

**Ökohydrologische Untersuchungen
zur Wiedervernässung von Niedermooren
am Beispiel der Pohnsdorfer Stauung**

**Dissertation
zur Erlangung des Doktorgrades
der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Christian-Albrechts-Universität
zu Kiel**

**vorgelegt von
Jan Jacob Kieckbusch**

Kiel 2003

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	4
1.1	Grundlagen.....	8
1.1.1	Bedeutung von Niedermooren im Nährstoffhaushalt	8
1.1.2	Untersuchungen zur Nährstoffretention in verschiedenen Feuchtgebietstypen...	15
1.1.3	Wissensdefizite und Forschungsbedarf.....	16
1.2	Zielsetzung der Arbeit und Hypothesen	18
2	Material und Methoden	20
2.1	Das Untersuchungsgebiet.....	20
2.2	Hydrologisch-hydrochemisches Messkonzept.....	22
2.3	Hydrochemische Probenahme und Probenaufbereitung.....	23
2.4	Hydrologische Messungen.....	28
2.4.1	Wasserstand	28
2.4.2	Wasserbilanz	29
2.5	Stofffrachten und Bilanzen.....	32
2.6	Vegetationsaufnahmen und -kartierungen	33
2.7	Brut- und Rastvogelzählungen.....	34
2.8	Witterung	34
3	Entwicklungs- und Nutzungsgeschichte der Pohnsdorfer Stauung.....	35
3.1	Entstehung und Geologie.....	35
3.2	Entwässerung und Wiedervernässung - Die Entwicklung der Pohnsdorfer Stauung in den letzten 150 Jahren.....	36
3.3	Auswirkung der Wiedervernässung auf die Wasserstände in den Poldern.....	42
4	Ergebnisse und Diskussion.....	47
4.1	Vegetationskundliche Untersuchungen	47
4.1.1	Vegetationsentwicklung in der Pohnsdorfer Stauung - von der Entwässerung zur Wiedervernässung.....	47
4.1.2	Diskussion der Vegetationsentwicklung.....	51
4.2	Hydrochemische Untersuchungen - Nährstoffdynamik im Bodenwasser an drei unterschiedlich stark wiedervernässten Standorten in der Pohnsdorfer Stauung.....	56
4.2.1	Standortscharakterisierung.....	56
4.2.2	Nährstoffanalysen im Bodenwasser.....	60
4.2.3	Vergleich der Nährstoffkonzentrationen in den unterschiedlichen Bodentiefen.	65
4.2.4	Vergleich der Piezometerstandorte	67
4.2.5	Diskussion der Nährstoffkonzentrationen im Bodenwasser	69
4.3	Nährstoffökologie der flach überstauten Niedermoorflächen.....	80
4.3.1	Westpolder (Flachwassersee).....	81
4.3.2	Ostpolder (zeitweise durchströmter Flachwassersee).....	83
4.3.3	Diskussion der Nährstoffdynamik in den überstauten Niedermoorflächen.....	85
4.4	Nährstoffbilanzen und Nährstoffausträge	107
4.4.1	Nährstoffbilanz Westpolder	107
4.4.2	Nährstoffbilanz Ostpolder.....	110
4.5	Nährstoffausträge auf Einzugsgebietsebene	117
4.5.1	Westpolder	117
4.5.2	Nährstofffrachten aus der Pohnsdorfer Stauung (Schöpfwerk).....	123

4.6	Auswirkungen der Wiedervernässung auf die Wasserqualität in der Neuwührener Au und im Postsee.....	124
4.6.1	Stickstoff.....	125
4.6.2	Phosphor	130
4.6.3	Weiter Stoffe.....	132
4.7	Diskussion der Bilanzen, Nährstofffrachten und Austräge.....	133
4.7.1	Methodendiskussion	133
4.7.2	Wirken flach überstaute Niedermoorflächen als Nährstoffsенke oder –quelle? Vergleich der Nährstoffbilanzen im West- und Ostpolder	134
4.7.3	Weisen die wiedervernässten Niedermoorflächen in der Pohnsdorfer Stauung im Vergleich zu anderen Einzugsgebieten im Östlichen Hügelland von Schleswig-Holstein niedrigere Stoffausträge auf?	152
4.7.4	Wird durch die Wiedervernässung die Wasserqualität angrenzender Oberflächengewässer (Neuwührener Au, Postsee) verbessert?.....	154
5	Abschlussdiskussion.....	158
5.1	Beurteilung der Stoffdynamik und der Stoffausträge zur Zeit der Entwässerung (1952-1996) und nach der Vernässung (1999-2002)	158
5.1.1	Welche Bedeutung hat der flache Überstau als Vernässungsmaßnahme in Schleswig-Holstein?.....	164
5.2	Gesamtbewertung der Wiedervernässung mit flachem Überstau	170
5.2.1	Optimierungsmöglichkeiten des Stoffrückhaltes auf flach überstaute Niedermoorflächen.....	173
5.2.2	Zielkonflikte bei der weiteren Entwicklung der Pohnsdorfer Stauung.....	176
5.3	Ausblick	178
6	Zusammenfassung.....	180
7	Literaturverzeichnis.....	185

1 Einleitung

Schleswig-Holstein wird mit einer Küstenlinie von über 1000 Kilometern, dem Elbe-Estuar, über 250 Seen, einem engen Fließgewässernetz von über 21.000 km Länge und zahlreichen Moor- und Sumpfgebieten in vielen Landesteilen durch Feuchtgebiete im Sinne der Ramsar-Konvention geprägt (Muus et al. 1973, LANU 1996, Statistisches Landesamt SH 2000).

Die schleswig-holsteinischen Feuchtgebiete sind in der Vergangenheit durch anthropogene Eingriffe stark verändert worden. Bis in die jüngste Zeit war die Entwässerung und Kultivierung zur Gewinnung von landwirtschaftlicher Nutzfläche ein wichtiges Ziel der Landentwicklung (z.B. Programm Nord 1979). Der Wasserspiegel vieler Seen wurde im 19. und 20. Jahrhundert abgesenkt, feuchte Niederungsflächen entwässert, Kleingewässer zugefüllt und Fließgewässer mit dem Ziel einer verbesserten Vorflut begradigt, vertieft und zum Teil verrohrt (Muus et al. 1973, LANU 1996). Die Bedeutung von Feuchtgebieten für den Landschaftshaushalt ist erst in den letzten beiden Jahrzehnten stärker ins Bewußtsein getreten (Succow 1988, Trepel & Schrautzer 1998, Schopp-Guth 1999, Drews et al. 2000, Succow & Joosten 2001, Dierßen & Dierßen 2001, Succow 2002). Dabei spielen Moore, die mit knapp 10% der Landesfläche der bedeutendste Feuchtgebietstyp im schleswig-holsteinischen Binnenland sind, eine besondere Rolle. Insbesondere die minerotrophen Niedermoore, die 70% der Moorbodenfläche in Schleswig-Holstein ausmachen, stehen in einem intensiven Wasser- und Stoffaustausch mit der umgebenden Landschaft (Dierßen & Dierßen 2001, Kratz & Pfadenhauer 2001, Succow & Josten 2001). Im wachsenden Zustand sind Niedermoore für viele Stoffe Senken in der Landschaft, da die mit dem Grund- oder Oberflächenwasser sowie mit dem Niederschlag eingetragenen Nährstoffe in den Torfen festgelegt werden. Außerdem finden in Niedermooren hydrochemische Transformationsprozesse statt (z.B. Denitrifikation), bei denen zum Teil im Wasser gelöste Stoffe in gasförmige umgewandelt werden. Entwässerte Niedermoore sind dagegen Stoffquellen, da im Zuge der aeroben Mineralisation aus dem Torfkörper Nährstoffe freigesetzt werden (Okruszko 1995, Succow & Josten 2001).

Die Melioration von Feuchtgebieten und die intensivierete Landwirtschaft haben insbesondere seit Mitte des 20. Jahrhunderts zu einem erhöhten Nährstoffaustrag ins Grund- und Oberflächenwasser geführt (LANU 1996). Aktuell werden alljährlich aus den schleswig-holsteinischen Fließgewässereinzugsgebieten rund 30.000 t Stickstoff in die Nord- und Ostsee transportiert (MUNF 2002). Die Folge der hohen Nährstoffbelastung ist die Eutrophierung vieler Fließgewässer, Seen und Küstengewässer. Mit der Eutrophierung verbunden sind zahlreiche als negativ zu beurteilende Begleiterscheinungen, die von Algenblüten, Sauerstoffmangel und Faulschlamm-Bildung über den Bestandsrückgang von Tier- und Pflanzenarten bis Badeverboten reichen (z.B. LANU 2000, 2001).

Die Verringerung der Nährstoffbelastung der Gewässer und Meere ist daher ein wichtiges Ziel der Umweltpolitik in Schleswig-Holstein (MUNF 1999). Das Land Schleswig-Holstein

hat sich im Rahmen der OSPAR- (1987) und HELCOM-Übereinkommen (1980) auch international verpflichtet, die Stickstoff- und Phosphorfrachten in die Küstengewässer von Nord- und Ostsee um 50% zu vermindern. Hinzu kommen die Anforderungen, die sich aus der EU-Wasserrahmenrichtlinie ergeben (Irmer 2000, von Keitz & Schmalholz 2002).

Mit verstärkten Maßnahmen in Richtung einer verbesserten hydrochemischen Wasserqualität wurde bereits in den 1980er Jahren begonnen. Dazu zählen die Nachbesserung der abwassertechnischen Reinigungsverfahren in den Kläranlagen im Rahmen des „Sofortprogramms“ (1988) und „Dringlichkeitsprogramms“ (1989) sowie die Umsetzung gesetzlicher Regelungen (z.B. „Phosphathöchstmengenverordnung“) (MNU 1995, Schulz 2000). Diese Maßnahmen führten bis Mitte der 1990er Jahre vor allem bei Phosphor zu einer deutlichen Reduzierung der Einträge, während bei Stickstoff die Belastung nicht zurückging, so dass die Stickstofffracht der schleswig-holsteinischen Fließgewässer weiterhin eine enge Korrelation mit der Höhe der Abflüsse aufweist (Abb. 1).

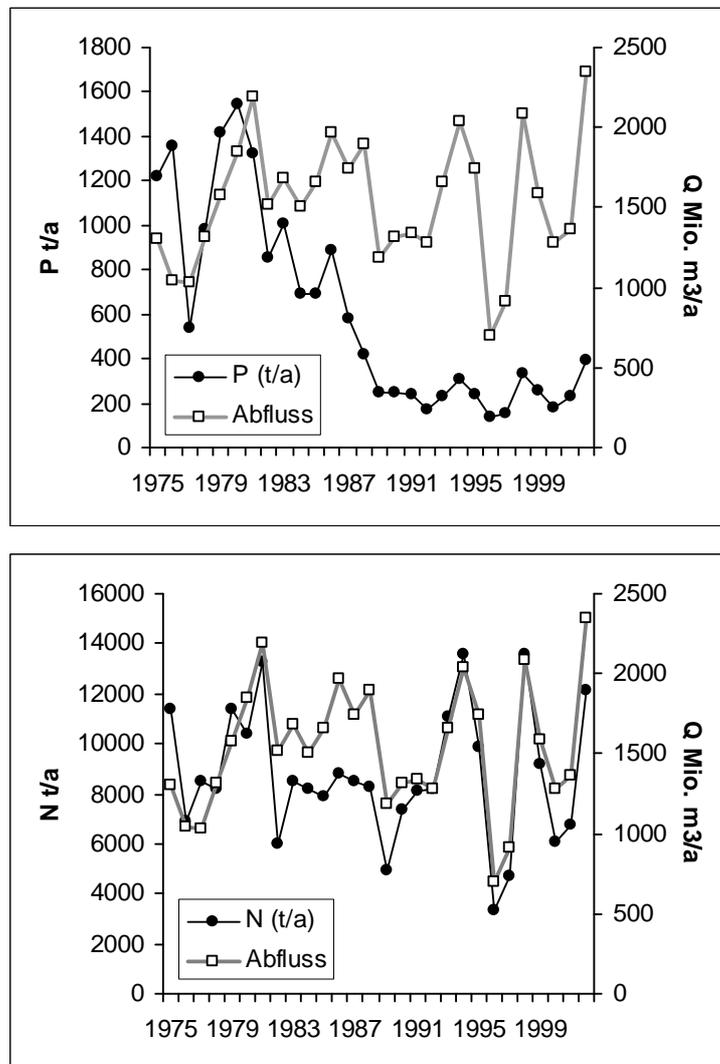


Abb. 1: Entwicklung des Abflusses und der jährlichen Phosphor- und Stickstofffracht aus den schleswig-holsteinischen Ostsee-einzugsgebieten von 1975 bis 2002 (Quelle: LANU SH briefl.).

Um nach der weitgehenden Ausschöpfung der abwassertechnischen Maßnahmen an den punktuellen Eintragspfaden (z.B. Kläranlagen) die verbleibende Nährstofffracht der Fließgewässer weiter zu reduzieren, sind die diffusen Einträge in den Mittelpunkt des Interesses getreten (LANU 1996, MUNF 2002). Unter dem Begriff „diffuse Nährstoffeinträge“ wird die Nährstoffbelastung zusammengefasst, die über Gräben und Dränagen sowie mit dem Oberflächenabfluss aus der Fläche in die Gewässer gelangt. Hauptverursacher für die diffusen Nährstoffeinträge ist in Mitteleuropa die Landwirtschaft (z.B. Frede & Bach 1996, Kronvang et al. 1996, van der Molen et al. 1998). Die Nährstoffauswaschung von den landwirtschaftlich genutzten Flächen ist vor allem eine Folge von Nährstoffüberschüssen aufgrund zu hoher Düngergaben. Daneben spielt insbesondere auf intensiv bewirtschafteten und tief entwässerten Moorböden die mineralisationsbedingte Nährstoffmobilisierung eine große Rolle. Daher können in Einzugsgebieten mit einem hohen Anteil intensiv landwirtschaftlich genutzter Moorböden mineralisationsbedingte diffuse Einträge einen erheblichen Anteil an der Nährstoffbelastung von Fließgewässern ausmachen. Jelinek (1999) belegt diesen Zusammenhang am Beispiel des Einzugsgebietes der Stör.

Eine Reduktion der Nährstofffracht in den Fließgewässern ist sowohl auf der Emmissions- wie auf der Immissionsseite möglich. Zu den Maßnahmen, welche die *Stoffausträge* vermindern, zählen:

- Verringerung des Düngemiteleinsatzes auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche
- Verhinderung der Mineralisation von Moorstandorten.

Bereits im Oberflächen- und Grundwasser vorhandene Stoffe können reduziert werden durch:

- Verbesserung der „Selbstreinigungskraft“ der Gewässer
- Nutzung von Ökosystemen mit einer hohen Stoffakkumulations- und Transformationsfähigkeit.

Vor diesem Hintergrund hat das Land Schleswig-Holstein zur Reduktion der aus diffusen Einträgen stammenden Nährstoffe in den Fließgewässern nach den „Empfehlungen zum integrierten Fließgewässerschutz“ (LANU 1996) ein „Programm zur Wiedervernässung von Niedermooren“, kurz „Niedermoorprogramm“, entwickelt (MUNF 2002). Konkretes Handlungsziel des Niedermoorprogramms ist es, entwässerte Niedermoorflächen wiederzuvernässen. Damit soll zum Einen die mineralisationsbedingte Nährstoffauswaschung aus dem Moorkörper reduziert werden. Zum Anderen sollen durch die Wiederverbindung von Niedermoorflächen und Fließgewässern im Wasser transportierte Nährstoffe auf der Moorfläche zurückgehalten werden. Von den Maßnahmen erwartet man insgesamt eine Verbesserung der hydrochemischen Qualität von Grund- und Oberflächengewässern. Darüberhinaus sollen im Rahmen des Niedermoorprogramms durch die Wiedervernässung von Moorflächen auch bedrohte und feuchtgebietstypische Tier- und Pflanzenarten gefördert werden.

Im Rahmen der Entwicklung des Niedermoorprogramms wurden vom Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein (LANU SH) zwei Modellgebiete ausgewählt: das „Obere Eidertal“ zwischen Schmalstede und Flintbek sowie die „Pohnsdorfer Stauung“ bei Preetz. In diesen Modellgebieten sollen Erfahrungen mit der Planung und technischen Umsetzung vor Ort gesammelt sowie die Effizienz der Wiedervernässungsmaßnahmen in Hinblick auf die Ziele des Niedermoorprogramms wissenschaftlich untersucht werden. Die Begleitforschung wurde an das Ökologie-Zentrum der Christian-Albrechts-Universität in Kiel (ÖZK) vergeben. Seit Ende der 1990er Jahre wurden in den beiden Modellgebieten von Mitarbeitern des ÖZK zahlreiche Untersuchungen zum Nährstoffhaushalt durchgeführt (u.a. Rixen 1998, Trepel et al. 1999, Trepel 2000, Kieckbusch & Schrautzer 2001, Kieckbusch & Schrautzer 2002).

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit der Wiedervernässung der *Pohnsdorfer Stauung*. Dieses etwa 100 ha große Verlandungsniedermoor ist nach umfangreichen Kultivierungsmaßnahmen in den 1950er Jahren bis Ende der 1980er Jahre intensiv landwirtschaftlich genutzt worden. Seit Anfang der 1990er Jahre werden von der privaten Kurt und Erika Schrobach-Stiftung Vernässungsmaßnahmen durchgeführt, die zu einem Anstieg des Grundwasserspiegels sowie zur Bildung von zwei Flachwasserseen mit unterschiedlicher hydrologischer Einbindung geführt haben (ausführlich Kap. 3).

Im Mittelpunkt der Untersuchung stehen die *Nährstoffdynamik* und die *Nährstoffretention auf flach überstauten Niedermoorflächen*. Der flache Überstau ist neben dem Grabenanstau und -einstau sowie der Überrieselung eine Möglichkeit der Wiedervernässung von Niedermoorflächen (Dietrich et al. 2001). Diese Vernässungsvariante ist insbesondere auf vergleichsweise kleinen Verlandungsniedermoorflächen in Senkenlage die technisch einfachste Maßnahme und wurde im Östlichen Hügelland von Schleswig-Holstein bereits mehrfach umgesetzt. Beispiele sind neben der Pohnsdorfer Stauung, der Ruppersdorfer See bei Ratekau (Wiedervernässung 1989/90), der Klenzauer See südlich von Eutin (Wiedervernässung 1995), der Struckteich/Henkenteich bei Zarpen (alle drei Kreis Ostholstein), das Feuchtgebiet Liliental östlich von Raisdorf (Wiedervernässung 1991) (Kreis Plön) sowie die Dodauer Niederung westlich von Eutin (Wiedervernässung 2002) (Kreis Ostholstein) (Berndt 1993, LANU 2000, Klose 2002, Stiftung Naturschutz 2002). In allen Gebieten wurden mehrere Hektar große Grünlandniederungen flach überstaut, so dass sich permanente Flachwasserseen bildeten. Die Untersuchungen in der Pohnsdorfer Stauung können deshalb als repräsentativ für diese Form der Niedermoorwiedervernässung im östlichen Schleswig-Holstein angesehen werden.

1.1 Grundlagen

1.1.1 Bedeutung von Niedermooren im Nährstoffhaushalt

Für das Verständnis, warum speziell Niedermoore zur Reduktion der Nährstofffracht in den Fließgewässern genutzt werden, wird in den folgenden Abschnitten kurz auf die Bedeutung von Feuchtgebieten, insbesondere Niedermooren, im Landschafts-Nährstoffhaushalt eingegangen. Zur ausführlicheren Darstellung der Stoffkreisläufe siehe zum Beispiel Mitsch & Gosselink (2000), Succow & Joosten (2001) und Vymazal (2001).

Stickstoffkreislauf

Stickstoff nimmt als eutrophierungswirksamer Pflanzennährstoff eine zentrale Rolle im Stoffhaushalt von Ökosystemen ein, so dass einige Prozesse im Stickstoffkreislauf, auf die im weiteren Verlauf der Untersuchung mehrfach wieder eingegangen wird, ausführlicher vorgestellt werden.

