chichester, pp. 121-128.
- Zeitz, J. (1997): Zur Geochemie von Mooren. In: Matschulat, J., Tobschall, H.J. & Voigt, H.-J. (Hrsg.): *Geochemie und Umwelt*. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, S. 74-94.
- Zeitz, J. (2003): Bodenphysikalische Veränderungen nach intensiver Nutzung sowie nach Wiedervernässung. *Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz & Geologie Mecklenburg-Vorpommern* 2: 28-37.
- Zeitz, J., Vogel, I., Tölle, R. & Lehrkamp, H. (1997): Entwicklung eines Bewertungsverfahrens und Erarbeitung von Richtlinien zum Schutz der Bodenfunktionen in Niedermooren Brandenburgs. *Ökologische Hefte Landw.-Gärtn. Fak. HU Berlin* 8: 1-153.
- Zwirmann, E., Krüger, A. & Gelbrecht, J. (1999): Analytik im Zentralen Chemielabor des IGB. *Berichte des IGB, Heft 9*: 3-24.

## Anschriften der Autoren

**Augustin**, Jürgen, Prof. Dr.,  
Leibniz-Zentrum für Agrar- und Land-  
schaftsforschung, Institut für Landschafts-  
stoffdynamik, Eberswalder Str. 84, 15374  
Müncheberg

**Chojnicki**, Bogdan, Dr.,  
Leibniz-Zentrum für Agrar- und Land-  
schaftsforschung, Institut für Land-  
schaftsstoffdynamik, Eberswalder Str. 84,  
15374 Müncheberg und Agrometeorology  
Department, The August Cieszkowski Agri-  
cultural University of Poznan (Polen)

**Exner**, Hans-Jürgen,  
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und  
Binnenfischerei, Zentrales Chemielabor,  
Müggelseedamm 301, 12587 Berlin

**Frick**, Annett, Dr.,  
Luftbild Umwelt Planung GmbH, Große  
Weinmeisterstr. 3a, 14469 Potsdam

**Gelbrecht**, Jörg, Dr.,  
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und  
Binnenfischerei, Zentrales Chemielabor,  
Müggelseedamm 301, 12587 Berlin

**Krüger**, Angela,  
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und  
Binnenfischerei, Zentrales Chemielabor,  
Müggelseedamm 301, 12587 Berlin

**Lenschow**, Uwe, Dr.,  
Landesamt für Umwelt, Naturschutz und  
Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Gold-  
berger Str. 12, 18273 Güstrow

**Rossoll**, Thomas,  
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und  
Binnenfischerei, Zentrales Chemielabor,  
Müggelseedamm 301, 12587 Berlin

**Roth**, Cyril,  
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und  
Binnenfischerei, Zentrales Chemielabor,  
Müggelseedamm 301, 12587 Berlin

**Schulz**, Karsten,  
Ernst-Moritz-Arndt Universität Greifswald,  
Institut für Botanik und Landschafts-  
ökologie, Grimmer Str. 88, 17487 Greifswald

**Steffenhagen**, Peggy,  
Ernst-Moritz-Arndt Universität Greifswald,  
Institut für Botanik und Landschafts-  
ökologie, Grimmer Str. 88, 17487 Greifswald

**Timmermann**, Tiemo, Dr.,  
Ernst-Moritz-Arndt Universität Greifswald,  
Institut für Botanik und Landschafts-  
ökologie, Grimmer Str. 88, 17487 Greifswald

**Wagner**, Carola,  
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und  
Binnenfischerei, Abteilung Limnologie  
von Flusseen, Müggelseedamm 301, 12587  
Berlin

**Zak**, Dominik, Dr.,  
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und  
Binnenfischerei, Zentrales Chemielabor,  
Müggelseedamm 301, 12587 Berlin

**Zerbe**, Stefan, Prof. Dr.,  
Ernst-Moritz-Arndt Universität Greifswald,  
Institut für Botanik und Landschafts-  
ökologie, Grimmer Str. 88, 17487 Greifswald

**Zwirmann**, Elke, Dr.,  
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und  
Binnenfischerei, Zentrales Chemielabor,  
Müggelseedamm 301, 12587 Berlin