Die Größenordnung der Stickstoffeinträge über die Atmosphäre (mit dem Niederschlag sowie als trockene Deposition), mit dem Oberflächenwasser und mit dem Grundwasser sind für Schleswig-Holstein in Tab. 1 zusammengestellt.

Tab. 1: Gesamtstickstoffkonzentrationen unterschiedlicher Wässer in Schleswig-Holstein . Zusammenstellung Trepel & Kluge 2001 nach Daten des LANU SH. (Niederschlag: 1985-1994, Fließgewässer: 1991-1997, Grundwasser: 1991-1997).

	Konzentration Mittelwert±Standardabweichung	Eintrag pro Fläche
Niederschlag	1,7±0,4 mg l ⁻¹	= 15-20 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹
Fließgewässer Ostseezuggebiete	5,1±4,6 mg l ⁻¹	
Grundwasser <5 m Tiefe	10,7±10,5 mg l ⁻¹	
Grundwasser 5-20 m Tiefe	6,05±6,83 mg l ⁻¹	

Hinzu kommt die Stickstofffixierung aus der Luft, zu der in Niedermooren einige freilebende heterotrophe Bakterien und Cyanobakterien in der Lage sind. Die in der Literatur angegebenen Fixierleistungen sind sehr heterogen und liegen zwischen weniger als 1 und über 100 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Howard-Williams & Downes 1993, Mitsch & Gosselink 2000). Daneben sind symbiontische Aktinomyceten zur Stickstofffixierung fähig; zum Beispiel die an *Alnus glutinosa* lebenden Bakterien („Strahlenpilze“) der Gattung *Frankia*. Dittert (1992) fand in einem Erlenbruch am Belauer See Fixierungsraten zwischen 40-85 kg N ha⁻¹ a⁻¹.

In torfbildenden Niedermooren wird der eingetragene Stickstoff akkumuliert, so dass meso- bis eutrophe Niedermoortorfe N-Gehalte zwischen 1,3 und 4,5% der Trockenmasse aufweisen (Feige 1977, Kuntze 1988).

Im Stickstoffkreislauf spielen biochemische Transformationsprozesse durch Mikroorganismen eine entscheidende Rolle, da sie die verschiedenen Aggregat- und Redoxzustände ineinander umwandeln (Abb. 2). Stickstoff ist als elementarer Stickstoff (N_2) und Lachgas (N_2O) gasförmig. Im Wasser gelöst liegt mineralischer Stickstoff in reduzierter (Ammonium NH_4^+) oder oxidiertes Form (Nitrat NO_3^-) vor. Als instabiles Zwischenprodukt tritt Nitrit (NO_2^-) auf. Unter sauerstoffreichen, oxidierenden Bedingungen in Gewässern oder in der Bodenlösung ist Nitrat die dominierende Stickstoffspezies, während in langfristig wassergesättigten Böden, wie etwa Niedermoortorfen, überwiegend Ammonium vorliegt.

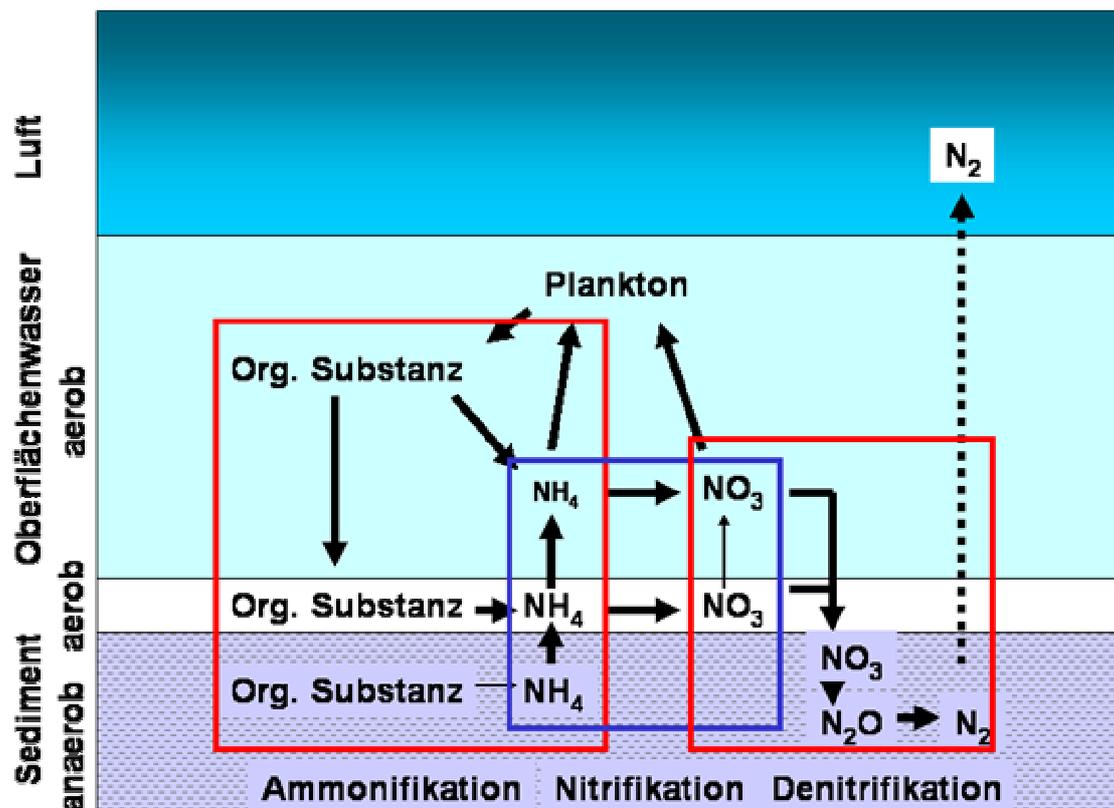


Abb. 2: Stickstoffkreislauf in Feuchtgebieten. Nicht dargestellt ist die N-Fixierung.

In organischer Substanz gebundener Stickstoff wird im Zuge der Mineralisation in mineralische Komponenten abgebaut. Der erste Schritt ist die *Ammonifikation*, bei der Makromoleküle und Aminosäuren gespalten, desaminiert und schließlich zu Ammonium abgebaut werden. Unter oxidischen Bedingungen wird Ammonium im Zuge der *Nitrifikation* durch die obligat aeroben Mikroorganismen *Nitrosomonas* und *Nitrobacter* über Nitrit (1) zu Nitrat (2) nitrifiziert (Jacob et al. 1987):



Durch Mineralisationsprozesse werden die im Torf festgelegten Nährstoffe mobilisiert und können ausgewaschen werden. Da unter aeroben Bedingungen die Mineralisation deutlich stärker als unter anaeroben abläuft, sind in entwässerten Mooren starke Stoffausträge mit dem Grund- und Oberflächenwasser zu verzeichnen (Behrend et al. 1996). Dies gilt insbesondere für Nitrat, da es kaum in der Torfmatrix gebunden wird (Scheffer & Schachtschabel 1992). In entwässerten Mooren macht Nitrat häufig einen Großteil des ausgetragenen anorganischen Stickstoffs aus.

Die Umwandlung von Nitrat in gasförmigen Stickstoff wird als *Denitrifikation* bezeichnet. Bei dieser biochemischen Redoxreaktion nutzen Mikroorganismen aus mehreren Gattungen Nitrat als primären Elektronenakzeptor und als Sauerstoffquelle. Die Energie für die Umsetzung beziehen die Mikroorganismen aus organischen (heterotrophe Denitrifikation) oder anorganischen Verbindungen (z.B. Pyrit (FeS)) (autotrophe Denitrifikation). Voraussetzungen für die Denitrifikation sind anaerobe Verhältnisse, da unter aeroben Bedingungen Sauerstoff anstelle des Nitrats als Elektronenakzeptor genutzt wird. Parameter, die Einfluss auf die Denitrifikationsraten haben, sind die Temperatur (optimal bei 20°C), der pH-Wert (optimal in einem pH-Bereich von 6 bis 8), die Nitratkonzentration und die Verfügbarkeit einer der beiden oben genannten Energiequellen (z.B. Mitsch & Gosselink 2000, Vymazal 2001).

In Feuchtgebieten ist zu unterscheiden zwischen Denitrifikation im Oberflächenwasser und im Bodenwasser. Im Bodenwasser von nicht entwässerten Niedermooren herrschen bereits in wenigen Zentimeter Tiefe anoxische Bedingungen vor (Katotelm), und leicht abbaubare Kohlenstoffverbindungen sind in ausreichender Menge vorhanden. In oligohemeroben *topogenen* Mooren mit einem weitgehend unbewegten Grundwasserspiegel ist die Denitrifikation von untergeordneter Bedeutung, da kaum Nitrat eingetragen wird und die Mineralisation nur bis zum Ammonium führt und daher kein Nitrat gebildet wird (u.a. Dierßen & Dierßen 2001). In *soligenen* Mooren mit einer leichten Durchströmung oder einem Oberflächenzufluss kann es dagegen zu einer *allochthonen* Nitratzufuhr mit dem Grund- oder Oberflächenwasser von benachbarten Mineralbodenflächen kommen. In solchen Quell- und Durchströmungsmooren, die einem hohen Nitratzustrom ausgesetzt sind, wird Nitrat auf einer Strecke von wenigen Metern vollständig denitrifiziert, so dass sehr hohe Denitrifikationsraten auftreten (Hoffmann 1998). In entwässerten Mooren führt die Mineralisation bis zur Nitrifikation, so dass *autochthon* Nitrat gebildet wird. Wenn Nitrat bei der Verlagerung mit dem Sickerwasser oder bei ansteigenden Grundwasserständen in anaerobe Zonen gelangt, kann es denitrifiziert werden. Die zeitliche und räumliche Verbindung von Nitrifikation und Denitrifikation wird als „gekoppelte“ Nitrifikation-Denitrifikation bezeichnet (z.B. Davidsson 1997, Vymazal 2001).

Oberflächengewässer sind im Allgemeinen gut mit Sauerstoff versorgt. Die Denitrifikation ist daher hier an besondere räumliche und zeitliche Situationen gebunden. So ist in rasch fließenden, gut sauerstoffversorgten Fließgewässern die Denitrifikation auf eine dünne anoxische Schicht im Gewässersediment beschränkt (Christensen et al. 1990). Günstige Bedingungen für die Denitrifikation sind in flachen, sich rasch erwärmenden Gewässern mit einer geringen Wasserbewegung gegeben, da hier die im Wasser gelösten Nährstoffe einer großen Kontaktfläche ausgesetzt sind und die Verweilzeit für die biochemischen Umsetzungen ausreicht. Dichte Pflanzenbestände begünstigt die Denitrifikation, da hier ein hohes Angebot an leicht abbaubarem Kohlenstoff zur Verfügung steht und in dichten Unterwasserpflanzenbeständen, Schilf- und Seggenröhrichten anaerobe Mikrostandorte mit aeroben Bereichen (für die Nitrifikation) räumlich eng beeinanderliegen, so dass es zu einer gekoppelten Nitrifikation-Denitrifikation kommen kann (Weisner et al. 1994, Ericsson et al. 1997).

Bei der Denitrifikation entsteht als Endprodukt gasförmiger Stickstoff und Kohlendioxid. Bei einer vollständigen Reduktion von Nitrat ist das Endprodukt elementarer Stickstoff (N_2); bei einer unvollständigen Denitrifikation wird Lachgas (N_2O) gebildet. Lachgas ist außerdem Zwischenprodukt bei der unvollständigen Oxidation von Ammonium zu Nitrat (Nitrifikation) (s.o.). Während elementarer Stickstoff keine negativen Einflüsse auf den Landschaftshaushalt hat, sind Lachgas, Kohlendioxid und das bei der anaeroben Torfmineralisation entstehende Methan (siehe Kohlenstoffkreislauf) sogenannte klimawirksame Gase, da sie zum Abbau der Ozonschicht beitragen, wobei sie eine stoffspezifische Wirksamkeit aufweisen. Langfristig gesehen hat Methan einen um den Faktor 2,4, Lachgas um den Faktor 73 höheren Treibhauspotenzialkoeffizienten im Vergleich zu Kohlendioxid (Meyer et al. 2001). Kohlendioxid wird vor allem in entwässerten, Methan in vernässten und Lachgas in wechselfeuchten, insbesondere stark gedüngten Moorstandorten gebildet. Eine Berechnung der Klimawirksamkeit von unterschiedlich stark entwässerten Mooren ergab, dass durch eine Vernässung mit Überstau die Freisetzung von Kohlendioxid und Lachgas zurückging, während verstärkt Methan gebildet wurde. Insgesamt ging durch Überstau der kumulative Austrag klimarelevanter Gase im Vergleich zu entwässerten Mooren deutlich zurück (Meyer et al. 2001, Augustin 2001). Insbesondere die Lachgasimmersion ist auf überstauten Flächen sehr gering (Augustin 2003, mündl.)

Phosphorkreislauf

Phosphor ist neben Stickstoff oft ein limitierender Nährstoff in Mooren (u.a. Dierßen & Dierßen 2001). Auch bei der Eutrophierung von Oberflächengewässern hat Phosphor eine große Bedeutung, wobei Phosphoreinträge vor allem in Fließgewässern und Seen zu einem verstärkten Algenwachstum führen, während im Meer Stickstoff der begrenzende Faktor ist (Heathwaite et al. 1993, Corell 1998, LANU 1996).

Der Eintrag über die Deposition (in Schleswig-Holstein etwa $0,5 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (LAWAKÜ 1995) sowie über das Grundwasser (Größenordnung $0,3 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) (Schrautzer 2001) sind bei Phosphor gering. Deutlich höhere Einträge können mit dem Oberflächenwasser erfolgen, jedoch gibt es hier in Abhängigkeit von der P-Konzentration der Fließgewässer große regionale Unterschiede.

Niedermoortorfe enthalten 0,02-0,12% Phosphor (Gelbrecht & Koppisch 2001). In Torfen ist Phosphor zu einem Großteil an die organische Substanz gebunden. Anorganischer Phosphor liegt unter anoxischen Bedingungen als gelöstes Phosphat im Porenwasser vor. Unter oxischen Verhältnissen wird Phosphat im sauren Bereich an Eisen(III)- und Aluminiumoxide/hydroxide, und bei basischen pH-Werten an Calcium gebunden (Scheffer & Schachtschabel 1992).

In Niedermooren wird Phosphor gespeichert, wenn es durch Pflanzen aufgenommen und im Torf akkumuliert wird. Eine große Bedeutung für den Phosphorrückhalt hat auch die Sedimentation, da insbesondere in kuppigen Landschaften ein erosionsbedingter Eintrag von partikulärem Phosphor auftritt (Rode et al. 2002). Über Fließgewässer eingetragene Partikel sedimentieren in Feuchtgebieten, wenn sich die Strömungsgeschwindigkeit zum Beispiel bei der Aufweitung des Überflutungsraumes stark verringert. Eine Sedimentation wird durch einen dichten Pflanzenbewuchs begünstigt, weil in dichter Vegetation die Fließgeschwindigkeit abnimmt und eine Resuspension unterbunden wird (Braskerud 2001).

Ein Phosphoraustrag aus Feuchtgebieten kann auftreten, wenn im Boden und im Porenwasser vorhandenes Phosphat unter reduzierenden Bedingungen mobilisiert wird und ins Oberflächenwasser gelangt. Diese sogenannte Phosphatrücklösung ist ein bekanntes Phänomen in der Limnologie, wo es an der Sediment-Wasserkörpergrenze zur Festlegung und Rücklösung von Phosphat kommt (Boström et al. 1982, Scheffer 1998). Dieser Prozess wird im Ergebnissteil und in der Diskussion eingehend besprochen.

Kaliumkreislauf

Im Gegensatz zu Stickstoff und Phosphor hat Kalium keine eutrophierende Wirkung in Oberflächengewässern. Kalium ist jedoch für höhere Pflanzen ein elementarer Nährstoff und für entwässerte Niedermoorflächen wird in der Literatur oft von einem Kaliummangel berichtet, der die Wuchsleistung begrenzt (Übersichten z.B. bei Dierßen & Dierßen 2001 und Koppisch 2001).

Niedermoortorfe weisen Kaliumgehalte zwischen 0,04 bis 0,35 % auf (Koppisch 2001). Der Eintrag mit dem Niederschlag liegt in Schleswig-Holstein bei $1-6 \text{ kg K ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (LAWAKÜ 1995). Mit dem Oberflächenwasser werden nach Koerselman & Verhoeven (1992) zwischen 0,1 und 28 und mit dem Grundwasser $4-6 \text{ kg K ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ eingetragen. Kalium wird in großem

Maße in die Biomasse der Pflanzen eingebaut, so dass der Kaliumvorrat der Vegetation etwa doppelt so hoch ist wie in den ersten 50 cm des Torfbodens (Verhoeven 1986). In bewirtschafteten Niedermoorflächen erfolgt daher mit der Ernte ein bedeutender Kaliumaustrag (Olde Ventering et al. 2002). Da Kalium im Boden nur schwach gebunden wird, kann es leicht mit dem Sickerwasser ausgewaschen werden (Behrendt et al. 1996, Koppisch 2001).

Kohlenstoffkreislauf

Kohlenstoff ist mit rund 35-40% mengenmäßig das bedeutendste Element in Niedermoor torfen. Kohlendioxid wird von Sumpf- und Moorpflanzen aus der Luft aufgenommen und bei der Photosynthese in organische Kohlenstoffverbindungen umgewandelt. Wenn die Voraussetzungen für eine Torfbildung gegeben sind, wird die organische Substanz nur unvollständig zersetzt und der Kohlenstoff im Torfkörper gebunden. In torfbildenden Niedermooren werden durchschnittlich 200 bis 300 kg C ha⁻¹ a⁻¹ festgelegt, so dass weltweit 16-24% des in Böden und Torfen gespeicherten Kohlenstoffs in Mooren gebunden sind, obwohl Moore nur 3% der Landoberfläche der Erde ausmachen (Koppisch 2001).

Bei der Mineralisation von Torfen wird die organische Substanz abgebaut und Kohlenstoff gasförmig ausgeatmet. Beim anaeroben Abbau wird im Torf akkumulierter Kohlenstoff als Methan in die Atmosphäre abgegeben. Die Methanausträge liegen in Abhängigkeit von Nutzung und abiotischen Standortfaktoren zwischen weniger als 1 und mehreren hundert kg C ha⁻¹ a⁻¹, wobei generell in schwach entwässerten Mooren höhere Austräge als in stärker entwässerten gemessen wurden. Zur ausführlichen Diskussion der Methanausträge siehe Augustin (2001), Mitsch & Gosselink (2000), Meyer et al. (2001) und Schrautzer (2001). In entwässerten Niedermooren dominiert der aerobe Abbau der organischen Substanz, bei dem CO₂ als ein Endprodukt auftritt. Aus tief entwässerten Mooren können bis zu 6000 kg C ha⁻¹ a⁻¹ entweichen (Behrendt et al. 1993). Die Klimarelevanz von Kohlendioxid und Methan wurde im Kapitel zum Stickstoffkreislauf diskutiert (s.o.).

Kohlenstoff wird auch mit dem Grund- oder Oberflächenwasser als gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) ausgeatmet. Die im Vergleich zu mineralischen Standorten hohen DOC-Gehalte in Moorwässern sind darauf zurückzuführen, dass bei der Torfbildung Huminstoffe entstehen, die in Wasser löslich sind. Aus finnischen Hoch- und Niedermooren werden organische Kohlenstoffausträge mit dem Grund- und Oberflächenwasser von 1 kg TOC ha⁻¹ a⁻¹ (TOC= gesamte organisch gebundene Kohlenstoff, in Mooren fast ausschließlich als DOC vorliegend) angegeben, wobei entwässerte und naturnahe Moore keinen Unterschied aufwiesen (Sallantausta 1994 in Succow & Joosten 2001).

Quellen- und Senkenfunktion von Feuchtgebieten

Feuchtgebiete stehen in einem Wasser- und Stoffaustausch mit benachbarten Ökosystemen. Sie erhalten mit dem Oberflächen- und Grundwasser sowie über die Deposition Wasser und Stoffe zugeführt und geben mit dem Oberflächenwasser oder ins Grundwasser Stoffe wieder ab. Hinzu kommt der Austausch von gasförmigen Stoffen mit der Atmosphäre. Feuchtgebiete wirken als *Transformatoren*, in denen durch biochemische Umsetzungen einzelne Spezies und Fraktionen in andere umgewandelt werden (Mitsch & Gosselink 2000), wobei es bei einigen Prozessen auch zu einem Wechsel des Aggregatzustandes kommt (z.B. bei der Denitrifikation). Ein Feuchtgebiet wirkt für einen Stoff als *Senke*, wenn die Summe der Einträge größer als die Summe der Austräge ist, und als *Stoffquelle*, wenn dieses Verhältnis umgekehrt ist.

Zu den Prozessen, die dazu beitragen, dass Feuchtgebiete als Stoffsenken wirken, zählt die *Stoffakkumulation* bei der Torfbildung und die *Sedimentation*. Eine Quellenfunktion weisen insbesondere Gebiete auf, in denen durch die *Mineralisation* von Torfen oder die *Resuspension* festgelegte Stoffe wieder freigesetzt werden. Im Laufe der Entwicklung kann eine Fläche erst als Senke und dann als Quelle wirken. So kann ein torfbildendes Niedermoor zur Zeit seiner Entstehung eine Stoffsenke sein und die gleiche Fläche bei Entwässerung und landwirtschaftlicher Nutzung infolge von Mineralisationsprozessen als Quelle auftreten. Auch kurzfristig betrachtet kann eine Fläche abwechselnd eine Senke und Quelle sein, wenn zum Beispiel im Sommer Stoffe sedimentiert werden, die beim ersten Winterhochwasser wieder ausgewaschen werden.

Um für eine Fläche die Quellen- oder Senkenfunktion zu ermitteln, müssen Stoffbilanzen aufgestellt werden. Für die Bilanzierung können unterschiedliche Ein- und Austragspfade berücksichtigt werden (vgl. Schrautzer 2001). Da die vorliegende Arbeit im Rahmen der Begleitforschung zum Niedermoorprogramm durchgeführt wurde und daher die Auswirkung von Vernässungsmaßnahmen auf die Wasserqualität von Oberflächengewässern im Mittelpunkt steht, wird der Quellen- und Senkenbegriff auf die Ein- und Austräge der im Wasser gelösten Nährstoffe beschränkt. Die Quellen- und Senken-Definition für diese Arbeit lautet daher:

Eine Fläche wird als Stoffsenke bezeichnet, wenn die Summe der wassergelösten Stoffeinträge größer ist, als die Summe der wassergelösten Stoffausträge. Ein Gebiet ist eine Stoffquelle, wenn die Summe der wassergelösten Stoffausträge größer als die Summe der wassergelösten Einträge ist.

Diese Betrachtungsweise ist vor allem für Stickstoff bedeutsam, da im Stickstoffkreislauf gasförmige Ein- und Austräge eine große Rolle spielen (s.o.). Insbesondere durch den gasförmigen Austrag von Stickstoff bei der Denitrifikation können Feuchtgebiete zu einer Reduzierung der Gesamtstickstoffkonzentrationen im Wasser führen und im Sinne der eben

genannten Definition des Quellen- und Senkenbegriffs als Senken wirken. Die Beschränkung des Begriffspaares auf die wassergelösten Ein- und Austräge war notwendig, weil ansonsten im Rahmen dieser Arbeit die Beurteilung der Quellen- und Senkenfunktion nur für einzelne Spezies und Fraktionen und nicht für Gesamtstickstoff möglich gewesen wäre.

1.1.2 Untersuchungen zur Nährstoffretention in verschiedenen Feuchtgebietstypen

Die theoretische Grundlage für die im Niedermoorprogramm angestrebte Verringerung der Nährstofffrachten durch die Wiedervernässung von Niedermoorflächen bilden die Ergebnisse zahlreicher Untersuchungen, die weltweit in den letzten Jahren zur Nährstoffretention in Feuchtgebieten durchgeführt wurden (Übersichten z.B. bei Mitsch & Gosselink 2000, Vymazal 2001). Die Untersuchungen umfassen Feuchtgebiete in verschiedenen Klimazonen, die sich unter anderem in ihrer Hydrologie, Nährstoffzufuhr, Trophie und Entstehungsgeschichte unterscheiden.

Da in der Pohnsdorfer Stauung als Wiedervernässungsmaßnahme die Niedermoorflächen flach überstaut wurden, liegt in der folgenden Übersicht der Schwerpunkt auf Untersuchungen, die sich mit sogenannten „surfaceflow-wetlands“ befassen, also flach überstauten Feuchtgebieten, während „subsurfaceflow-wetlands“ mit einem überwiegend unterirdischen Wasserstrom nicht aufgenommen wurden, da hier die verschiedenen Retentions- und Transformationsprozesse eine andere Intensität und Bedeutung haben.

Zahlreiche Untersuchungen wurden zur Nährstoffretention von „constructed wetlands“ durchgeführt, die zur Klärung kommunaler Abwässer (z.B. Kadlec 1994, Mander et al. 2001) oder zur Verminderung von Nährstoffeinträgen aus landwirtschaftlichen Flächen angelegt wurden (z.B. Kovacic et al. 2000, Ecologruppen 2000). Diese Gebiete sind meist nur wenige Hektar groß und wurden zum Teil mit speziellen technischen Maßnahmen zur effektiven Nährstoffretention ausgerüstet (z.B. sauerstoffanreichernde Wasserfallkaskaden, Kiesbetten, Sandfilter, Rohrleitungen) (Kadlec & Knight 1996, Bendoricchio et al. 2000, Vymazal 2001). In diesen Gebieten ist die zufließende Nährstofffracht größtenteils sehr hoch.

Aus naturnäheren Feuchtgebieten liegen weniger Untersuchungen zur Nährstoffretention vor. Von Bibern aufgestaute Gewässer in Kanada, die einen geringen Nährstoffeintrag aufweisen, wurden beispielsweise von Devito et al. (1989) untersucht. Ausgedehnte Feuchtgebiete mit dichten Rohrkolbenbeständen in den USA waren das Untersuchungsgebiet von MacCrimmon (1980) und Fetter et al. (1978).

Die Stickstoff- und Phosphorretention in Fließgewässereinzugsgebieten wurde zum Beispiel in Dänemark von Svendsson et al. (1995) und Kronvang et al. (1999) untersucht.

Der flache Überstau von ehemals landwirtschaftlich genutzten, wiedervernässten Niedermoorflächen wurde bislang erst in wenigen Arbeiten analysiert, und die meisten

Gebiete unterscheiden sich in wesentlichen Aspekten von der für das schleswig-holsteinische Hügelland repräsentativen Situation in der Pohnsdorfer Stauung:

Davidsson (1997) und Mitarbeiter untersuchten in Südschweden Wasserwiesen, die zum Teil Niedermoortorfe aufwiesen. Die Flächen wurden in regelmäßigen Zyklen geflutet und wiesen dann periodisch Überstaubedingungen auf. In den anschließenden Trockenphasen infiltrierte das Wasser in den Torfkörper und verließ die Fläche als unterirdischer Abfluss. In der Pohnsdorfer Stauung spielt hingegen ein unterirdischer Abfluss keine Rolle, und durch den permanenten Überstau haben limnische Prozesse im Wasserkörper eine größere Bedeutung. Auch bei Untersuchungen mit flach überstauten Niedermoortorf-Lysimetern durch Behrendt et al. (1996) stand der Nährstoffaustrag mit dem Sickerwasser im Vordergrund, während in der muldeunterlagerten Pohnsdorfer Stauung dieser Austragspfad keine Bedeutung besitzt.

Lenz & Wild (2000) bestimmten Nährstoffbilanzen auf überstauten Niedermoorflächen in Bayern. Auf den im Vergleich zur Pohnsdorfer Stauung kleinen Versuchsflächen (1 bis 3 ha) wurde der Torfboden zu einer randlichen Verwallung aufgeschoben, die Fläche mit Rohrkolben bepflanzt und über Pumpen eine kontinuierliche Wasserzufuhr gewährleistet.

Balla & Gensior (2000), Dietrich et al. (2000), Scholz et al. (1995) und andere Wissenschaftler untersuchten in der Friedländer Großen Wiese in Mecklenburg-Vorpommern eine ehemals landwirtschaftlich genutzte, flach mit Zusatzwasser aus dem Galenbecker See überrieselte und überstaute Versuchsflächen. Wie in der Pohnsdorfer Stauung sind im Gebiet mächtige Niedermoortorfe ausgebildet, so dass der Grundwasserpfad keine Bedeutung hat. Durch ein leichtes Gefälle in der Fläche wird jedoch nur ein Bereich von wenigen Hektar dauerhaft überstaut und aufgrund einer negativen Wasserbilanz weist die Fläche keinen Abfluss auf. Untersucht wurden u.a. die Stoffkonzentrationen im Boden und im Bodenwasser sowie die hydrologischen Fließpfade.

Ein Gebiet, das mit der Situation in der Pohnsdorfer Stauung eine große Übereinstimmung aufweist, ist die Nuthe-Nieplitz-Niederung in Brandenburg. Hier entstanden nach dem Ausfall eines Schöpfwerkes zwei große Flachwasserseen auf ehemals intensiv landwirtschaftlich genutzten Niedermoorflächen. Höhne (2000) und Landgraf (1998) geben Informationen zur Nährstoffdynamik in den Flachwasserseen und im angrenzenden Fließgewässer „Pfefferfließ“. Eine Nährstoffbilanz wurde allerdings nicht berechnet, so dass die Quellen- oder Senkenfunktion der wiedervernässten Flächen nur grob beurteilt werden kann.

1.1.3 Wissensdefizite und Forschungsbedarf

Die kurze Übersicht zeigt, dass es aus einigen Feuchtgebietstypen viele Ergebnisse zur Nährstoffretention gibt, während andere noch unzureichend untersucht sind. Die vorliegende Untersuchung an flach überstauten Niedermoorflächen in der Pohnsdorfer Stauung wurde

durchgeführt, weil das Gebiet aufgrund seiner Entwicklungsgeschichte, seiner Lage im Einzugsgebiet und der durchgeführten Wiedervernässungsmethode mehrere Besonderheiten aufweist, zu denen nur lückenhaft wissenschaftliche Erkenntnisse vorliegen:

- Es gibt nur wenige nährstoffökologische Untersuchungen, die auf flach überstauten, ehemals intensiv landwirtschaftlich genutzten Niedermoorflächen in Mitteleuropa durchgeführt wurden.
- Nur selten wurde als Untersuchungsgebiet ein Verlandungsmoor mit mächtigen Torf- und Muddeschichten und geringer Bedeutung des Grundwasserpfades ausgewählt. Mehrere Daten liegen dagegen aus flachgründigen, sandunterlagerten Niedermoorflächen vor (z.B. im Drömling (Kalbitz et al. 1999), Rhinluch und Welse-Zernitz-Niederung (Balla & Gensior 2000)).
- Die Nährstoffdynamik im Überstauwasser größerer, wiedervernässter Niedermoorflächen wurde bislang selten in hoher zeitlicher Auflösung über einen mehrjährigen Zeitraum beprobt. Dieses ist aber Grundlage für die Analyse der saisonalen Variabilität von Transformations- und Rücklösungsprozessen, die auf diesen Flächen zu erwarten sind. Dies gilt insbesondere für Phosphor. Nach Gelbrecht & Koppisch (2001) liegen „über den P-Austrag aus wiedervernässten Mooren bislang noch keine verallgemeinerungsfähigen Daten vor“, so dass „insbesondere in Hinblick auf die Gewässerbewirtschaftung zu dieser Problematik noch erheblicher Forschungsbedarf besteht“.
- Bei den hydrochemischen Untersuchungen wurden die organisch gebundenen Nährstoffe nur unzureichend untersucht, obwohl in Überstausystemen eine unterschiedliche Bedeutung zum Beispiel von gelösten und partikulären Stickstoff (DON/PON) zu erwarten ist und nach Stephanaukas et al. (2000) die verschiedenen DON-Fraktionen eine unterschiedliche Eutrophierungswirksamkeit haben.
- Es gibt nur wenige Nährstoffbilanzen aus großflächig überstauten Niedermoorflächen. Die meisten Ergebnisse liegen aus kleinen Versuchsflächen vor (z.B. Lenz & Wild 2000), oder es wurden nur Konzentrationsunterschiede und keine Frachten bestimmt (z.B. Höhne 2000).
- Bei Wiedervernässungsmaßnahmen wurde erst in den letzten Jahren der Einfluß auf die Wasserqualität angrenzender Fließgewässer untersucht (z.B. Gelbrecht & Lengsfeld 1998, Höhne 2000).

Es wird deutlich, dass zum großflächigen Überstau ehemals landwirtschaftlich genutzter Verlandungsniedermoore noch Wissenslücken vorhanden sind. Da der flache Überstau eine bedeutende Umsetzungsmöglichkeiten innerhalb des Niedermoorprogramms in Schleswig-Holstein ist, sollen die Untersuchungen in der Pohnsdorfer Stauung zu einer besseren Beurteilung der Effektivität dieser Form der Wiedervernässung beitragen.

1.2 Zielsetzung der Arbeit und Hypothesen

Den Rahmen der Arbeit bildet das Konzept der *Ökohydrologie* (ecohydrology) (Grootjans et al. 1993, 1996, Zalewski et al. 1997, Zalewski 2000), das einen *ganzheitlichen* Ansatz bei der Analyse der hydrologischen Einbindung und des Nährstoffhaushalts von Feuchtgebieten verfolgt. Kernpunkte sind (a) die Berücksichtigung der Wechselwirkungen von hydrologischen und biologischen Prozessen, (b) die Betrachtung der Feuchtgebiete im Zusammenhang mit ihrem Einzugsgebiet und (c) die Berücksichtigung der historischen Entwicklung von Gewässern und Feuchtgebieten.

Hieraus ergeben sich nach Zalewski (2002) als zwei Kernpunkte eines „Integrativ watershed managements“ (IWM):

- Integrative Quantifizierung von hydrologischen und biologischen Prozessen auf der Einzugsgebietsebene
- Analyse der saisonalen Flüsse von Nährstoffen, organischer Substanz und Organismen zwischen dem terrestrischen Einzugsgebiet und den aquatischen Lebensräumen.

Das übergeordnete Ziel der Arbeit ist es, anhand von Nährstoffbilanzen und Frachtberechnungen die Effektivität der in der Pohnsdorfer Stauung umgesetzten Wiedervernässungsmaßnahmen im Hinblick auf die Nährstoffretention zu bestimmen.

Im Sinne des Ökohydrologiekonzeptes wird zunächst die Entwicklungsgeschichte der Pohnsdorfer Stauung beschrieben, da die aktuell zu beobachtenden Nährstoffumsetzungen nur bei Kenntnis der Entwässerungsgeschichte und landwirtschaftlichen Vornutzung verständlich werden. Es folgen eine Beschreibung und Analyse der Vegetationsentwicklung, da auch die aktuelle und zukünftig im Gebiet zu erwartende Vegetation, zum Beispiel durch das Vorkommen von torfbildenden Arten, großen Einfluss auf die Nährstoffbilanzen hat.

Einen Schwerpunkt der Arbeit bildet die Beschreibung und die Analyse der Nährstoffdynamik und der ihr zugrundeliegenden Prozesse im Bodenwasser und in den Flachwasserseen. Für das Verständnis der saisonalen Variabilität in den Bilanzen und Frachten sollen folgende Fragen beantwortet werden:

- Welches sind die dominierenden Stoffspezies und Fraktionen im Oberflächenwasser?
- Gibt es ausgeprägte Jahresgänge?
- Gibt es deutliche Unterschiede zwischen den Untersuchungsjahren?
- Auf welche hydrochemischen Prozesse ist die Dynamik zurückzuführen?
- Welche abiotischen und biotischen Umweltfaktoren (Witterung, Tiere, etc.) beeinflussen die Stoffdynamik?

Konkrete Aufgabe der Untersuchung war es, die im Niedermoorprogramm formulierten Ziele am Beispiel der Pohnsdorfer Stauung zu überprüfen. Im Niedermoorprogramm wird als hydrochemisches Ziel die „Reduktion der Stickstoffeinträge in die oberirdischen Gewässer durch Verminderung der Quellen- und Regeneration der Senkenfunktion von Niedermoorflächen“ genannt (MUNF 2002). Da neben Stickstoff auch Phosphor eine bedeutende Rolle bei der Eutrophierung von Oberflächengewässern spielt (s.o.), wurden beide Nährstoffe berücksichtigt. In diesem Zusammenhang sollen folgende Hypothesen getestet werden, die sich aus der Zielsetzung des Niedermoorprogramms ergeben:

Hypothese 1: Die durch die Wiedervernässung in der Pohnsdorfer Stauung entstandenen Flachwasserseen im West- und Ostpolder wirken als Stoffsenke.

Hypothese 2: Die durch die Wiedervernässung in der Pohnsdorfer Stauung entstandenen Flachwasserseen weisen im Vergleich zu anderen Fließgewässereinzugsgebieten im östlichen Hügelland von Schleswig-Holstein geringe Nährstoffausträge auf.

Hypothese 3: Die Wasserqualität der angrenzenden Oberflächengewässer (Neuwührener Au, Postsee) wird durch die Wiedervernässungsmaßnahmen in der Pohnsdorfer Stauung verbessert.

In der Gesamtdiskussion werden anhand der Ergebnisse weitergehende Schlussfolgerungen für die Pohnsdorfer Stauung als „Modellgebiet“ im Niedermoorprogramm aufgezeigt. Wissenschaftliches Ziel der hydrochemischen Untersuchungen in den flach überstauten Polders ist die Ableitung von Gesetzmäßigkeiten, um in der Pohnsdorfer Stauung, aber auch in anderen vergleichbaren Gebieten, Prognosen für die abiotische und biotische Entwicklung abgeben zu können. Ansatzpunkte sind die Entwicklung eines Monitoringprogramms und die Analyse der Datenreihen mit hydrochemischen Modellen.

2 Material und Methoden

2.1 Das Untersuchungsgebiet

Die Pohnsdorfer Stauung ist ein Niedermoorgebiet in der Jungmoränenlandschaft des Östlichen Hügellandes von Schleswig-Holstein (Abb. 3). Sie liegt 3 Kilometer westlich von Preetz zwischen den Ortschaften Pohnsdorf und Neuwühren (TK 1727 Preetz, Rechts: 3580-3581, Hoch: 6012 – 6014).