## Abkürzungs- und Sachwortverzeichnis

Al <sub>t</sub>	Gesamtaluminium
ANOVA	englisch: analysis of variance (Varianzanalyse)
anoxisch	sauerstofffrei
BB	Brandenburg
BD	Bicarbonat-Dithionit
BD-P	Gesamtphosphor in der Bicarbonat-Dithionit-Fraktion (an redoxempfindliche Verbindungen gebundener Phosphor)
BD-OC	organischer Kohlenstoff in der Bicarbonat-Dithionit-Fraktion (an redoxempfindliche Substanzen gebundener organischer Kohlenstoff)
C	Kohlenstoff
C <sub>t</sub>	Gesamtkohlenstoff
Ca <sub>t</sub>	Gesamtcalcium
E <sub>7</sub>	Redoxpotential bei pH 7
et al..	lateinisch: und andere
DOC	dissolved organic carbon bzw. gelöster organischer Kohlenstoff
Fe <sub>t</sub>	Gesamteisen
H	Torfzersetzungsgrad (nach von Post-Skala)
HA	Huminsäuren („humic acid“)
HCl-P	Gesamtphosphor in der Salzsäure-Fraktion (an pH-empfindliche Substanzen gebundener Phosphor)
in situ	im Freiland (lateinisch: „an Ort und Stelle“)
HU Berlin	Humboldt-Universität zu Berlin
IGB	Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
L	elektrische Leitfähigkeit
LUNG M-V	Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern
MV	Mecklenburg-Vorpommern
n	Anzahl (Stichprobenumfang)
N	Stickstoff
N <sub>t</sub>	Gesamtstickstoff
nHA	„Nicht-Huminsäuren“ (als Sammelbegriff für Polysaccharide, Fulvosäuren und niedermolekulare Substanzen verwendet)
NaOH-P	Gesamtphosphor in der Natriumhydroxid-Fraktion (= „hydrolysierbarer Phosphor“)
NaOH-OC	organischer Kohlenstoff in der Natriumhydroxid-Fraktion (= „hydrolysierbarer organischer Kohlenstoff“)
NH <sub>4</sub> Cl-P	Gesamtphosphor in der Ammoniumchlorid-Fraktion (= „desorbierbarer Phosphor“)
NH <sub>4</sub> Cl-OC	organischer Kohlenstoff in der Ammoniumchlorid-Fraktion (= „desorbierbarer organischer Kohlenstoff“)
Niedermoore	grundwassergespeiste bzw. minerotrophe Moore
OC	organischer Kohlenstoff

oxisch	sauerstoffhaltig
p	Wahrscheinlichkeit
P	Phosphor
PL	Polen
P <sub>t</sub>	Gesamtphosphor
Redox-grenzfläche	Wechsel von reduzierenden zu oxidierenden Bedingungen (z.B. an der Mooroberfläche)
spec.	lateinisch: species (die Art)
SRP	soluble reactive phosphorus bzw. gelöster reaktiver Phosphor
spp.	Abkürzung für mehrere Arten einer Gattung
STAUN	Staatliches Amt für Umwelt und Natur (Neubrandenburg)
TM	Trockenmasse
TRD	Trockenrohddichte
TS	Trockensubstanz
UMM-V	Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern
Wieder-vernässung	Hier wird unter Wiedervernässung eine erneute vollständige Wassersättigung der ehemals entwässerten Bodenschicht verstanden; aufgrund von Geländeabsenkungen und -unebenheiten (Bodensackung und -verluste) oftmals Bildung von Flachseen mit wechselfeuchten Randbereichen
ZALF	Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung

# ANHANG



# Statistik

In der vorliegenden Statistik erfolgt eine chronologische Zusammenstellung aller Publikationen und Vorträge, in denen Ergebnisse aus den Projekten „Phosphorfreisetzung aus wiedervernässten Mooren im Peenetal“ (IGB) und „C-Umsetzungsdynamik und Emission klimarelevanter Spurengase rücküberstauter Moore des Peenetales“ (ZALF) dargestellt wurden. Zum erfolgreichen Abschluss der Forschungsvorhaben trug in erheblichem Maße auch der wissenschaftliche Nachwuchs durch die Anfertigung einer Dissertationen (D. Zak) sowie von Diplom- und Bachelorarbeiten und Studienjahresprojekten bei.