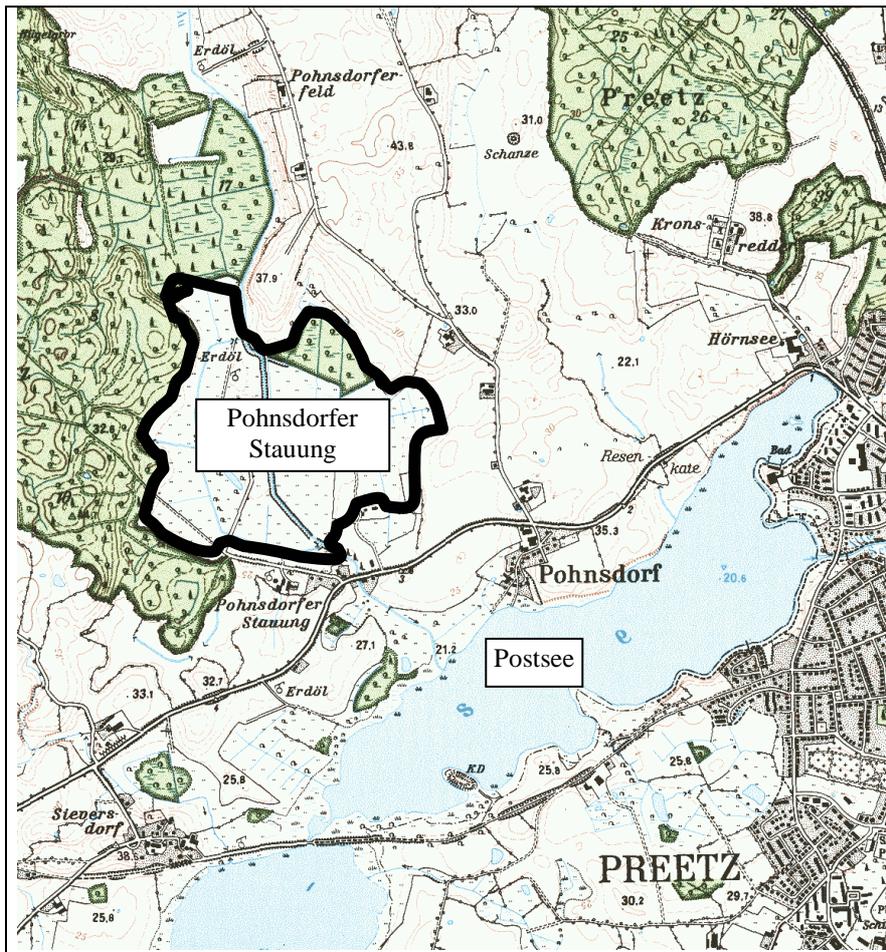


Abb. 3: Das Untersuchungsgebietes (umrandet) mit der näheren Umgebung.

Das rund 100 ha umfassende Niederungsgebiet wird von Norden nach Süden von der Neuwührener Au durchflossen, die das Gebiet in einen westlichen (Westpolder und Mittelpolder) und einen östlichen Bereich (Ostpolder) teilt (Abb. 4). Im Westteil wird die Au von einem Moränenrücken begleitet, der wie eine Insel aus der Niederungsfläche aufragt. Östlich und nördlich der Stauung schließen sich Moränenhänge an, die vom Ostpolder (Landoberfläche etwa 21 m NN) rasch auf 41 m NN ansteigen. Die Moränenzüge werden aktuell überwiegend landwirtschaftlich genutzt (Extensivweide, Pferdekoppeln). Im Westen und Süden steigt das Gelände langsamer an. Hier wird der Westpolder vom Klosterforst Preetz begrenzt, einem Buchenlaubwald mit eingesprengten Nadelwaldparzellen.

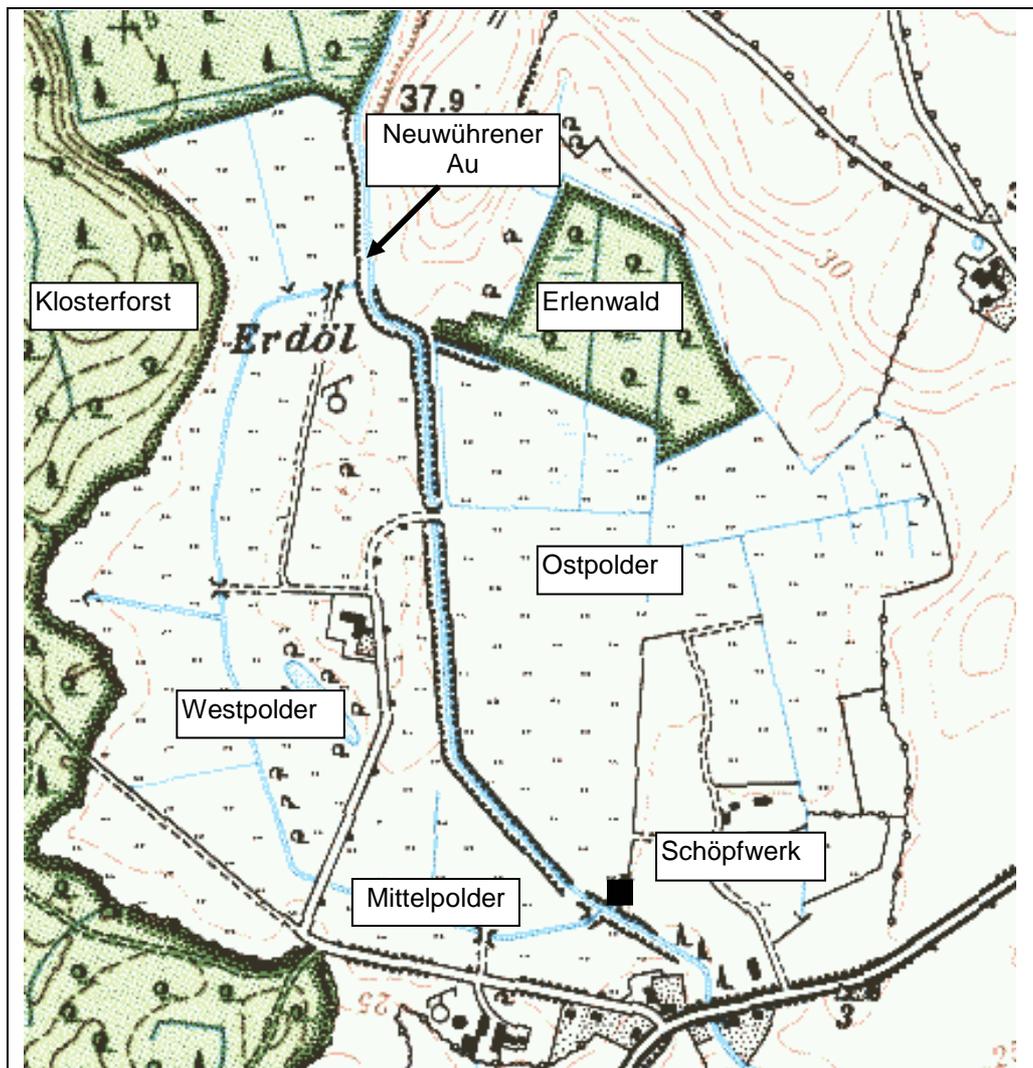


Abb. 4: Das Untersuchungsgebiet mit den Ortsbezeichnungen.

Die *Neuwührener Au* ist ein kleines Fließgewässer, das auf Höhe der Pohnsdorfer Stauung eine Breite von 5 Metern und eine mittlere Abflusspende von $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$ hat. Das rund 39 km^2 große, überwiegend landwirtschaftlich genutzte Einzugsgebiet reicht bis zum Moorsee südlich von Kiel. Größere Zuflüsse kommen aus dem Wellsee und aus Raisdorf. Die Pohnsdorfer Stauung liegt im Unterlauf der Au, etwa 500 Meter vor der Mündung in den Postsee (Abb. 3). Der *Postsee* zählt mit einer Wasserfläche von $276,4 \text{ ha}$ (bei $20,6 \text{ m NN}$) und einer mittleren Tiefe von $3,89 \text{ m}$ im Nordteil und $2,93 \text{ m}$ im Südteil zu den mittelgroßen, flachscharigen Seen in Schleswig-Holstein (Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege 1988, Müller 1981). Zuflüsse sind neben der *Neuwührener Au* die Alte Schwentine, die Honigau und die Mühlenau. Durch die Alte Schwentine als bedeutendster Zufluss erstreckt sich das Einzugsgebiet des Postsees bis südlich der Bornhöveder Seenkette und umfasst insgesamt 173 km^2 . Entwässert wird der Postsee über die Mühlenau bei Preetz in die Schwentine, die in Kiel in die Ostsee mündet, so dass die Pohnsdorfer Stauung zum Ostseeinzugsgebiet gehört.

2.2 Hydrologisch-hydrochemisches Messkonzept

Die hydrologischen und hydrochemischen Untersuchungen gliedern sich in 2 Themenbereiche, die eine unterschiedliche Probenahmefrequenz und Stoffauswahl aufweisen (Tab. 2).

- Zur nährstoffökologischen Charakterisierung des *Bodenwassers* wurden von Juni 1999 bis Mai 2001 an 3 Standorten mit Hilfe von Piezometern Wasserproben aus unterschiedlichen Bodentiefen entnommen. Diese Proben wurden im Labor des Ökologie-Zentrums bearbeitet. An diesen Standorten wurde zusätzlich der Wasserstand gemessen.
- Zur hochauflösenden Analyse der *Nährstoffdynamik* in den Flachwasserseen und als Grundlage für ein *Monitoring* wurden von Mai 1999 bis April 2001 an fünf, von Mai 2001 bis Dezember 2001 an vier und seit Dezember 2001 an sieben Standorte im 14-tägigen Rhythmus Wasserproben entnommen. Diese Proben wurden im Landeslabor Schleswig-Holstein analysiert.
- Zur Berechnung von *Stoffbilanzen* und *-frachten* wurde an 6 von diesen Standorten die Wasserstände und die Abflüsse ermittelt.

Tab. 2: Bezeichnung der Messstandorte, Messzeitraum (Monat/Jahr) und Art der Messung.

	Zeit- raum	Hydroch. Wasserprobe	Wasser- stand	Abfluss
Oberflächenwasser				
1 Westpolder Überlauf	ab 5/99	X	X	X
2 Waldbach	ab 5/99	X	X	X
3 Ostpolder Einlauf	ab 12/01	X	X	X
4 Ostpolder Auslauf	ab 12/01	X	X	X
5 Neuwührener Au (oberhalb Stauung)	ab 5/99	X	X	
6 Neuwührener Au (unterhalb Stauung)	ab 12/01	X	X	X
7 Graben vor Schöpfwerk	5/99-12/01	X	X	X
8 Graben Mittelpolder	5/99-4/01	X	X	
Bodenwasser				
B1 Westpolder Nord (PWN)	6/99-5/01	X	X	
B2 Ostpolder (PO)	6/99-5/01	X	X	
B3 Mittelpolder (PWS)	6/99-5/01	X	X	

Die Lage der Messstandorte in der Pohnsdorfer Stauung wird im Ergebnisteil dargestellt.

2.3 Hydrochemische Probenahme und Probenaufbereitung

Entnahme der Wasserproben

Aus den *Oberflächengewässern* wurde ein Liter Wasser mit einem Handschöpfer aus etwa 5-10 cm Tiefe entnommen.

Für die Analyse des *Bodenwassers* wurden Piezometer installiert. Die Piezometer bestehen aus PVC-Röhren mit einem Durchmesser von ca. 5 cm (Abb. 5). Das untere Ende wurde mit einem Pfropfen verschlossen. 10 cm oberhalb des unteren Endes wurde auf einer Länge von 10 cm die Röhre fein perforiert, so dass ein Filter entsteht. Zum Schutz vor Verschlammung wurde der Filter mit einem Nylonstrumpf umwickelt.

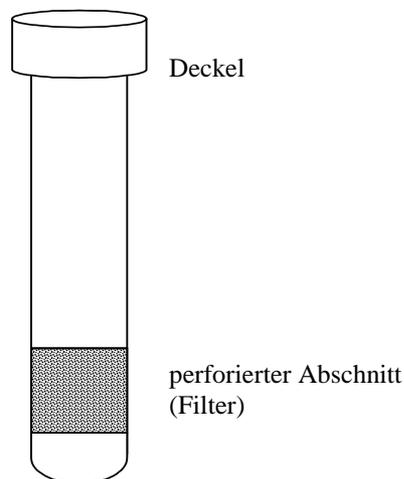


Abb. 5: Aufbau eines Piezometers.

Die unterschiedlich langen Röhren wurden in vorgebohrten Löchern in den Boden eingesetzt. An jedem Messpunkt wurden je 4 Piezometer mit Filtertiefen bei 10, 20, 40 und 70 cm unter der Oberfläche aufgestellt (Piezometernest) (Abb. 6). Am Tag vor der Probenahme wurden die Röhren entleert, um frisches Wasser nachströmen zu lassen.

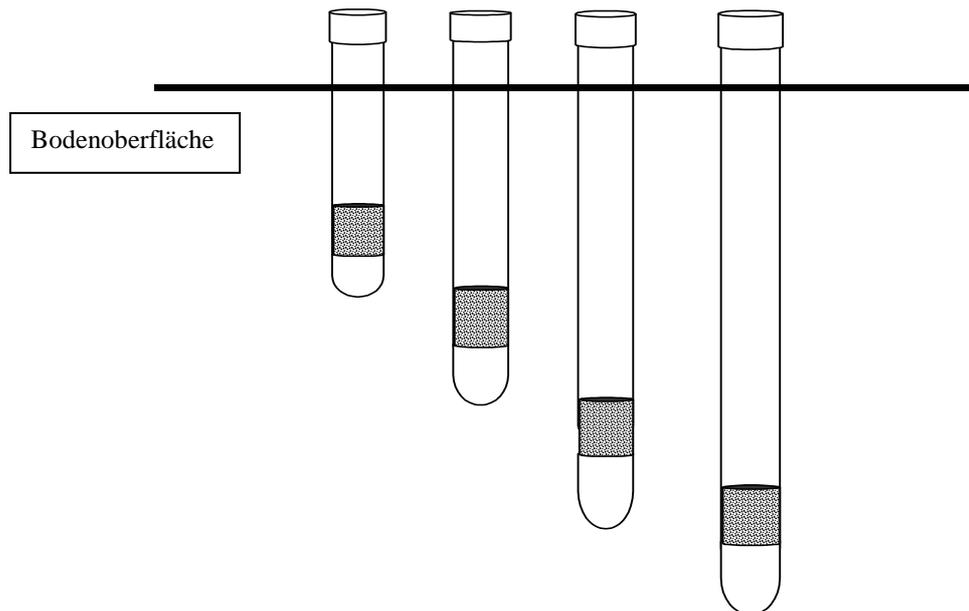


Abb. 6: Piezometernebst mit vier Piezometern, die Filter in unterschiedlicher Bodentiefe aufweisen.

Bei ausreichender Probenwassermenge wurden zwei 50 ml PVC- und ein 50 ml Glasbehälter gefüllt.

Probleme bei den Piezometeruntersuchungen

Im Verlauf des trockenen Sommerhalbjahres 1999 sanken die Wasserstände stark ab, so dass zahlreiche Piezometer trockenfielen oder innerhalb von 24 Stunden nur wenig Wasser nachlief. Bei geringen Wassermengen wurde bei der Analyse des Bodenwassers Priorität auf die Nitrat- und Ammonium-Bestimmung gelegt. Bei Bodenfrost war keine Probenahme aus den Piezometern möglich, da das Wasser in den Röhren gefroren war. Die beiden zeitweise überfluteten Standorten Pohnsdorf Mittelpolder und Ostpolder waren bei sehr hohen Wasserständen und teilweiser Eisbedeckung im Winter 1999/2000 unzugänglich und konnten dann ebenfalls nicht beprobt werden.

Hydrochemische Probenaufbereitung und Messung

Im Gelände wurden bei allen Proben mit Sonden folgende Parameter gemessen:

- Leitfähigkeit WTW TetraCon 325
- pH-Wert WTW SenTix 41
- Redox WTW SenTix ORP
- Sauerstoffgehalt WTW OxiCal SL
- Temperatur WTW TetraCON 325.

Nach der Probenahme wurden die Proben gekühlt transportiert und entweder am nächsten Tag filtriert (0,45 µm Nuclepore Membranfilter) und gemessen (Probenanalyse im Landeslabor Schleswig-Holstein) oder zur Zwischenlagerung eingefroren (Proben im Labor

des Ökologie-Zentrums). Im Landeslabor wurden von Mai 1999 bis April 2001 die Parameter Chlorid, TOC, DOC, NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N, Gesamt-N (unfiltriert), PO₄-P, Gesamt-P (unfiltriert), Sulfat und Kalium gemessen (Tab. 3). Ab Mai 2001 kamen bei ausgewählten Proben die Parameter Gesamt-N (filtriert), Gesamt-P (filtriert), SAK 254 und SAK 436 hinzu.

Tab. 3: Hydrochemische Parameter, Messmethoden und Messzeiträume der im Landeslabor Schleswig-Holstein bestimmten Oberflächenwasserproben. Probenahmeintervall 14 Tage.

Parameter	Methode	1.5.99-1.4.01	1.5.01-1.1.02	ab 01.01.02
		Standorte	Standorte	Standorte
Nitrat-N	CFA nach Grasshoff	5	4	7
Nitrit-N	CFA DIN EN 26777	5	4	7
Ammonium-N	CFA DIN EN ISO 11732	5	4	7
Gesamt-N (unfil.)	Aufschluss nach Koroleff,	5	4	7
Gesamt-N (filtr.)	Bestimmung wie NO ₃ -N		4	6
Phosphat-P	CFA DIN EN 1189	5	4	7
Gesamt-P (unfil.)	Aufschluss nach Koroleff,	5	4	7
Gesamt-P (filtr.)	Bestimmung wie Phosphat-P		4	6
TOC	Hochtemp.Aufschluss	5	4	7
DOC	DIN EN 1484	5	4	7
Chlorid	Potentiometrie DIN38405-D1-2	5	4	7
Sulfat	FIA Trübung m. Bariumchlorid	5	4	7
Kalium	ICP	5	4	7
SAK 256	DIN38404-C3		4	7
SAK 436	DIN38404-C3		4	7

Im Labor des Ökologie-Zentrums wurden nach Filtrierung mit 0,45 µm Membranfiltern die Parameter NH₄-N, NO₃-N, Gesamt-N (filtriert), PO₄-P, Gesamt-P (filtriert), K sowie bei ausgewählten Proben Calcium und Eisen (AAS) bestimmt (Tab. 4).

Tab. 4: Hydrochemische Parameter und Messmethoden der im Labor des Ökologie-Zentrums bestimmten Wasserproben aus den Piezometern (3 Standorte mit je 4 Tiefen).

Parameter	Methode
Nitrat-N	RFA
Ammonium-N	RFA
Gesamt-N	RFA, DIN 38409, 27
Phosphat-P	RFA
Gesamt-P	RFA, DIN EN1189
Kalium	AAS

Stoffspezies

Stickstoff

Der organisch gebundene Stickstoff (TON = total organic nitrogen) wurde aus der Subtraktion von Ammonium-N, Nitrit-N und Nitrat-N vom Gesamt-N (unfiltriert) bestimmt (Abb. 7). Um Aussagen zur Zusammensetzung des TON zu bekommen, wurde er in gelösten (DON = dissolved organic nitrogen) und partikulären organisch gebundenen Stickstoff (PON = particle organic nitrogen) unterteilt. Der DON berechnet sich aus dem Gesamt-N (filtriert) minus der mineralischen Stickstoff-Spezies.

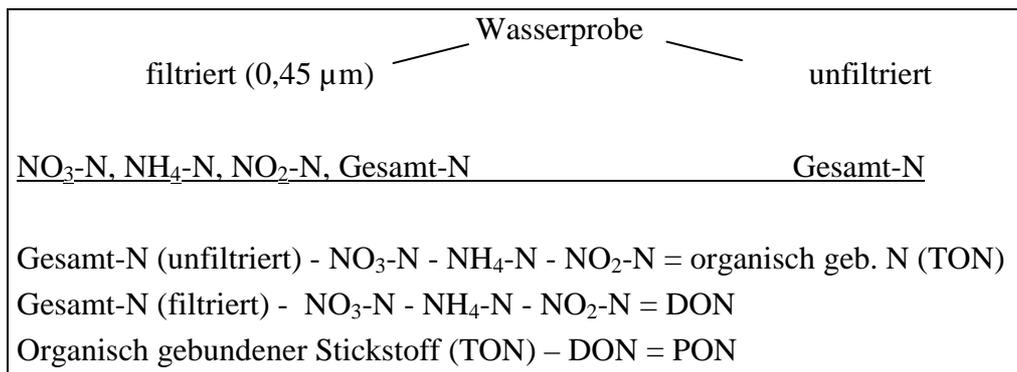


Abb. 7: Berechnung der einzelnen Stickstofffraktionen aus den gemessenen Werten.