## 1 Publikationen (chronologisch)

- Augustin, J. (2008): Restoration experiments in Eastern Germany. In: H. Höper et al. (Eds): Peatlands and Climate Change. Chapter 6: Restoration of disturbed peatlands and green house gas balance. International Peatland Society, Jyväskylä/Finland, 182-210.
- Couwenberg, J., Augustin, J., Michaelis, D. & Joosten, H. (2008): Emission reductions from rewetting of peatlands - Towards a field guide for the assessment of greenhouse gas emissions from Central European peatlands. Draft, April 2008, Duene / Greifswald University, 28 S.
- Zak, D., Gelbrecht, J., Wagner, C., Payer, B. & Augustin, J.: Phosphorus mobilization in restored minerotrophic peatlands: the effect of altered peat properties and risk assessment of phosphorus loading to adjacent watercourses. (eingereicht im Oktober 2008 bei Ecological Applications).
- Zak, D., Gelbrecht, J., Wagner, C. & Steinberg, C.E.W. (2008): Evaluation of phosphorus mobilization potential in rewetted fens by an improved sequential chemical extraction procedure. *European Journal of Soil Science* 59: 1191-1201.
- Gelbrecht, J. & Zak, D. (2008): Stoffumsetzungsprozesse in naturnahen, entwässerten und wiedervernässten Niedermoorböden. – DWA-Themen, Dränung, 70-79.
- Augustin, J. & Joosten, H. (2007): Peatland rewetting and the greenhouse effect. - *International Mire Conservation Group Newsletter* (3): 29-30.
- Chojnicki, B., Augustin, J. & Olejnik, J. (2007): N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>, and CO<sub>2</sub> exchange dynamics after flooding and rewetting of degraded fen grassland sites in Northeast Germany. *Proceedings "Soil processes under extreme meteorological conditions, 25th-28th February, 2007 University of Bayreuth, Germany*, S. 25.
- Chojnicki, B., Augustin, J. & Olejnik, J. (2007): Greenhouse gas fluxes after reflooding of degraded fen peatlands. *Proceedings Symposium on Carbon in Peatlands 15-18 April 2007, Wageningen, NL*, S. 33
- Chojnicki, B., Urbaniak, M., Józefczyk, D., Augustin, J. & Olejnik, J. (2007): Measurements of gas and heat fluxes at Rzecin wetland. *Proceedings of International Conference W<sub>3</sub>M „Wetlands: modelling, monitoring, management“*, Wierzba, Poland, September 22 -25, 2005. (eds: Okruszko, T., Szatyłowicz, J., Mirosław-Swiątek, D., Kotowski, W. & Maltby E.). A.A. Balkema, Taylor & Francis, 125-131.

- Drösler, M., Augustin, J., Bergmann, L., Dehnhardt, A., Förster, C., Freibauer, A., Höper, H., Kantelhardt, J., Minke, M., Petschow, U., Schaller, L., Sommer, M. & Zinecker, F. (2007): Climate mitigation via peatland conservation – trace gas exchange and economic effects of climate friendly peatland management in Germany. *Proceedings Symposium on Carbon in Peatlands, 15-18 April 2007, Wageningen, NL*, S. 36.
- Minke, M., Augustin, J. & Chojnicki, B. (2007): Greenhouse gas fluxes of rewetted and flooded fen grassland areas in Northeast Germany. *Proceedings Third International Conference "Emission and sink of greenhouse gases on the Northern Eurasia territory"*, Pushchino, Russia, 4.-6. Juni 07, S. 41.
- Zak, D. & Gelbrecht, J. (2007): The mobilization of phosphorus, organic carbon and ammonium in the initial stage of fen rewetting (a case study from NE Germany). – *Biogeochemistry* 85: 141-151.
- Zak, D. & Gelbrecht, J. (2007): Phosphormobilisierung in naturnahen und wiedervernässten Niedermooren – Laborstudien mit intakten Torfkernen. – DGL, Tagungsbericht 2006 (Dresden), Werder, S. 449-454.
- Augustin, J. & Chojnicki, B. (2006): Dynamik der Freisetzung klimarelevanter Spurengase (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O) nach der Rücküberflutung eines degradierten Flusstalmoores in Mecklenburg-Vorpommern. *Tagungsband DGL/SIL-Jahrestagung an der TU Dresden 25.-29. September 2006*, S. 95-96.
- Augustin, J. & Chojnicki, B. (2006): Greenhouse gas release and global warming potential during and after reflooding of a degraded fen site in the Peene River Valley, Northeast Germany. *Abstracts 5th European Conference on Ecological Restoration, Greifswald 21.-25. August 2006*, S. 59.
- Chojnicki, B., Augustin, J. & Olejnik, J. (2006): Changes in the release of greenhouse gases and global warming potential after reflooding of degraded fens. *Proceedings of the International Conference "Peat in solution of energy, agriculture and ecology problems"*, Minsk (Weissrussland) 2006, 407-408.
- Gelbrecht, J., Zak, D. & Rossoll, T. (2006): Dynamik gelöster Stoffe und Phosphorrückhalt in wiedervernässten Mooren des Peenetales (Mecklenburg-Vorpommern). – *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* 45 (1): 3-21.
- Joosten, H., Augustin, J., Schäfer, A. & Sirin, A. (2006): Peatland restoration and climate: Of gasses, guesses, gains, and guts. *Wetlands International*, 26 S.
- Joosten, H. & Augustin, J. (2006): Peatland restoration and climate: On possible fluxes of gases and money. *Proceedings of the International conference "Peat in solution of energy, agriculture and ecology problems"*, Minsk (Weissrussland) 2006, 412-417.
- Gelbrecht, J. & Zak, D. (2004): Stoffumsetzungsprozesse in Niedermooren und ihr Einfluss auf angrenzende Oberflächengewässer. – *WasserWirtschaft* 5/2004, 15-18.
- Zak, D., Gelbrecht, J. & Lenschow, U. (2004): Die Wiedervernässung von Mooren im Peenetal - Erste Ergebnisse zur Freisetzung von Nährstoffen. – *WasserWirtschaft* 5/2004, 29-34.

## 2 Vorträge

### 2.1 Vorträge auf internationalen Konferenzen (chronologisch)

- Zak, D., Gelbrecht, J. & Rossoll, T. (2008): Sulphate pollution in rewetted peatlands – a threat for their remediation as nutrient sinks? –SWS (Society of Wetland Scientists) – Europe, Annual Meeting, Saaremaa (Estland), 29.06.-02.07.2008.
- Augustin, J., Chojnicki, B. (2007): N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>, and CO<sub>2</sub> exchange dynamics after flooding and rewetting of degraded fen grassland sites in Northeast Germany. Soil processes under extreme meteorological conditions, 25<sup>th</sup>–28<sup>th</sup> February, 2007 University of Bayreuth, Germany.
- Chojnicki, B., Augustin, J. (2007): Climate mitigation via peatland conservation – trace gas exchange and economic effects of climate friendly peatland management in Germany - Symposium on Carbon in Peatlands 15-18.04. 2007, Wageningen, NL
- Chojnicki, B. Augustin, J., Olejnik, J. (2007): N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>, and CO<sub>2</sub> exchange dynamics after flooding and rewetting of degraded fen grassland sites in Northeast Germany – WETPOL 2007, Tartu (Estonia), 16.-20.09.2007.
- Drösler, M., Freibauer, A., Augustin, J., Höper, H. (2007): Climate mitigation via peatland conservation – trace gas exchange and economic effects of climate friendly peatland management in Germany. Symposium on Carbon in Peatlands 15-18 April 2007, Wageningen, NL
- Minke, M., Augustin, J., Chojnicki, B. (2007): Greenhouse gas fluxes of rewetted and flooded fen grassland areas in Northeast Germany. Third International Conference “Emission and sink of greenhouse gases on the Northern Eurasia territory”, Pushchino, Russia 4.- 06.2007.
- Zak, D. & Gelbrecht, J. (2007): Evaluation of the phosphorus mobilisation potential in rewetted fens by a modified chemical extraction procedure. – WETPOL 2007, Tartu (Estonia), 16.-20.09.2007.
- Zak, D. & Gelbrecht, J. (2007): Phosphorus mobilisation in re-wetted fens of NE Germany - Reasons and risks. –SWS (Society of Wetland Scientists) – Europe, Annual Meeting, Trebon (Tschechien), 30.05.-03.06.2007.
- Augustin, J., Chojnicki, B. (2006): Changes in the release of greenhouse gases (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>) and global warming potential after reflooding of degraded fens, International Conference Peat in solution of energy, agriculture and ecology problems, Minsk/Weissrussland, 02.06.2006
- Augustin, J., Chojnicki, B. (2006): Greenhouse gas release and global warming potential during and after reflooding of a degraded fen site in the Peene River Valley, Northeast Germany, 2<sup>nd</sup> CARBOEUROPE-IP and NITROEUROPE-IP Wetland Sites Meeting, Bedlewo/Polen, 30.06.2006
- Augustin, J., Chojnicki, B. (2006): Greenhouse gas release and global warming potential during and after reflooding of a degraded fen site in the Peene River Valley, Northeast Germany, 5<sup>th</sup> European Conference on Ecological Restoration, Greifswald, 22.08. 2006
- Zak, D. & Gelbrecht, J. (2006): P-mobilization in re-wetted fens – effect of land use history and altered peat quality. – British Ecological Society, Annual meeting, Oxford, 5.-7.09.2006.
- Zak, D. & Gelbrecht, J. (2006): Phosphorus and carbon mobilization in rewetted fens of NE Germany. – 1<sup>st</sup> Annual Meeting of the Society of Wetlands Scientists – Europe “Integrating our approaches to Wetland Sciences”, Bangor, Wales, UK., 05.01.-07.01.2006.
- Chojnicki, B., Augustin, J., Olejnik, J. (2005): Carbon dioxide exchange measurement using automated chambers at Peene River Valley), – W3M Conference for wetlands: Monitoring, Modelling and Management, Wierzba, Polen, 22.-25.10.2005