Der N-Gesamtgehalt der *filtrierten* Probe wird erst seit April 2001 bestimmt. Für den Zeitraum Mai 1999 bis April 2001 wurde für das Oberflächenwasser im Westpolder der DON-Gehalt aus den DOC-Werten rückwirkend kalkuliert, da zwischen der DOC- und der DON-Konzentration im Westpolder ein hochsignifikanter linearer Zusammenhang ($r^2 = 0,8546$, $p = <0,001$) besteht (Abb. 8). Der PON ergibt sich aus der Differenz zwischen organisch gebundenem Stickstoff (TON) und DON.

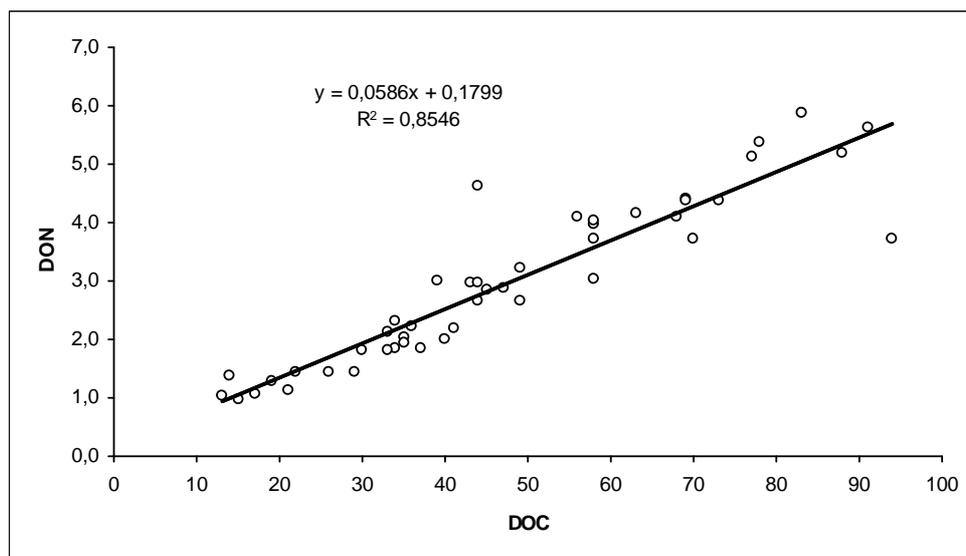


Abb. 8: Beziehung zwischen dem gelösten organisch gebundenen Stickstoff (DON) und dem gelösten organisch gebundenen Kohlenstoff (DOC) im Westpolder von Jan. 2001 bis Dez. 2002.

Kohlenstoff

Die Differenz vom gesamten organischen Kohlenstoff (TOC = total organic carbon) und DOC (= dissolved organic carbon) ergab den partikulären organischen Kohlenstoff (POC = particle organic carbon).

Phosphor

Bei Phosphor gibt es Probleme mit der eindeutigen Nomenklatur, da bei der Laboranalyse aus methodischen Gründen einige Fraktionen bestimmt werden, die nicht exakt mit chemischen Spezies übereinstimmen (z.B. Scheffer 1998). Der Gesamtphosphor (TP = total phosphorus) wurde durch oxidativen Aufschluss der unfiltrierten Probe bestimmt und enthält auch die partikulären Komponenten (PP). Von der filtrierten Probe (0,45 µm) wurde der „Phosphat-P-Gehalt“ bestimmt (auch als Orthophosphat, gelöster reaktiver Phosphor SRP oder DRP bezeichnet), der aber neben dem freien Ion auch labile andere Phosphorverbindungen enthält. Die Subtraktion des „Phosphat-P-Gehaltes“ vom Gesamt-P ergibt eine heterogene Fraktion, die neben dem partikulären Phosphor (PP) auch gelösten organischen Phosphor (DOP = dissolved organic P) umfasst (Abb. 9). Diese heterogene Fraktion wird von einigen Autoren vereinfacht als „organischer Phosphor“ bezeichnet (z.B. Kovacic et al. 2000), obwohl sie auch z.B. mineralisch gebundenen, partikulären Phosphor enthält. Auch in dieser Untersuchung wird so verfahren. Zur besseren Beurteilung dieser Fraktion wurde ab Januar 2002 auch der Gesamt-P-Gehalt von *filtrierten* Proben (TDP) bestimmt.

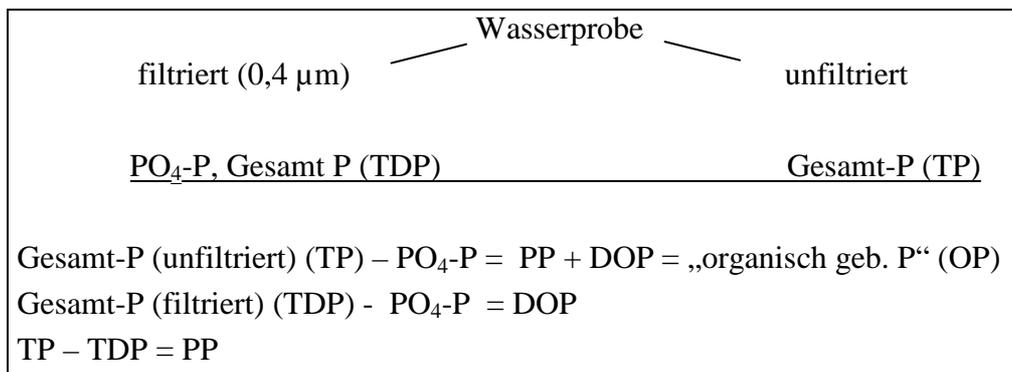


Abb. 9: Berechnung der einzelnen Phosphorfraktionen aus den gemessenen Werten.

2.4 Hydrologische Messungen

2.4.1 Wasserstand

Zur Erfassung der Wasserstandsdynamik im Grund- und Oberflächenwasser wurden Grundwasserröhren und Pegel installiert. Die Grundwasserbrunnen bestehen aus PVC-Röhren, die auf ganzer Länge zerschlitzt sind. An den meisten Brunnen und Pegeln wurde der Grundwasserstand manuell alle ein bis zwei Wochen mit dem Zollstock abgelesen. An 4 Standorten erfolgten die Messungen mit Drucksonden und stündlich aufzeichnenden Dataloggern. In der Pohnsdorfer Stauung wurden zwei Logger über Solarpanels mit Strom versorgt, die Wartungsarbeiten minimierten und dafür sorgten, dass die im Gebiet sich aufhaltenden Kraniche so wenig wie möglich beunruhigt wurden. Bei den übrigen Sonden wurden alle 14 Tage die Batterie und das Trockengel gewechselt. Herstellungsbedingt ergaben sich im Verlauf des Sommers 1999 Ausfälle von mehreren Sonden, so dass von einigen Standorten von Juni bis November 1999 keine Messwerte vorliegen.

Der Wasserstand in der Neuwührener Au wurde seit September 1998 kontinuierlich aufgezeichnet. Eine Korrelation der Wasserstände in der Neuwührener Au und im Postsee (Pegeldaten StUA Kiel) von September 1998 bis April 2002 ergab einen signifikanten linearen Zusammenhang ($y = 1,1329x - 2,6147$, $r^2 = 0,84$, $p < 0,01$). Der mittlere Wasserstand im Postsee lag im Zeitraum 1994-2001 bei 20,85 m NN, Maximalwert 21,56 m NN (November 1998), Minimalwert 20,60 m NN (Januar 1997). Der Wasserstand in der Au (am Pegel DEA-Brücke im Nordteil der Pohnsdorfer Stauung) liegt im Mittel 16 cm über dem Wasserstand im Postsee. Aus den seit 1994 kontinuierlich aufgezeichneten Wasserstandsdaten vom Postsee läßt sich mit der genannten Regressionsgleichung der Wasserstand in der Neuwührener Au für die letzten acht Jahre zurückkalkulieren (Abb. 10).

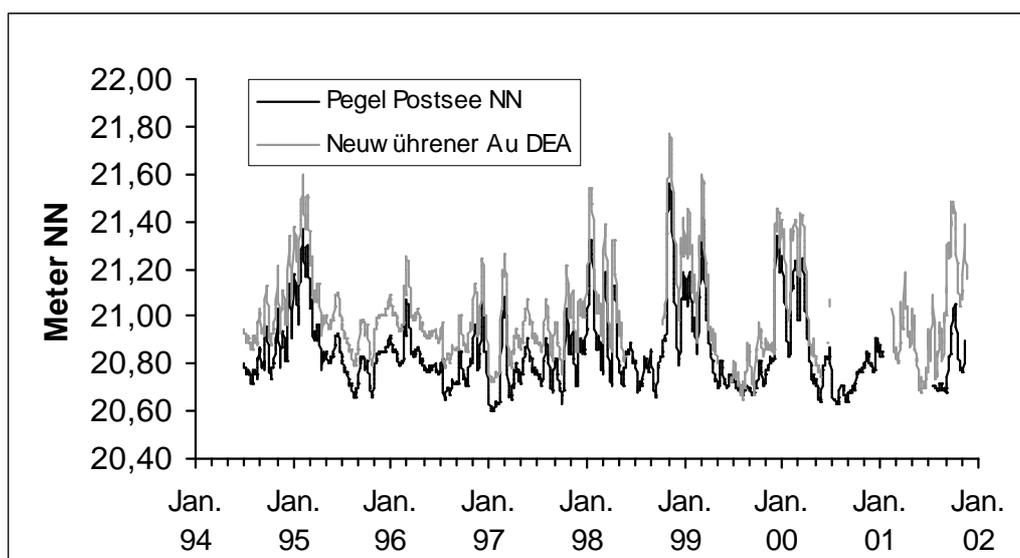


Abb. 10: Wasserstand im Postsee (Daten STUA Kiel) und in der Neuwührener Au (Pegel DEA-Brücke, von 1998-2002: Messwerte, Zeitraum davor: Berechnung aus den Pegelwerten vom Postsee mit der im Text genannten Geradengleichung). 2001 Ausfall des Pegels im Postsee für mehrere Monate.

2.4.2 Wasserbilanz

Für die beiden Polder wurde keine vollständige Wasserbilanz aufgestellt, da die Berechnung der Verdunstung große Schwierigkeiten bereitet. Die Polder weisen eine heterogene und zum Teil mosaikartige Vegetationsstruktur und ein kleinräumiges Höhenrelief auf, so dass nur grobe Angaben zur Verdunstung möglich sind. Gemessen oder abgeschätzt wurden aber alle für die Stoffbilanzen relevanten Größen:

- Oberflächenzufluss (über Neuwührener Au bzw. Waldbach, gemessen)
- Niederschlag (Messwerte der Klimastation Holtenau)
- Grundwasserzustrom (aus Basisabfluss und Einzugsgebietsgröße A_0)
- Ausfluss an den Überlaufschwellen (gemessen).

Westpolder

Im Westpolder wurden die Zuflüsse über einen Waldbach und die Austräge am Überlauf alle zwei Wochen gelitert oder mit einem Abflussmessstab nach Jens bestimmt (Jens 1968).

Abfluß aus dem Westpolder

Der Abfluß aus dem Westpolder ist starken jährlichen und jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen. Bis Mai 2000 gab es keine Überlaufschwelle, sondern der Auslauf bestand aus einer etwa 1,5 Meter breiten Steinschüttung, wobei die Überlaufhöhe unterhalb der genehmigten 21,05 Meter NN lag. Aus diesem Grund war die Wasserstands-Abfluss-Beziehung im hydrologischen Jahr 2000 im Vergleich zu den beiden folgenden Jahren deutlich steiler. Im Mai 2001 wurde eine Überlaufschwelle eingebaut, die eine Überlauflänge von 100 cm hatte. Im Laufe der Zeit ist die Schwelle jedoch eingewachsen, so dass sie heute nur noch eine Breite von 60 cm hat. Daher wurde für die Berechnung des täglichen Abflusses für jedes Jahr eine eigenen W/Q-Beziehung aufgestellt (Abb. 11).

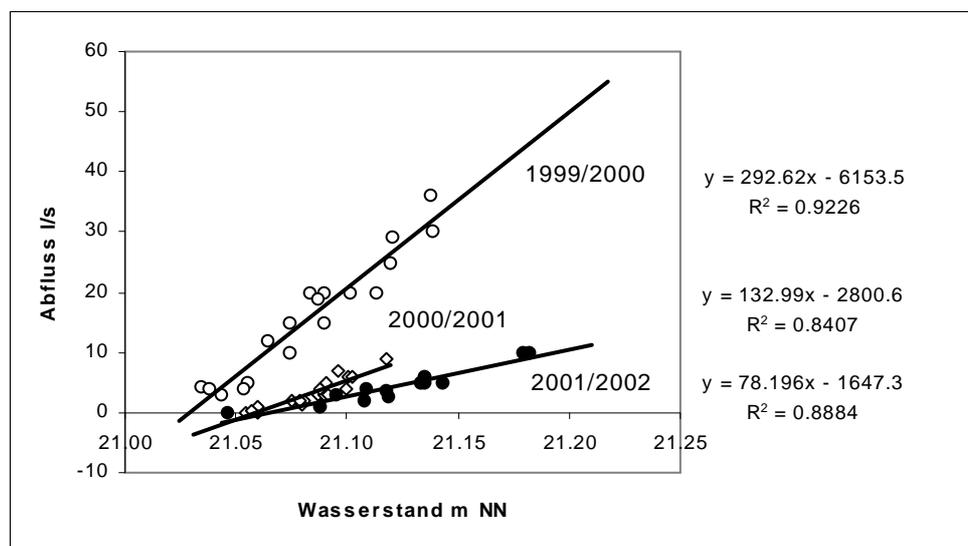


Abb. 11: Wasserstand–Abfluss-Beziehung am Wehr im Westpolder. Der Abfluß wurde bei geringen Wassermengen gelitert, bei größeren Wassermengen mit dem Jens-Messstab bestimmt.

Diffuse Speisung aus dem Grundwasser

Das oberirdische Einzugsgebiet des Westpolders beträgt $A_{EO} = 150$ ha (Heidel 1992) und liegt überwiegend im Klosterforst Preetz (Abb. 12).

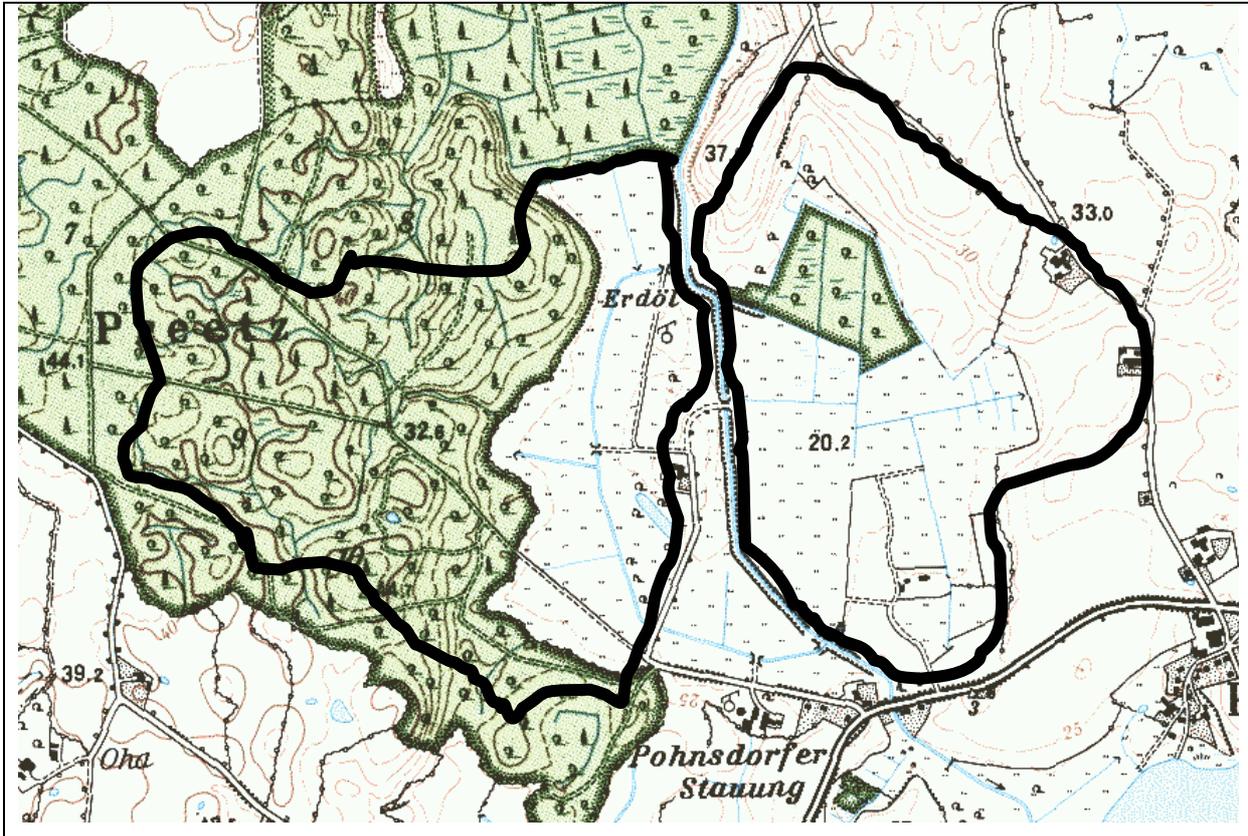


Abb. 12: Abgrenzung der oberirdischen Einzugsgebiete vom Westpolder und Ostpolder (nach Heidel 1992).

Der Wasserstand im Westpolder weist eine enge Abhängigkeit von den aktuellen Niederschlägen auf, so dass eine laterale Grundwasserzufuhr offenbar nur eine geringe Bedeutung hat. Da der Polder durch mächtige Muddeschichten nach unten hydraulisch abgedichtet ist, sind Grundwasserzuflüsse nur im Übergangsbereich Mineralboden-Torfkörper möglich. Die Vegetation gibt jedoch keine Hinweise auf stark quellige Bereiche. Der Wasserzustrom aus dem Grundwasser wurde anhand des Basisabflusses aus dem Polder abgeschätzt. Im Winter 2000/2001 und 2002/2003 flossen nach langen Frostperioden, in denen der Waldbach zugefroren war und eine Eisdecke auf dem Polder lag, über längere Zeiträume konstant $1,5 \text{ l s}^{-1}$ aus dem Polder. Auch im trockenen Frühjahr 2003 wurde diese Menge als Basisabfluss festgestellt. Bei der Berechnung der theoretischen Grundwasserzufuhr über die Grundwasserneubildungsrate (250 mm unter Wald, vgl. Weerts 1997) und die laterale Einzugsgebietsgröße (125 ha) (abzüglich der über den Waldbach eingetragenen Wassermenge) kommt man zu einem Wert von 6 Litern pro Sekunde. Da dieser Wert offensichtlich zu hoch liegt, wurde mit dem Basisabfluss ($1,5 \text{ l s}^{-1}$) gerechnet.

Ostpolder

Abfluß aus dem Ostpolder

Die aus dem Ostpolder in die Au abfließende Wassermenge wurde an der Auslaufschwelle mit einem Jens-Messstab erfasst. Aus den Abflussmessungen und kontinuierlichen Wasserstandsaufzeichnungen wurde der tägliche Abfluss berechnet (Abb. 13).