- Zak, D., Gelbrecht, J., Augustin, J. & Steinberg, C.E.W. (2005): Mobilization of phosphorus, dissolved organic carbon, and release of green house gases in a early stage of rewetted fens as a function of the degree of peat decomposition. – W3M Conference for wetlands: Monitoring, Modelling and Management, Wierzba, Polen, 22.-25.10.2005.
- Augustin, J. (2004): Effect of land use on CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, and N<sub>2</sub> emission from minerotrophic mires in Northeast Germany. Kolloquium an der Landwirtschaftlichen Universität Poznan/Polen, 10.04. 2004
- Zak, D. & Augustin, J. (2004): Carbon, phosphorus and nitrogen mineralization in rewetted wetlands compared to a natural fen. – 7<sup>th</sup> INTECOL International Wetland Conference, 25.-30.07.2004, Utrecht.

### 2.2 Vorträge auf nationalen Veranstaltungen (chronologisch)

- Augustin, J. (2008): Einfluß der Überflutung auf den Spurengasaustausch und die Klimawirkung eines degradierten Niedermoeres im Peenetal – Handlungsempfehlungen für die Wiedervernässungspraxis. – Projekttreffen Güstrow, 18.05.2008
- Zak, D. & Gelbrecht J. (2008): Steuergroßen und Steuerungsmöglichkeiten der Phosphormobilisierung und des Phosphoraustrages in wiedervernässten Niedermoeren. – NNA, Fachtagung, Schneverdingen, 08.-09.04.2008
- Zak, D. & Gelbrecht J. (2008): Phosphorfreisetzung in unterschiedlich degradierten Niedermoeren – Handlungsempfehlungen für die Wiedervernässungspraxis. – Projekttreffen Güstrow, 18.05.2008
- Augustin, J. (2007): Climate mitigation by reduction of trace gas exchange of fen peatlands – International ZALF colloquium 10.08. 2007
- Augustin, J. (2007): Landnutzungsvarianten in ihrer Eignung für den Moor- und Klimaschutz. Jahrestagung Bundesverband Boden, Dresden 06. September 2007
- Augustin, J. (2007): CO<sub>2</sub>-, CH<sub>4</sub>- und N<sub>2</sub>O-Austausch nach der Überflutung eines degradierten Niedermoeres - Seminar IfB Universität Hamburg, 27. 11. 2007
- Augustin, J. & Barthelmes, A. (2007): Erlenstandorte als Quelle und Senke klimarelevanter Spurengase. Vortrag Symposium Feuchtwälder in Deutschland – Erfahrungen zur Wiedervernässung, 10. und 11. 05. 2007
- Augustin, J. & Chojnicki, B. (2007): Dynamik der Freisetzung klimarelevanter Spurengase (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O) nach der Überflutung eines degradierten Niedermoeres im Flusstal der Peene. Vortrag auf Tagung „Renaturierung von Hochmoeren und Auen“ Schneverdingen 29.03.2007.
- Augustin, J. & Chojnicki, B. (2007): Austausch klimarelevanter Spurengase (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O) und Klimabilanz in den ersten Jahren nach der Rücküberflutung eines degradierten Flusstalmoores in Mecklenburg-Vorpommern - Fachtagung Klimaschutz durch Moorschutz, Freising 5. – 6. Oktober 2007.
- Augustin, J. & Chojnicki, B. (2007): Dynamik der Freisetzung klimarelevanter Spurengase (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O) nach der Überflutung eines degradierten Niedermoeres im Flusstal der Peene. Vortrag Peenetalverein Gützkow 23.05.2007
- Zak, D. & Gelbrecht, J. (2007): Steuergroßen und Risiken der Phosphormobilisierung in wiedervernässten degradierten Niedermoeren. – „DSS-WAMOS“, Berlin, Humboldt-Universität, 30.11.2007.

- Zak, D. (2007): Steuergrößen und Risiken der Phosphormobilisierung in wiedervernässten Niedermooren. – Arbeitstreffen Projekt Peenetal (IGB/ZALF/Uni Greifswald), Berlin, IGB, 26.11.2007.
- Gelbrecht, J. (2007): Phosphorausstrag aus renaturierten Niedermooren. – „Ostseeversemmung und Flächenentwässerung“, Universität Rostock, 22.11.2007 (eingeladener Vortrag).
- Gelbrecht, J. & Zak, D. (2007): Flussbegleitende Moore – Aktueller Zustand, Probleme und Entwicklungsziele. – Veranstaltung „Renaturierung von Fließgewässern“ (LUA Brandenburg), Lebus, 20.11.2007 (eingeladener Vortrag).
- Gelbrecht, J. (2007): Moore in Brandenburg – Probleme ihres Schutzes unter Naturschutzaspekten, gemeinsame öffentliche Veranstaltung der Entomologen des Orion und des NABU, Naturkundemuseum Berlin, 13.11.2007.
- Gelbrecht, J. & Zak, D. (2007): Flachseen über degradierten Niedermooren – neuartige Ökosysteme, die Gewässer und Atmosphäre belasten? – IGB, Berlin, Kolloquium, 29.08.2007.
- Gelbrecht, J. (2007): Funktion und Retentionspotenzial wiedervernässter Moore als eine Grundlage für ein integriertes Gewässermanagement. – IGB, Workshop, 06.03.2007
- Gelbrecht, J. & Zak, D. (2007): Stoffumsetzungsprozesse in entwässerten, vernässten und naturnahen Moorböden. – DWA in Zusammenarbeit mit LANU Schleswig Holstein und DGMT, Seminar Wasserwirtschaft, Boden, Flintbek, 12.-13.02.2007
- Gelbrecht, J. & Zak, D. (2007): Phosphor release from re-wetted fens of NE Germany – background, results and proposals for management strategies. – Universität Jena, Ökologisches Seminar, 31.01.2007
- Gelbrecht, J. (2007): Funktion von Niedermooren hinsichtlich des Rückhaltes diffuser Nährstoffeinträge in Gewässer – eine Diskussionsgrundlage. – LUA Brandenburg, Potsdam, 11.01.2007
- Roth, C. (2007): Die Bestimmung von mikrobiell hemmenden kondensierten Tanninen in Torfen. – Arbeitstreffen Projekt Peenetal (IGB/ZALF/Uni Greifswald), Berlin, IGB, 26.11.2007.
- Augustin, J. & Chojnicki, B. (2006): Freisetzung klimarelevanter Spurengase (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>) unmittelbar nach Rücküberstau eines degradierten Niedermoores im Peenetal - eine Momentaufnahme. – 11. Sitzung des Moorbeirates, Schwerin, 01.02.2006.
- Augustin, J. & Chojnicki, B. (2006): Einfluß der Wiedervernässung degradierter Niedermoore auf die Emission klimarelevanter Spurengase (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>), Öffentliche Sitzung des Umweltausschusses des Landkreises Ostvorpommern, 18.05.2006
- Augustin, J. & Chojnicki, B. (2006): Wiedervernässte Niedermoore - noch immer eine wichtige Quelle für die klimarelevanten Spurengase CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O? – E.-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, Institut für Botanik und Landschaftsökologie, Institutskolloquium, 05.07.2006
- Augustin, J. & Chojnicki, B. (2006): Wiedervernässte Niedermoore - noch immer eine wichtige Quelle für die klimarelevanten Spurengase CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O? Informationsveranstaltung der Thünengesellschaft e. V., Demmin, Deutschland, 13.09.2006
- Augustin, J. & Chojnicki, B. (2006): Dynamik der Freisetzung klimarelevanter Spurengase (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O) nach der Rücküberflutung eines degradierten Flusstalmoores in Mecklenburg-Vorpommern. Vortrag auf der DGL/SIL-Jahrestagung an der TU Dresden 25.-29. September 2006
- Gelbrecht, J. (2006): Stoffumsetzung in wiedervernässten Mooren – Chancen, Risiken und Schlussfolgerungen – eine Diskussionsgrundlage. – 11. Sitzung des Moorbeirates, Schwerin, 01.02.2006.
- Gelbrecht, J. (2006): Übersicht zu Prozessen, die in wachsenden Mooren zur Torfbildung und in entwässerten Mooren zum Torfabbau führen, sowie erste Ergebnisse zu Stoffumsetzungsprozessen in wiedervernässten Mooren – Schlussfolgerungen für die Praxis. – Anklam, Öffentliche Sitzung des Umweltausschusses des Landkreises Ostvorpommern, 24.04.2006
- Gelbrecht, J. (2006): Phosphor- und Kohlenstoffdynamik in wiedervernässten Mooren - Chancen und Risiken. – Potsdam, Universität, Ringvorlesung, 09.05.2006
- Gelbrecht, J. (2006): Auswirkungen der Wiedervernässung von Niedermooren auf die Phosphordynamik – Ziele, Risiken und Vorschläge für die Praxis. – Informationsveranstaltung des Wasser- und Bodenverbandes Mittlere Peene & Thünengesellschaft e.V., Demmin, 13.09.2006.
- Gelbrecht, J. (2006): Wasser aus der Sicht der Gewässerökologie – Inhaltsstoffe, ihre Analytik und ökologische Wirksamkeit. – Weiterbildungsveranstaltung des Max-Born-Institutes Berlin, Erkner, 30.10.2006
- Gelbrecht, J. & Zak, D. (2006): Phosphordynamik in wiedervernässten Mooren – Status, Ursachen sowie Risiken für die Belastung angrenzender Gewässer. – E.-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, Institut für Botanik und Landschaftsökologie, Institutskolloquium, 05.07.2006
- Zak, D., Gelbrecht, J., Payer, B. & Augustin, J. (2006): Freisetzung von Phosphor und klimarelevanten Gasen in unterschiedlich degradierten Niedermooren – Laborstudien mit intakten Torfkernen. – Moorkolloquium, Berlin, IGB, 20.04.2006 (20 Teilnehmer)
- Zak, D., Gelbrecht, J. & Payer, B. (2006): Phosphormobilisierung in unterschiedlich degradierten Niedermooren – Laborstudien mit intakten Torfkernen. – DGL, Jahrestagung 2006, Dresden, 25.-29.09.2006 (Vortrag am 28.09.)
- Augustin, J. & Chojnicki, B. (2005): Untersuchung des Einflusses der Rücküberstauung degradierter Niedermoorstandorte des Peenetales auf die Dynamik der Kohlenstoff-Umsetzungsprozesse und die Emission klimarelevanter Spurengase (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O), Kolloquium an der Landeslehrstätte für Naturschutz Mecklenburg-Vorpommern zum Thema „ Stoffumsetzungsprozesse in renaturierten Niedermooren des Peenetales“ Güstrow am 15.12.2005
- Gelbrecht, J. & Zak, D. (2005): Ursachen und zeitliche Entwicklung der Phosphorfreisetzung und des Phosphorrückhaltes in wiedervernässten Mooren des Peenetales. – Stoffumsetzungsprozesse in renaturierten Niedermooren des Peenetales. Kolloquium an der Landeslehrstätte für Naturschutz Mecklenburg-Vorpommern zum Thema „ Stoffumsetzungsprozesse in renaturierten Niedermooren des Peenetales“, Güstrow, 15.12.2005.
- Augustin, J. & Chojnicki, B. (2004): C-Dynamik und Austausch klimarelevanter Spurengase aus wiedervernässten Niedermooren – Messkonzept – Moorbeirat Mecklenburg-Vorpommern, Brudersdorf, 20.06.2004.
- Gelbrecht, J. & Zak, D. (2004): Phosphorfreisetzung aus wiedervernässten Mooren im Peenetal. – Moorbeirat Mecklenburg-Vorpommern, Brudersdorf, 20.06.2004.