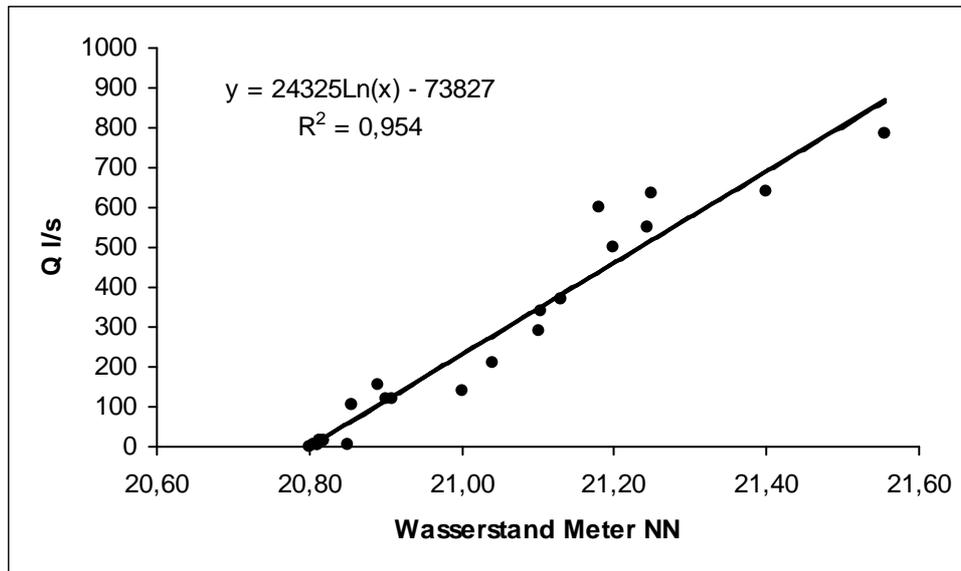


Abb. 13: Wasserstands-Abflussbeziehung an der Auslaufschwelle aus dem Ostpolder im Jahr 2002.

Zufluß zum Ostpolder

Der Zustrom von Auwasser in den Ostpolder wurde an der Einlaufschwelle mit einem Jens-Messstab erfasst. Aus den Abflusswerten und kontinuierlichen Wasserstandsaufzeichnungen wurde eine Wasserstands-Abflussbeziehung aufgestellt (Abb. 14).

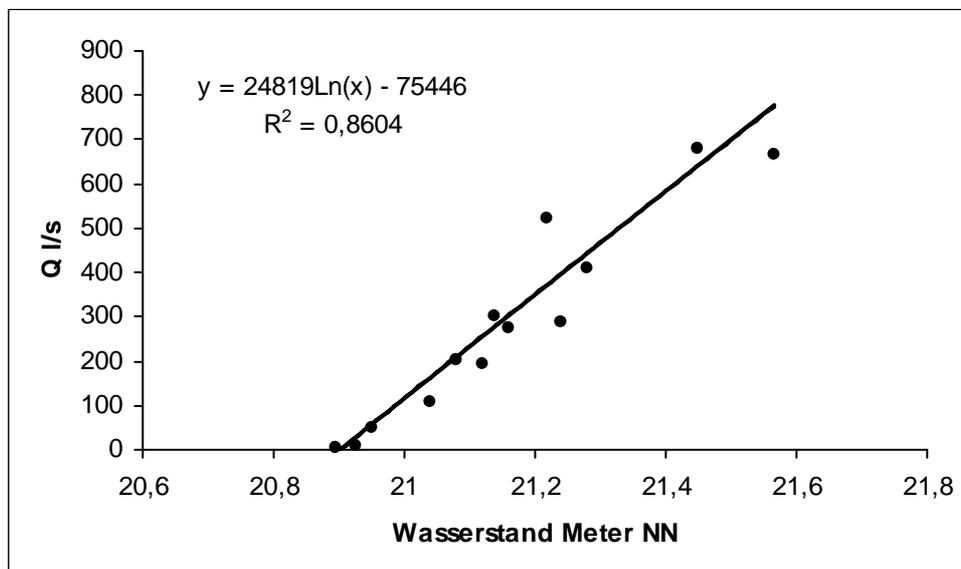


Abb. 14: Wasserstands-Abflussbeziehung an der Einlaufschwelle in den Ostpolder im Jahr 2002.

Diffuser Speisung aus dem Grundwasser

Im Gegensatz zum Westpolder weist der Ostpolder im Norden und Osten quellige Bereiche auf, die durch große *Carex paniculata*-Bestände auffallen. Über offene Zuflüsse (Dränagen und Gräben) strömen etwa 5 l s^{-1} in den Polder. Das oberirdische laterale Einzugsgebiet des Ostpolders beträgt nur 60 ha (Abb. 12) und wird als Grünland oder Acker genutzt, so dass die theoretische Grundwasserneubildung nur bei 6 l s^{-1} liegt. Die großflächig quelligen Bereiche lassen einen stärkeren Grundwasserzustrom vermuten. Auch der Basisabfluss liegt höher. Während einer mehrere Wochen anhaltenden Frostperiode im Winter 2002/2003 und während längerer Trockenperioden im Frühjahr 2002 und 2003, als kein Auwasser in den Polder strömte und eine Verdunstung aufgrund einer Eisbedeckung bzw. aufgrund kalter Witterung gering war oder fehlte, floss über einen längeren Zeitraum konstant 16 l s^{-1} aus dem Polder ab. Dieser Basisabfluss dürfte etwa dem diffusen Grundwassereintrag entsprechen, so dass für die Bilanz mit einem Zufluss von 16 l/s gerechnet wurde.

Neuwührener Au

Die Abflüsse in der Neuwührener Au wurden mit einem Messflügel nach Ott oder bei niedrigen Wasserständen mit einem Messstab nach Jens bestimmt. Die täglichen Abflüsse ergaben sich aus der Wasserstands-Abflussbeziehung (Abb. 15).

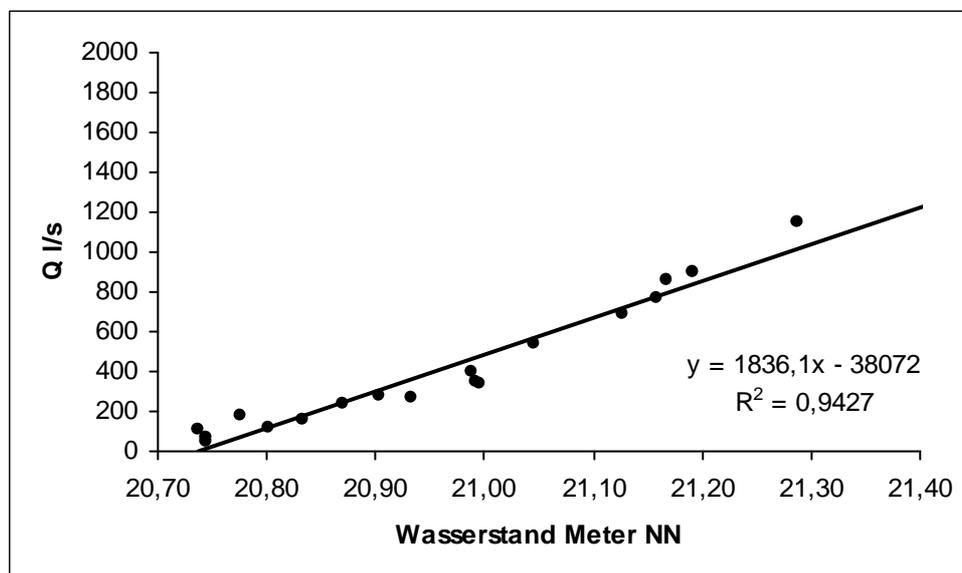


Abb. 15: Wasserstand-Abflussbeziehung in der Neuwührener Au.

2.5 Stoffrachten und Bilanzen

Berechnung der Stoffrachten

Aus den täglichen Wassermengen und den im 14-tägigen Abstand gemessenen Stoffkonzentrationen wurden tägliche Stoffrachten berechnet. Dabei wurden die täglichen

Abflusswerte mit den Konzentrationswerten der jeweils zeitlich am dichtesten liegenden hydrochemischen Messung multipliziert (vgl. Zalewski et al. 1997).

Stoffbilanzen

Für die in den Wasserproben bestimmten Stoffe wurde Bilanzen berechnet, indem der Eintrag mit dem Auwasser, mit dem Grundwasser und über die Deposition dem Austrag mit dem Oberflächenwasser gegenübergestellt wurde. Bei dieser absoluten Bilanz drücken positive Werte einen Stoffrückhalt und negative Werte einen Stoffexport aus. Diese vereinfachte Import-Export-Bilanz, bei der Veränderungen im Stoffspeicher auf der Fläche unberücksichtigt bleiben, wird zur Quantifizierung des Stoffrückhalt in Feuchtgebieten in der Literatur häufig verwendet (Übersichten bei Vymazal 2001, Mitsch 1994, Mitsch & Gosselink 2000), so dass die Werte in der Pohnsdorfer Stauung mit Ergebnissen aus anderen Untersuchungen verglichen werden können. In gleicher Weise wurde der Retentionskoeffizient (relative Retention) nach folgender Formel (3) berechnet:

$$\text{Retention (\%)} = \frac{(\text{Eintrag } [\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}] - \text{Austrag } [\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}])}{\text{Eintrag } [\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]} * 100 \quad (3)$$

Die Ein- und Austräge und die Bilanz wurden für ein Jahr bezogen auf die Feuchtgebietsfläche ($\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) berechnet.

Nährstofffrachten aus dem Gesamtgebiet

Zur Abschätzung der Austräge aus der gesamten Stauung für das hydrologische Jahr 2001 wurden die vom Schöpfwerk gepumpten Wassermengen anhand des monatlichen Stromverbrauchs (7,58 und 4,41 kWh) und der Pumpleistung der beiden Pumpen (400 l/s) kalkuliert. Die monatlichen Wassermengen wurden mit mittleren monatlichen Stoffkonzentrationen im Graben vor dem Schöpfwerk multipliziert.

2.6 Vegetationsaufnahmen und -kartierungen

Auf den Probeflächen für die Bodenwasseranalysen wurden Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet zur Beschreibung der Artenzusammensetzung und Vegetationsdeckung angefertigt. Während der Vegetationsperiode 2000 wurde die Biomasse an den Untersuchungsstandorten bestimmt, indem 1 Quadratmeter große Parzellen (5 Parallelen) zur Zeit der maximalen Vegetationsentwicklung gemäht, das Mahdgut getrocknet und gewogen wurde (maximum standing crop).

In der gesamten Pohnsdorfer Stauung wurden im Spätsommer 1999 und 2002 Vegetationskartierungen durchgeführt, um die Sukzession der Fläche im Zuge der Wiedervernässung zu dokumentieren.

2.7 Brut- und Rastvogelzählungen

Bei allen Begehungen wurden die auf den Poldern rastenden Wasservögel erfasst. Zusätzlich wurden alle Bruthinweise notiert. Eine genaue Brutvogelkatierung erfolgte in den Jahren 1999 und 2000 (Holsten et al. 2001).

2.8 Witterung

Die drei Untersuchungsjahre weisen einen unterschiedlichen Witterungsverlauf auf. Das späte Frühjahr, der Sommer und der Frühherbst 1999 waren durch geringe Niederschläge und häufige sonnige Hochdrucklagen gekennzeichnet. Starke Niederschläge in Folge eines Orkantiefs gab es in der ersten Dezemberdekade 1999, und auch im Januar und März 2000 fielen ergiebige Niederschläge. Das Frühjahr 2000 zeichnete sich durch eine frühe, niederschlagsarme Wärmeperiode von April bis Mitte Mai aus. Der Sommer und Herbst brachte regelmäßige, aber nicht außergewöhnlich ergiebige Niederschläge; auch im Winter 2000/2001 gab es keine Starkregenereignisse. Das Frühjahr 2001 war durch eine späte Kältephase im März und April gekennzeichnet. Im Sommer 2001 traten in regelmäßigem Wechsel Schönwetterperioden und regenreichere Abschnitten auf. Außergewöhnlich starke Niederschläge fielen im September 2001. Nach einer kurzen Frostperiode zum Jahreswechsel brachten die Monate Februar und März 2002 außergewöhnlich hohe Niederschläge. Nach einem regenarmen Frühjahr gab es im Juli und Anfang August nach sommerlichen Gewittern hohe Niederschlagsmengen, die in vielen Teilen Norddeutschlands zu Überschwemmungen führten.

3 Entwicklungs- und Nutzungsgeschichte der Pohnsdorfer Stauung

3.1 Entstehung und Geologie

Die Oberflächengestalt des Östlichen Hügellandes von Schleswig-Holstein ist durch die Gletschervorstöße der Weichselvereisung (ca. 70.000 bis 11.000 Jahre vor heute) geprägt (Schmidtke 1993). Durch die vor- und zurückweichenden Gletscherzungen wurden Moränen aus Geschiebemergel zusammengeschieben, Schmelzwassersander aufgeschüttet und Hohlformen ausgehobelt, so dass heute die Jungmoränenlandschaft im Osten von Schleswig-Holstein durch einen reichen glazialen Formenschatz aus Endmoränenzügen, flachen und kuppigen Grundmoränen, lokal Binnensanderflächen sowie Schmelzwassertälern geprägt wird.

Die Pohnsdorfer Stauung liegt zwischen den Moränenzügen des 3. und 5. Eisvorstoßes der Weichselvereisung (Blumental und Sehberg Vorstoß). Die Moränenzüge bestehen vor allem aus Geschiebemergel und erreichen zwischen Preetz und Kiel Höhen von 80 m NN. Im Gebiet der heutigen Pohnsdorfer Stauung sind nach dem Rückzug der Gletscher Toteisblöcke liegengelassen, die vor ca. 14.000 Jahren langsam abschmolzen, so dass flache Seen entstanden (Weerts 1997).

Die nacheiszeitliche Entwicklung des Gebietes vom Schmelzwassersee bis zum Moor lässt sich anhand von Bohrungen rekonstruieren, die vor allem im Rahmen der Meliorationsmaßnahmen in den 1950er Jahren durchgeführt wurden. Die „Moormächtigkeit“ (Torfe und Mudden) erreicht an zwei Stellen im Ostpolder über 10 Meter, und große Flächen weisen Tiefen von über 4 Metern auf. Im Westpolder werden dagegen maximal nur 8-10 Meter erreicht und viele Bereiche sind nur 2-4 m tief. Beinahe der gesamte Untergrund der heutigen Niederung wird von kalkhaltigen Mudden ausgekleidet, die in den tiefsten Hohlformen im Ostpolder eine Mächtigkeit von mehr als 7 Metern erreichen (Abb. 16).

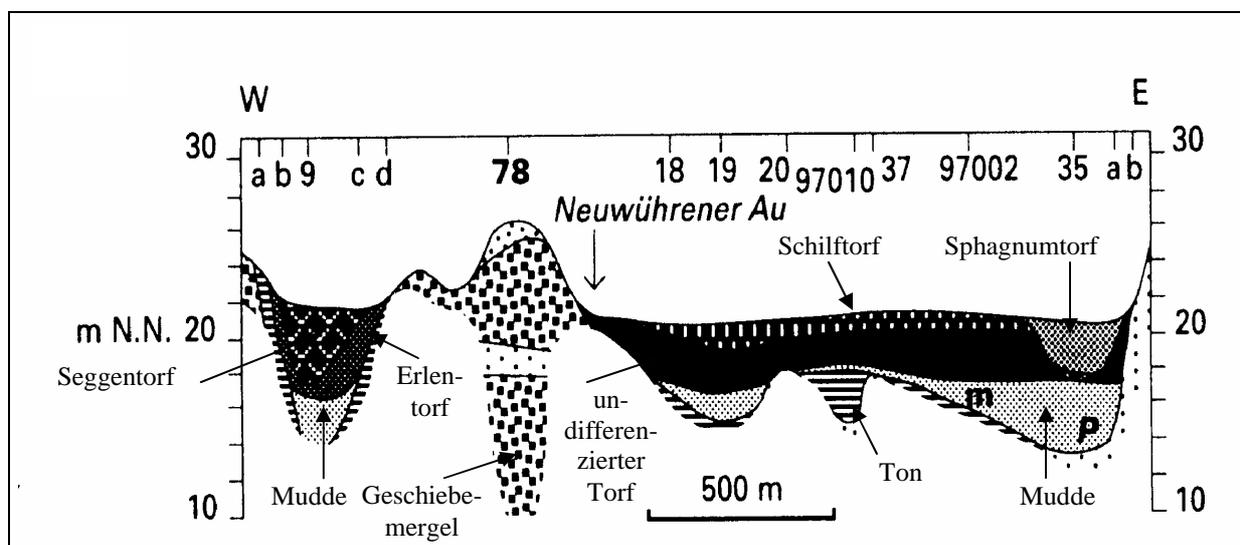


Abb. 16: Querschnitt durch die Pohnsdorfer Stauung (nach Weerts 1997, verändert).

In den Muddeschichten wurden Pinus-Pollen und Molluskenschalen gefunden, die einen Hinweis dafür geben, dass die Mudden in einem See im frühen Holozän (Praeboreal, Boreal) abgelagert worden sind. Die endgültige Verlandung des Sees läßt sich nicht genau datieren. Im Westpolder bestehen die untersten Torfschichten aus stark zersetzten Bruchtorfen, die von Seggen- und lokal von Schilftorfen überlagert sind. Im Ostpolder werden Bruchtorfe vor allem von Schilftorfen überlagert, während Seggentorfe nur lokal in quelligen Bereichen vorkommen. Dieser Wechsel von Bruch- zu Schilftorf zeigt an, dass das Gebiet während dieser Verlandungsphase wieder nasser wurde. Ein möglicher Zusammenhang zwischen steigenden Gebietswasserständen und der Lichtung der Landschaft durch die Rodungstätigkeit des Menschen in geschichtlicher Zeit wird von Weerts (1997) für die Pohnsdorfer Stauung angenommen. Nach Looft (1968) soll die Niederung im Mittelalter zeitweise angestaut und als Fischteich genutzt worden sein. Insgesamt sind die Niedermoortorfe größtenteils nährstoffreich (eutrophe Torfe). Die Torfe im Ostpolder hatten vor der Entwässerung einen hohen Wassergehalt, so dass im Rahmen der Untersuchungen zur Melioration des Gebietes von „schwimmenden Torfen“ gesprochen wurde.

Eine Besonderheit sind schwach zersetzte Sphagnumtorfe, die auf einer etwa 3,5 ha großen Fläche im Ostteil des Ostpolders zu finden sind. Die Sphagnumtorfe haben eine Mächtigkeit von 300 cm, wobei die oberen 80 cm vor allem aus *Sphagnum cuspidatum* und *Sph. magellanicum*, die unteren Schichten von Sphagnen aus der *Sphagnum acutifolium*-Gruppe sowie *Sph. cuspidatum* und Braunmoosen aufgebaut sind. Die Sphagnumtorfe werden von einem Ring aus Seggentorfen umgeben (Moorversuchsstation 1952). Die hochmoortypische Sphagnumart *Sphagnum magellanicum* zeigt an, dass in diesem Bereich der Torfkörper nicht mehr mit mineralstoffreichem Quell- oder Überflutungswasser, sondern überwiegend ombrogen mit Niederschlagswasser versorgt wurde.

3.2 Entwässerung und Wiedervernässung - Die Entwicklung der Pohnsdorfer Stauung in den letzten 150 Jahren

Zustand von ca. 1877 bis 1950

Auf der Karte der Preußischen Landesaufnahme von 1877 weisen der *Ostpolder* und der nördliche Teil des *Mittelpolders* die Signatur für Sumpf auf, wobei im Ostpolder zusätzlich einzelne Bäume eingezeichnet sind, so dass hier Erlenbrücher und Weidengebüsch in enger Verzahnung mit Schilfflächen und Hochstaudenrieden vorherrschten (Abb. 17). Auf zwei Fotos aus der Zeit unmittelbar vor der Melioration (ca. 1950) sind Erlen und Weidengebüsche zu sehen.