### 3 Förderung des wissenschaftlichen Nachwuchses

#### Dissertation

Zak, D. (2007): Phosphormobilisierung in wiedervernässten Niedermooren – Status, Ursachen und Risiken für angrenzende Oberflächengewässer. Humbolt-Universität zu Berlin, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät I, 121 S.

#### Diplomarbeiten und Bachelorarbeiten

Meyer, N. (2008): Bewertung des Oberbodenabtrages zur Reduzierung der Phosphorfreisetzung und des Phosphoraustrages aus wiedervernässten Niedermooren am Beispiel der Lehtseeriederung in Brandenburg. Diplomarbeit. Technische Universität Berlin, Institut für Technischen Umweltschutz, 66 S.

Prautsch, C. (2007): Bestimmung von Polyphenolen als enzymhemmende Substanzen in unterschiedlich stark zersetzten Torfen mittels HPLC. Bachelorarbeit. Freie Universität Berlin, 52 S.

Reiche, M. (2004): Modifikation und Etablierung von Methoden zur Erfassung von mikrobiellen Aktivitäten in Torfen. Diplomarbeit. Humboldt-Universität zu Berlin, LGF, 90 S.

Jordan, S. (2004): Phosphorbindungsformen in Niedermoortorfen des Peenetales (Mecklenburg-Vorpommern) als Grundlage für eine Interpretation des P-Freisetzungspotenzials. Diplomarbeit. Humboldt-Universität zu Berlin, LGF, 71 S.