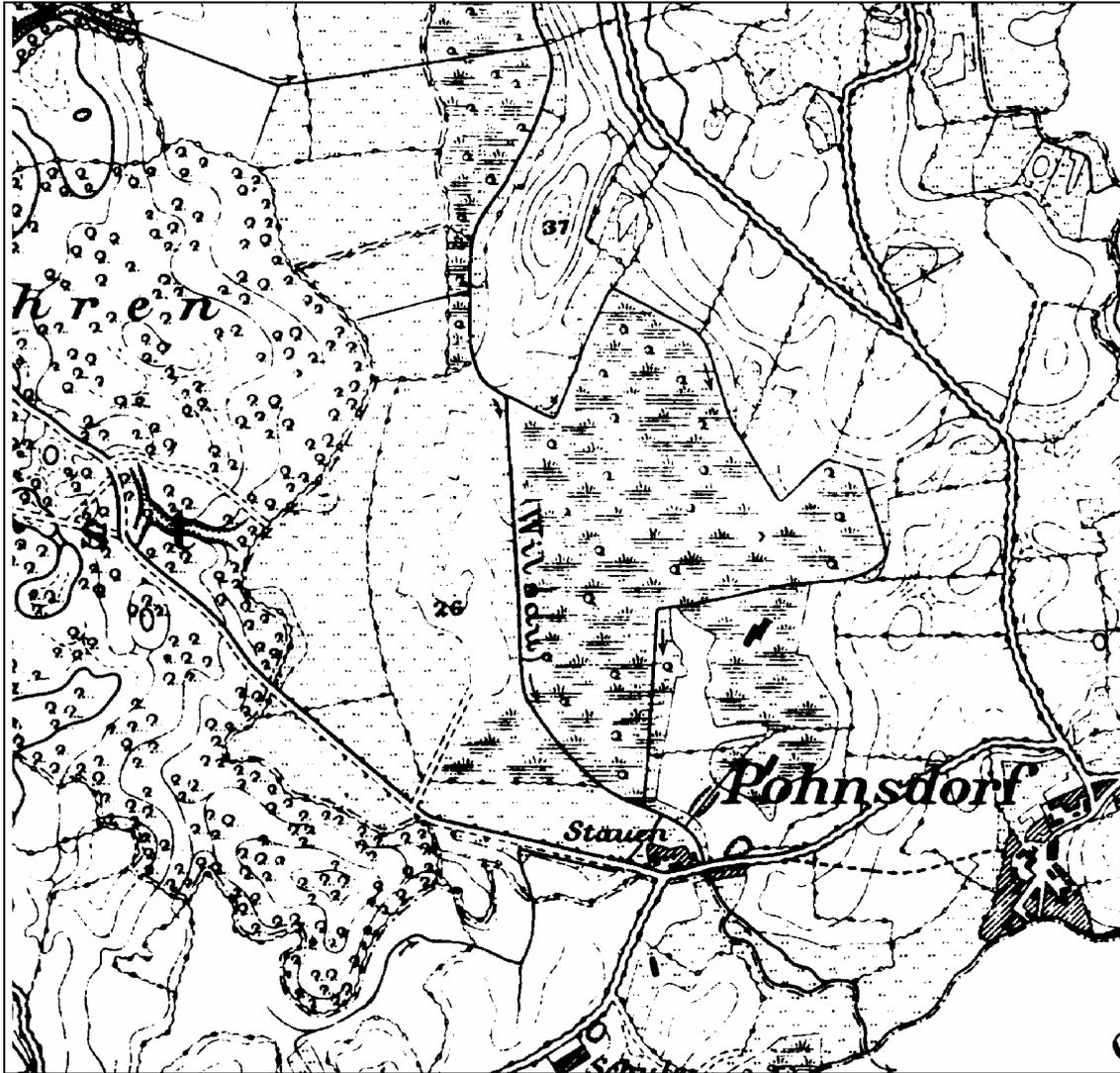


Abb. 17: Die Pohnsdorfer Stauung zur Zeit der Preußischen Landesaufnahme von 1877. Die Neuwührener Au wird hier als Wilsau bezeichnet.

Auf der Karte von 1877 ist im Ostpolder ein Ringgraben eingezeichnet, der entlang des Hangfußes verlief. Diese randliche Entwässerung hatte aber nur geringen Einfluss auf die Wasserstände der zentralen Moorfläche im Ostpolder (Moorversuchsstation 1951), so dass noch Anfang der 1950er Jahre die kleine Hochmoorlinie im Ostteil des Polders durch hochmoortypische Vegetation gekennzeichnet war. Bei einer botanischen Untersuchung der Torfe 1952 wurde die Fläche noch als „lebender Moorsrasen (Hochmoor) (Pflanzengesellschaft: *Sphagnetum medii subatlanticum*) mit den Charakterarten *Sphagnum medium* (= *Sph. magellanicum*) und *Vaccinium oxycoccus* sowie den Begleitern *Calluna vulgaris* und *Sphagnum recurvum*“ charakterisiert (Moorversuchsstation 1952).

Der Westpolder und der südliche Teil des Mittelpolders sind auf der Karte der Preußischen Landesaufnahme von 1877 als Grünland gekennzeichnet. Die vermutlich bereits schwach entwässerte Fläche dürfte zu dieser Zeit eine Feuchtgrünlandvegetation aufgewiesen haben. Durch den Westpolder und den Mittelpolder verlaufen auf der Karte Knicks. Da die Linien

der Knicks fast genau die Lage der heutigen Hauptentwässerungsgräben makieren, und Knicks im Moorgrünland unwahrscheinlich sind, könnte hier in der Karte eine falsche Signatur (Knick statt Graben) angegeben sein. Die Umgebung der Pohnsdorfer Stauung hat sich seit 1877 nicht grundsätzlich verändert. Westlich der Stauung hatte der Klosterforst bereits seine heutige Ausdehnung und östlich wurden die Moränenhänge landwirtschaftlich als Ackerland genutzt.

Von besonderer Bedeutung für das Verständnis der Moorentwicklung in der Pohnsdorfer Stauung ist der Wasserstand im nahen Postsee. Wie bei vielen anderen Seen in Schleswig-Holstein wurde der Wasserspiegel im Postsee Anfang des 20. Jahrhunderts abgesenkt (Landesamt für Naturschutz u. Landschaftspflege 1988). Wegemann (1915) gibt noch eine Wasserfläche von 341,7 ha an, so dass sich die Seefläche in den letzten hundert Jahren um ca. 65 ha verringert hat. Der mittlere Wasserstand betrug nach Wegemann (1915) 21,50 m NN, so dass der mittlere Wasserstand vor der Absenkung etwa 65 cm höher als heute (1994-2002) lag. Da vom Postsee bis zur Pohnsdorfer Stauung ein Höhenunterschied von etwa 15 cm besteht und der Wasserstand in der Neuwührener Au eine signifikante Beziehung zum Wasserstand im Postsee aufweist (vgl. Abb. 10), dürfte die Au auf Höhe der Pohnsdorfer Stauung Anfang des 20. Jahrhunderts einen mittleren Wasserstand von etwa 21,65 m NN gehabt haben. Die Moorflächen im Ostpolder wiesen zu dieser Zeit Geländehöhen zwischen 21,30 und 22,10 m NN auf, so dass bis zur Seespiegelabsenkung Anfang des 20. Jahrhunderts die Wasserstände im Bereich der Pohnsdorfer Stauung so hoch lagen, dass die Neuwührener Au und die unbedeichten Niedermoorflächen ein zusammenhängendes hydraulisches System bildeten und zumindest die Moorflächen im Ostpolder teilweise regelmäßig überflutet wurden.

Entwässerung der Pohnsdorfer Stauung - Zustand in den 1950er Jahren

Nach dem 2. Weltkrieg wurde die Entwässerung und intensive landwirtschaftliche Nutzung der Pohnsdorfer Stauung im Rahmen eines Siedlungsprojektes in Angriff genommen. Die Umsetzung wurde von der Moorversuchsstation in Bremen wissenschaftlich begleitet, so dass zahlreiche Daten und Unterlagen zur Entwicklung des Gebietes vorliegen.

Eine wichtige Voraussetzung für die lokalen Entwässerungsmaßnahmen in der Pohnsdorfer Stauung war die großflächige Absenkung des Vorflutniveaus durch die Seespiegelabsenkung im Postsee Anfang des 20. Jahrhunderts. Für den Zeitraum 1954-1966 wird ein Mittelwasserstand des Postsees von 20,70 m NN angegeben, bei einer Amplitude von 20,50 m bis 21,00 m NN (Treter 1981), so dass der mittlere Wasserstand im Vergleich zum Zeitraum vor der Seespiegelabsenkung um 80 cm tiefer lag.

In der Pohnsdorfer Stauung wurde im Zuge der Melioration ab 1951 der ausgedehnte Bruchwald im Ostpolder größtenteils gerodet. Auf einem Luftbild vom 27.09.1953 sind nur noch im Nordteil des Ostpolders größere Flächen von Büschen oder Bäumen bestanden,

während der übrige Teil Grünland ist. Bis heute ist von dem Baumbewuchs nur ein etwa 4 ha großer Bruchwaldrest im Nordteil des Ostpolders übriggeblieben.

Zur Entwässerung wurden anfangs offene Gräben angelegt, da mit einer erheblichen Sackung der Torfe nach der ersten Entwässerungsphase gerechnet wurde. Erst in den 1960er Jahren wurde auch ein enges Dränagenetz verlegt. Da nach der Entwässerung der Wasserstand in beiden Poldern niedriger als in der Neuwührener Au lag, musste 1952 ein Schöpfwerk gebaut werden. Das Schöpfwerk entwässerte nicht nur den Ostpolder, sondern über einen Düker unter der Neuwührener Au wurde auch der Westpolder an die Schöpfwerksentwässerung angeschlossen. Um Hochwassereinbrüche in die Polder zu verhindern, wurde die Au beiderseits bedeicht.

Ein großes Problem war die Sackung der Moorflächen im Zuge der Entwässerung. Die Sackung betraf vor allem den Ostpolder, da hier die größten Moortiefen auftraten und die Torfe teilweise eine geringe Lagerungsdichte und einen hohen Wassergehalt (z.T. „schwimmende Torfe“) aufwiesen, während im Westpolder die vorangegangene leichte Entwässerung bereits zu einer Verdichtung und Sackung geführt hatte. Vergleichsnivellierungen Anfang der 1950er Jahre zeigen, dass zwischen 1951 und 1955 im Ostpolder Höhenverluste bis zu 186 cm auftraten. Jährliche Messungen belegen, dass die stärksten Verluste bereits im ersten Jahr zu verzeichnen waren (Abb. 18).

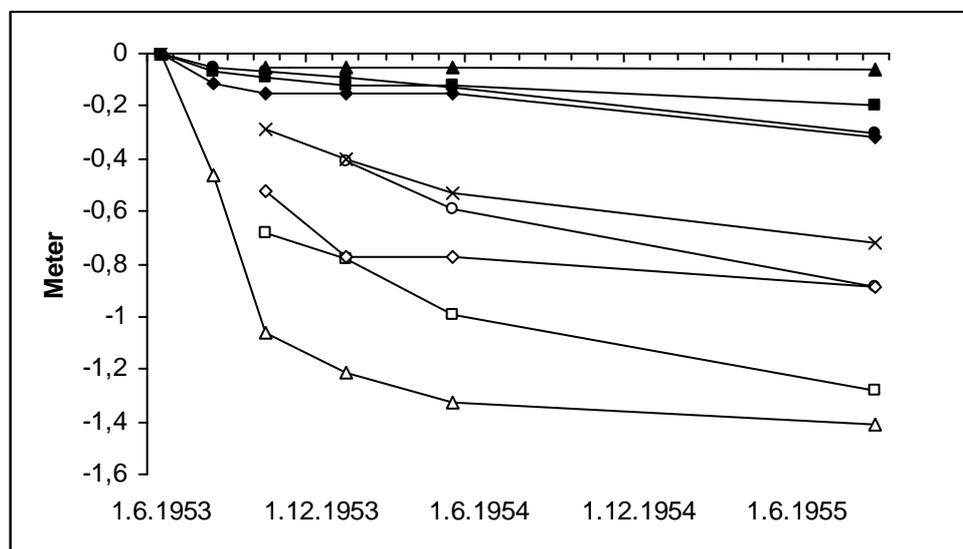


Abb. 18: Sackung der Torfe an 9 Standorten in der Pohnsdorfer Stauung zwischen Juni 1953 und September 1955. Nivellierungen der Moorversuchsstation Bremen.

Zu Beginn der 1950er Jahre wurden Teilflächen zeitweise als Ackerland (Kartoffelanbau und Sommergetreide) bewirtschaftet (Moorversuchsstation 1956). Auf dem größten Teil der Moorflächen wurden Gräser angesät, um die Flächen als Grünland mit Weidegang nutzen zu können. Vegetationsaufnahmen vom 15.09.1965 zeigen, dass im Westpolder und auf den

aunahen Flächen im Ostpolder Grünlandarten dominierten, die frische Standorte mit Stauwassereinfluss anzeigen (*Festuca pratensis*, *Poa pratensis*, *Poa trivialis*, *Lolium perenne*, *Agrostis tenuis* (=capillaris), *Ranunculus repens*, *Trifolium repens*, *Potentilla anserina*, Niedersächsisches Landesamt f. Bodenforschung 1965).

Im Ostpolder blieben im zentralen und östlichen Bereich auf einigen wenigen Flächen Reste der Niedermoorvegetation erhalten. Hier traten 1965 neben *Juncus effusus*, *Festuca pratensis* und *Poa trivialis* unter anderem *Peucedanum palustre*, *Hydrocotyle vulgaris* und *Agrostis canina* mit hoher Deckung auf. Bei einer abschließenden Bewertung der Melioration durch das Niedersächsische Landesamt für Bodenforschung 1965 wurden die Pohnsdorfer Stauung wie folgt beschrieben: „Unter der Voraussetzung einer ausreichenden Entwässerung sind demnach alle Moorflächen des Siedlungsvorhabens als hochwertige und leistungsfähige Grünlandstandorte zu bewerten.“ Schwierigkeiten hinsichtlich der Nährstoffversorgung und der Entwässerung infolge der Torfsackung bereiteten aber weiterhin die zentralen Flächen des Ostpolders. Auf den „verbinsten Flächen“ (im zentralen Ostpolder) war der Grundwasserstand am 01.09.1965 „mit 0,30 m bis 0,45 m unter Flur für diese Jahreszeit verhältnismäßig zu hoch.“ Da trotz Dränung im zentralen Bereich des Ostpolders „noch Pflanzenarten nasser bis feuchter Standorte vorherrschen, so ist das ohne Frage auf die dort mangelnde, unter wirtschaftlichen Aufwendungen auch wohl kaum zu verbessernde Vorflut zurückzuführen“ (Niedersächsisches Landesamt f. Bodenforschung 1965).

In den Folgejahren wurden die geschöpften Flächen intensiv genutzt, jedoch blieben mit der Zeit die Erträge hinter den Erwartungen zurück. Eine Folge der intensiven Entwässerung war die weitere Sackung der Moorflächen durch Mineralisationsverluste. Ein Vergleich mit Höhennivellierungen 1992 (Heidel 1992) ergibt mineralisationsbedingte Höhenverluste seit 1955 zwischen 40 und 80 cm in beiden Poldern (Trepel 2000). Die Entwässerungsmaßnahmen haben dazu geführt, dass große Teile der Geländeoberfläche des Ostpolders sowie des Westpolders unter 21,00 m NN und damit unterhalb des mittleren Wasserstandes der Neuwührener Au (21.06 m NN, 1998 bis 2002, DEA-Brücke) liegen.

Insgesamt standen ab den 1980er Jahren die mit dem Betrieb des Schöpfwerkes verbundenen Kosten in keinem wirtschaftlichen Verhältnis zum landwirtschaftlichen Ertrag. Während fast der gesamte Westpolder sowie der Mittelpolder bis Anfang der 1990er Jahre noch beweidet beziehungsweise gemäht wurde, sind im Ostpolder nur die aunahen Bereiche bis 2000 noch extensiv im Sommer beweidet worden. Die bereits bei der Kultivierung problematischen Teilflächen im zentralen und östlichen Teil des Ostpolders sind mindestens seit den 1980er Jahren brach gefallen.

Wiedervernässung der Pohnsdorfer Stauung 1993 bis 2002

Voraussetzung für die Wiedervernässung der Pohnsdorfer Stauung war der Erwerb der Flächen durch die private Kurt- und Erika-Schrobach-Stiftung (Kiel) Anfang der 1990er

Jahre. Insgesamt erwarb die Schrobach-Stiftung 116 ha; neben den Niedermoorflächen (ca. 100 ha) auch einige angrenzende Mineralböden (insbesondere im Norden und im Südosten des Gebietes).

Vor Umsetzung der größeren Wiedervernässungsmaßnahmen wurde ein wasserwirtschaftliches Gutachten in Auftrag gegeben (Ingenieurbüro Heidel 1992). Im Rahmen des Gutachtens wurde geprüft, welche Auswirkungen eine Anhebung des Einschaltwasserstandes am Schöpfwerk um ca. 60 cm auf 20,00 m NN hat. Von Juli 1991 bis April 1992 wurden die Flächen in der Stauung neu nivelliert, um Moorsackungen festzustellen. An den Entwässerungsgräben, am Schöpfwerk sowie an der Neuwührener Au wurden Pegel gesetzt. Um die Auswirkungen der Wasserstandserhöhung auf die am Rande der Stauung befindlichen Gebäude abzuschätzen, wurden auch die Kellersohlen eingemessen und die Erfahrungen der ortsansässigen Bevölkerung mit Hochwasserereignissen aus den letzten Jahrzehnten berücksichtigt.

Als erste lokale Vernässungsmaßnahme wurden im Frühjahr 1992 im Erlenbruchwald Entwässerungsgräben angestaut. Im Juli 1993 wurde der Einschaltwasserstand am Schöpfwerk um 60 cm auf 20,00 m NN angehoben. Als weitere Maßnahme im Ostpolder wurde der Hauptentwässerungsgraben enttrohrt. In dem wiederentstandenen offenen Graben wurde im Juni 1994 eine Sohlgleite eingebaut, die den Wasserstand im Ostpolder um weitere 30 cm erhöhte.

Im *Westpolder* begannen die Vernässungsmaßnahmen erst 1996. Mit einem Stauwehr wurde der Hauptentwässerungsgraben des Westpolders am Durchfluss unter der Pappelallee angestaut, so dass ein permanentes Flachgewässer mit einer Größe von etwa 25 ha entstanden ist. Die Überlaufhöhe von 21,05 Meter NN wurde durch eine Steinpackung gesichert. Da in der Folgezeit die Stauhöhe immer wieder durch das Entfernen oder Hinzupacken von Steinen manipuliert wurde, ist im Mai 2000 eine Eichenbohle als Überlaufschwelle eingebaut worden. Seitdem kam es zu keinen weiteren Manipulationen.

Im November/Dezember 2001 wurde nach einem weiteren wasserwirtschaftlichen Gutachten (Heidel 2001) eine fortgehende Vernässung des Ostpolders durch die Wiederankopplung an die Neuwührener Au durchgeführt. Am Nordrand des Gebietes sowie kurz vor dem Schöpfwerk wurde der Deich zwischen Neuwührener Au und dem Ostpolder durchstoßen und die Durchstiche mit Steinpackungen und einer 8 Meter langen Eichenbohle fixiert.

Als vorerst letzte Vernässungsmaßnahme wurde Ende November 2002 eine Öffnung in den Deich zwischen der Neuwührener Au und dem Mittelpolder mit einer Überlaufschwelle bei 20,80 Meter NN gegraben. Durch diese Maßnahme wurde das Schöpfwerk funktionslos, so

dass es in einer feierlichen Zeremonie am 09. Dezember 2002, ziemlich genau 50 Jahre nach seiner Inbetriebnahme, abgeschaltet werden konnte.

3.3 Auswirkung der Wiedervernässung auf die Wasserstände in den Poldern

Im *Ostpolder* gab es zur Zeit der landwirtschaftlichen Nutzung keine offenen Wasserflächen. Die ersten lokalen Wiedervernässungsmaßnahmen von 1993 bis 1996 (Grabenanstau, Anhebung des Einschaltpegels vom Schöpfwerk, Sohlgleite) führten dazu, dass sich an der tiefsten Stelle im Polder eine etwa 2 ha große Wasserfläche bildete. Der größte Teil der Flutrasen und des Erlenbruches wiesen bis ins Sommerhalbjahr 1999 Wasserstände unter Flur auf und wurden nur nach heftigen Winterniederschlägen oder nach Hochwasserüberschwemmungen durch Auwasser temporär überflutet. Vermutlich aufgrund einer Verkrautung des Grabens zum Schöpfwerk und eines niederschlagreichen Sommers stieg im Erlenbruch der Wasserstand 2001 soweit an, dass auch die Randbereiche ganzjährig flach überstaut waren. In den Flutrasen sanken die Wasserstände nur knapp unter Flur.