#### Studienjahresarbeiten

Roth, C. (2008): Kondensierte Tannine in Torfen wiedervernässter Niedermoore Norost-Deutschlands. Technische Universität Berlin, Institut für Technischen Umweltschutz, 57 S.



## Liste der bisher veröffentlichten Berichte des IGB

Hrsg.: IGB, Berlin.  
ISSN 1432-508X

### Heft 1 Behrendt, H. & Opitz, D.

Ableitung einer Klassifikation für Gewässergüte von planktondominierten Fließgewässern und Flusseen im Berliner Raum und güteklassenbezogene Zielvorgaben zur Nährstoffreduzierung im Berliner Gewässersystem.  
1996. 91 S.

### Heft 2 Gelbrecht, J. et al.

Stoffeinträge in Oberflächengewässer und Stoffumsetzungsprozesse in Fließgewässern im Einzugsgebiet der Unteren Spree als Grundlage für Sanierungskonzepte.  
1996. 148 S. (vergriffen)

### Heft 3 Prochnow, D. et al.

Schweb- und Schadstoffe der unteren Spree 1994 - 1996, Modellierung und Simulation des dynamischen Verhaltens von Schwebstoffen in eutrophen Fließgewässern.  
1997. 127 S.

### Heft 4 Jahresforschungsbericht 1996.

1997. 289 S.

### Heft 5 Jahresforschungsbericht 1997.

1998. 166 S.

### Heft 6 Sonderheft I

Proceedings of the Workshop on Order Theoretical Tools in Environmental Sciences, held on November, 16th, 1998 in Berlin.  
1998. 117 S.

### Heft 7 Sonderheft II

Zusammenfassungen der Beiträge des 13. Treffens deutschsprachiger DiatomologInnen mit internationaler Beteiligung vom 25. bis 28. März 1999.  
1999. 208 S.: mit CD.

### Heft 8 Jahresforschungsbericht 1998.

1999. 208 S.: mit CD.

**Heft 9 Ausgewählte Forschungsergebnisse aus dem IGB zum Themenkreis „Einfluss von Einzugsgebietscharakteristika auf die Wasserbeschaffenheit von Oberflächengewässern in Brandenburg.**  
1999. 170 S.

### Heft 10 Annual Report 1999.

2000. 234 S.

### Heft 11 Pusch, M. et al.

Ökologisch begründetes Bewirtschaftungskonzept für die Spree unter dem Aspekt der bergbaubedingten Durchflussreduktion.  
2001. 244 S.

### Heft 12 Sonderheft III

Casper, P., et al.  
Stechlinsee-Bibliographie.  
2001. 85 S.

### Heft 13 Annual Report.

2001. 238 S.

### Heft 14 Pudenz, S. et al.

Proceedings of the Workshop on Order Theoretical Tools in Environmental Science and Decision Systems, held on November 6th-7th 2001 in Berlin.  
2001. 224 S.

### Heft 15 Annual Report 2001.

2002. Internet: [www.igb-berlin.de](http://www.igb-berlin.de).  
[Erschienen nur als CD-ROM.]

### Heft 16 Schauser, I. et al.

Seeinterne Maßnahmen zur Beeinflussung des Phosphor-Haushaltes eutrophierter Seen. Leitfaden zur Auswahl eines geeigneten Verfahrens.  
2003. 106 S.: mit CD-ROM.

### Heft 17 Annual Report 2002.

2003. 127 S.

### Heft 18 Arlinghaus, R.

Angelfischerei in Deutschland – eine sozialökonomische Analyse.  
2004. 160 S.

### Heft 19 Pusch, M. et al.

Die Elbe – Gewässerökologische Bedeutung von Flussbettstrukturen  
The River Elbe – ecological importance of channel morphology  
2004. 304 S.

### Heft 20 Annual Report 2003.

Jahresforschungsbericht 2003.  
2004. 206 S.

### Heft 21 Mehner, T. et al.

Entwicklung einer leitbildorientierten Methode zur Bewertung des ökologischen Zustands von Seen anhand der Fischfauna.  
2004. 202 S.

### Heft 22 Annual Report 2004.

Jahresforschungsbericht 2004.  
2005. 214 S.

### Heft 23 Annual Report 2005.

Jahresforschungsbericht 2005.  
2006. 215 S.

### Heft 24 Annual Report 2006.

Jahresforschungsbericht 2006.  
2007. 186 S.

### Heft 25 Umlauf, L. & Kirillin, G. (Eds.)

Proceedings of the 11th Workshop on Physical Processes in Natural Waters: Warnemünde, Germany, 3 – 6 September, 2007.  
2007. 197 S.