Zu einer dauerhaften flachen Überflutung des Erlenbruchs und der meisten Grünlandflächen kam es erst durch die Wiederanbindung der Neuwührener Au an den Ostpolder im Dezember 2001. Durch Öffnung der Deiche zwischen Neuwührener Au und Ostpolder ist der Polder, in Abhängigkeit vom Auwasserstand, zu einem zeitweise durchströmten Flachwassersee geworden. Die Oberkante der Überlaufschwelle liegt am Einlauf bei 20,70 und am Auslauf bei 20,80 m NN. Durch Schlamm- und Getreibselablagerungen hinter der Überlaufschwelle am Einlauf hat diese jedoch nach den Hochwasserereignissen im Februar und März 2002 eine Höhe von ca. 20,90 m NN bekommen.

Anhand von Wasserstandsaufzeichnungen im nordwestlichen Teil des Erlenbruchwaldes lassen sich die Auswirkungen der einzelnen Wiedervernässungsmaßnahmen auf den Wasserstand im Ostpolder seit Anfang der 1990er Jahre verfolgen (Abb. 19). Im Zeitraum 1992 bis 1996 lag der mittlere Wasserstand bei 54 Zentimeter *unter* Flur, von April 1999 bis Dezember 2001 bei 0,07 Zentimeter *über* Flur und seit Dezember 2001 ist der Erlenbruch im Mittel um 0,39 Zentimeter überflutet.

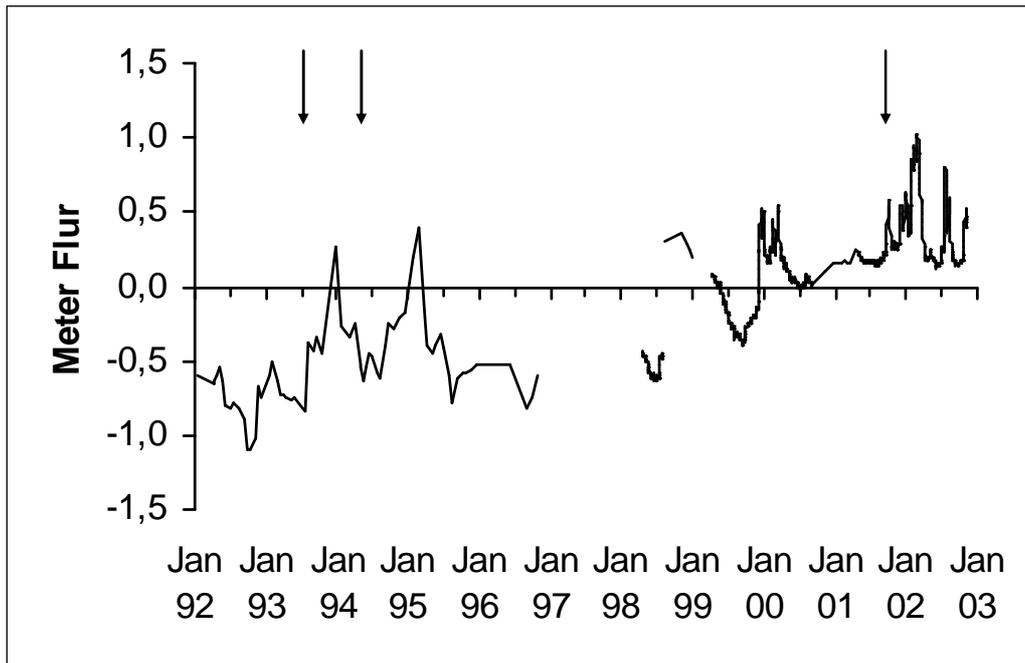


Abb. 19: Entwicklung des Wasserstandes im Erlenbruchwald von 1992 bis 2002 (bezogen auf Flurniveau). Die Pfeile markieren die wichtigsten Wiedervernässungsmaßnahmen: Juli 1993 Erhöhung des Einschaltpegels vom Schöpfwerk um 60 cm auf 20 m NN, Juni 1994: Einbau einer Sohlschwelle im Ablaufgraben, Dezember 2001: Öffnung des Deiches zur Neuwührener Au. Die in der Abbildung erkennbaren kurzzeitigen Überflutungen 1994, 1995, 1999 und Anfang 2000 sind auf Hochwasserereignisse in der Neuwührener Au zurückzuführen, bei denen Auwasser an einer niedrigen Deichstelle in den Ostpolder floss. Sobald in der Au der Wasserstand wieder abgesunken war, wurden das Überflutungswasser aus dem Polder gepumpt (Daten von Wiebe 1995, Trepel unveröffentl., eigene Messungen).

Seit dem Einbau von Ein- und Auslauf folgt der Wasserstand im Polder während der Einstromphasen dem Wasserstand in der Au (Abb. 20). Bei hohen Auwasserständen im Winter 2001/02 wurde der Ostpolder vom Auwasser durchflossen und wies wie die Au maximale Wasserstände von 21,80 m NN auf, so dass fast die gesamte Moorfläche überflutet war. Nach einer Trockenphase im April und Mai sank der Auwasserstand allerdings unter 20,90 m NN, so dass kein Einstrom erfolgte. Am Auslauf des Ostpolders wurde über einen längeren Zeitraum ein Wasserfluß beobachtet als am Zulauf. Dies ist darauf zurückzuführen, dass der Ostpolder neben dem Zustrom von Auwasser zusätzliche Quell- und Niederschlagswasser zugeführt bekommt.

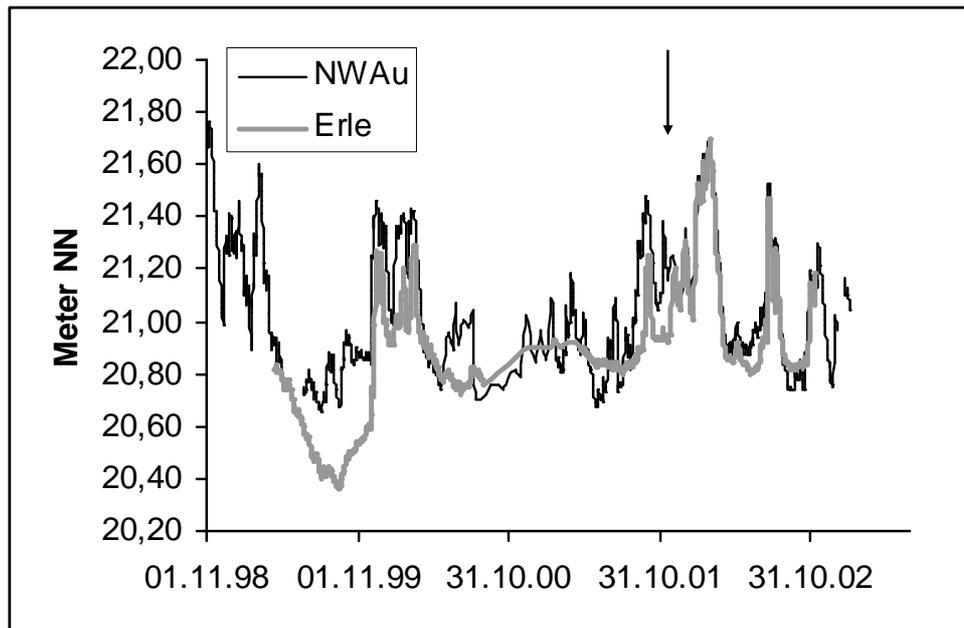


Abb. 20: Wasserstand im Erlenbruch (Ostpolder) und in der Neuwührener Au (NWAu). Die Wiederanbindung von Au und Ostpolder im Dezember 2001 ist durch einen Pfeil gekennzeichnet.

In den einstromlosen Monaten im Frühjahr und Sommer 2002 sank der Wasserstand im Ostpolder auf 20,80 m NN ab, so dass nur noch die zentralen, tieferliegenden Bereiche des Ostpolders überflutet waren, während in den Randbereichen (nördlicher Erlenbruchwald, Feuchtgrünlandbrachen im Westen und Süden des Gebietes) die Moorflächen einen Wasserstand unter Flur aufwiesen. Nach heftigen Niederschlägen im Juli und Anfang August stieg der Auwasserstand wieder an, so dass der Ostpolder wieder durchströmt wurde. In einer anschließenden Trockenphase von Mitte August bis Ende September lag die Einlauföffnung wieder trocken; erst im Dezember 2002 erfolgte wieder eine Durchströmung des Polders.

Im *Westpolder* lag der Grundwasserstand vor dem Anstau die meiste Zeit des Jahres unter Flur, so dass die Fläche beweidet und mit landwirtschaftlichen Geräten befahren werden konnte. Lediglich nach starken Niederschlägen bildeten sich temporäre Überflutungen (Schoof mündl.).

Durch den Anstau des Hauptentwässerungsgrabens am Durchlaß unter der Pappelallee 1996 ist auf der ehemaligen Grünlandfläche ein permanenter Flachwassersee entstanden. Die Wassertiefe beträgt im Bereich des alten Entwässerungsgrabens bei einem mittleren Wasserstand von 21,10 m NN etwa einen Meter, die größten Bereiche sind jedoch weniger als 50 cm tief.

Der Wasserstand des Westpolders zeigt im Jahresverlauf starke Schwankungen (Abb. 21). Nach starken Niederschlägen bei geringer Verdunstung im Winterhalbjahr liegt der Wasserstand deutlich über 21,05 m NN, so dass Wasser über die Überlaufschwelle den

Westpolder verläßt. Besonders hohe winterliche Wasserstände mit einem starken Ausstrom gab es 1998/1999 (kurz vor Beginn der Untersuchungen) und im Frühjahr 2002, während insbesondere im Winter 2000/2001 nur ein geringer Abfluss zu verzeichnen war. In niederschlagsarmen Sommermonaten mit hoher Verdunstung sinkt der Wasserstand zum Teil deutlich unter die 21,05 m NN Linie. In dieser Zeit weist der Polder keinen Abfluß auf. Im Untersuchungszeitraum waren die Sommerhalbjahre 1999 und 2000 durch niedrige Wasserstände und große trockengefallene Schlammflächen gekennzeichnet, während in den beiden Folgejahren der Wasserstand nur für kurze Zeit unterhalb 21,05 m NN lag.

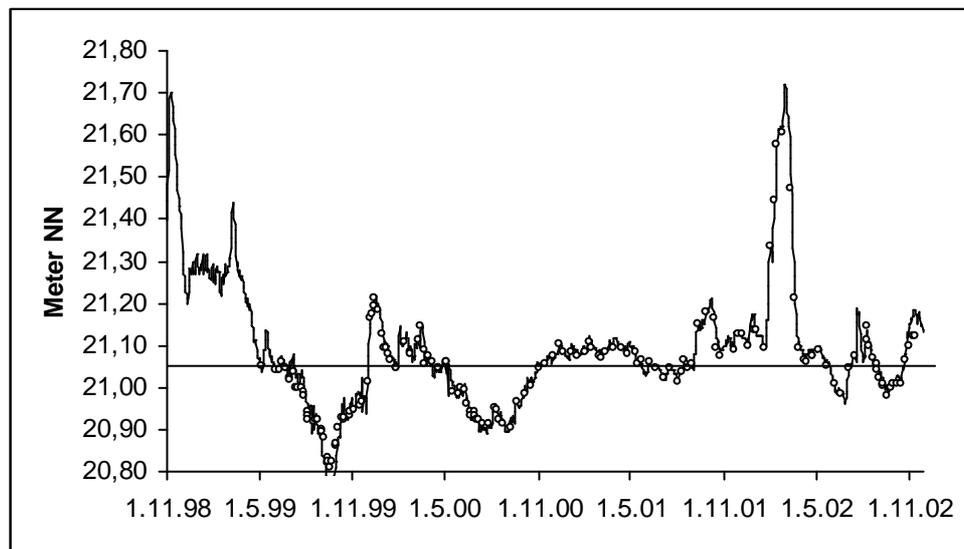


Abb. 21: Entwicklung des Wasserstandes im Westpolder von 1998 bis 2002. Die Linie markiert die Stauhöhe von 21,05 m NN. Vor Mai 1999 wurde die Stauhöhe durch das Hinzulegen von Betonplatten bzw. das Entfernen der Steinschüttung illegal manipuliert.

Zusammenfassung Entwässerung und Wiedervernässung der Pohnsdorfer Stauung

Über viele Jahrhunderte bildeten Postsee, Neuwührener Au und die Niederungsfläche der Pohnsdorfer Stauung eine hydraulische Einheit, so dass sich im Bereich der Pohnsdorfer Stauung durch Verlandungsprozesse ausgedehnte Niedermoortorfe, kleinflächig auch Hochmoortorfe, bilden konnten (Abb. 22). Bis Anfang der 1950er Jahre war die Niedermoortorfe schwach entwässert und wurde nur im Westteil extensiv landwirtschaftlich genutzt. Im Rahmen eines Siedlungsprojektes wurde in den 1950er Jahren die Au bedeicht und die Moorflächen mit Gräben und Dränagen über ein Schöpfwerk entwässert. Infolge der Entwässerung kam es insbesondere im Ostpolder zu einer starken Sackung der Torfe. Da die Nutzung trotz der Investitionen nicht rentabel war, kaufte 1993 die Schrobach-Stiftung die Flächen auf und begann mit der Umsetzung von Wiedervernässungsmaßnahmen. Bis zum Jahr 2002 sind im Westpolder ein stagnierender und im Ostpolder ein zeitweise von Auwasser durchströmter Flachwassersee entstanden.

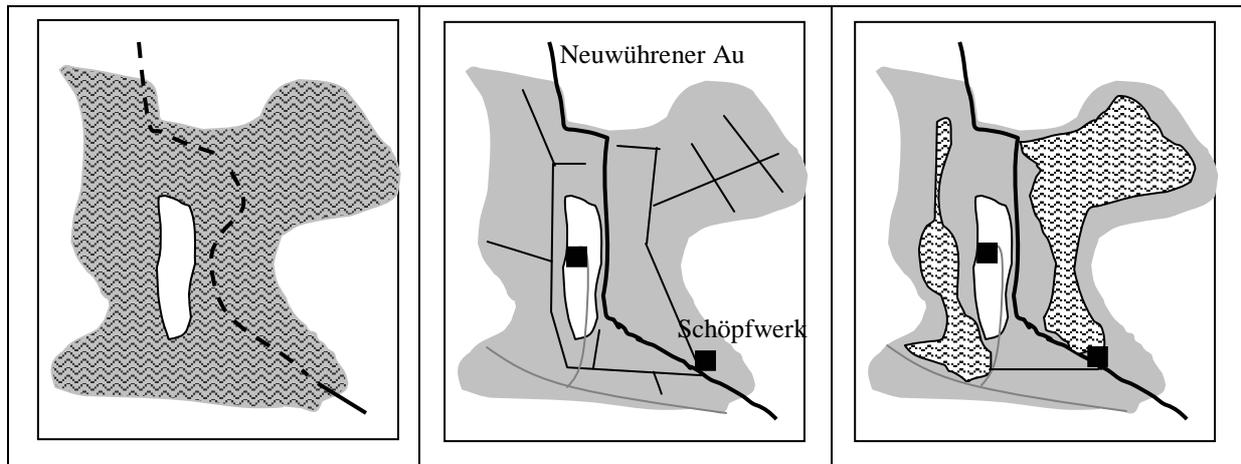


Abb. 22: Schematische Darstellung der landschaftlichen Entwicklung im Bereich der Pohnsdorfer Stauung. a: Die Pohnsdorfer Stauung zur Zeit der Moorbildung vor den anthropogenen Eingriffen in den Gebietswasserhaushalt. Der Verlauf der Au ist nicht genau bekannt. b: Nach den Entwässerungsmaßnahmen im Rahmen des Siedlungsprojektes in den 1950er Jahren. Au und Polder sind hydraulisch getrennt, die Polder werden über ein Schöpfwerk entwässert. c: Nach der Umsetzung von Wiedervernässungsmaßnahmen (Stand: Sommer 2002). Im West- und Ostpolder sind zwei Flachwasserseen entstanden. Grau: Niedermoorfläche, weiß: Mineralboden, schwarze Linien: Au, Entwässerungsgräben, graue Linien: Wege, schwarze Vierecke: Häuser.

4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Vegetationskundliche Untersuchungen

4.1.1 Vegetationsentwicklung in der Pohnsdorfer Stauung - von der Entwässerung zur Wiedervernässung

Die Veränderungen der Vegetation in der Pohnsdorfer Stauung von Mitte der 1980er Jahre bis 2002 läßt sich durch vier Vegetationskartierungen verfolgen, die 1986 (Brockmann 1987), 1994 (Wiebe 1995) sowie 1999 und 2002 (Kieckbusch & Schrautzer) durchgeführt wurden. Problematisch bei dem Vergleich der Kartierungen ist die unterschiedliche Auflösung, mit der die Pflanzenbestände aufgenommen wurden, so dass keine flächenmäßige Bilanzen für einzelne Pflanzengesellschaften angegeben werden können. Die Kartierungen machen aber die wichtigsten Vegetationsveränderungen im Zuge der Wiedervernässung deutlich.

Vegetationskartierung 1986

Bei der Kartierung 1986 wurde die Vegetation in der Pohnsdorfer Stauung vor der Umsetzung von Wiedervernässungsmaßnahmen erfasst. Da das Entwässerungssystem noch weitgehend funktionierte, gab es noch keine Wasserflächen. Im *Ostpolder* lag der östliche und zentrale Bereich bereits brach. Hier wurde ein dichter Schilfbestand (*Phragmites australis*), Flächen mit *Juncus effusus* und an den quelligen Rändern Seggenriede mit *Carex paniculata* kartiert. Die noch beweideten Flächen entlang der Au wurden als Lolio-Cynosuretum in den Ausbildungen „typicum“, „mit *Alopecurus geniculatus*“ und in kleinen Bereichen als Ausbildung mit *Cardamine pratensis* angesprochen. Die landwirtschaftlich genutzten Niedermoorflächen im *Westpolder* wurden überwiegend als Lolio-Cynosuretum typicum und als Ausbildung „mit *Alopecurus geniculatus*“ kartiert (Brockmann 1987).

Vegetationskartierung 1994

Die Kartierung von Wiebe (1995) kennzeichnet den Zustand des Gebietes nach der Umsetzung der ersten Vernässungsmaßnahmen.

Im *Ostpolder* war in den tiefsten, zentral gelegenen Bereichen eine kleine Wasserfläche von ca. 2 ha Größe entstanden (Abb. 23). Die Schilffläche am Rande des Erlenbruches hatte sich auf Kosten von feuchten Grünlandflächen (Lolio-Cynosuretum, Ausbildung mit *Cardamine pratensis*) nach Westen und Süden ausgebreitet. Das weiterhin genutzte Grünland entlang der Au wies eine Flutrasenvegetation (Ranunculo-Alopecuretum) mit Arten der Weidelgras-Weiden auf, die tiefer liegenden Flächen wurden von *Phalaris arundinacea* dominiert. Im Vergleich zu 1986 waren diese Bereiche feuchter geworden und wurden nur noch oberhalb der 21,00 Meter NN Höhenlinie bewirtschaftet (Mahd im Juli). Im östlichen, ehemals als Hochmoor bezeichneten Teil wurden neben den beiden bereits 1986 vorhandenen *Carex paniculata*-Rieden und zwei kleinen Bestände mit *Carex lasiocarpa* und *Carex appropinquata*, vorwiegend Feuchtwiesen und deren Brachestadien angetroffen.

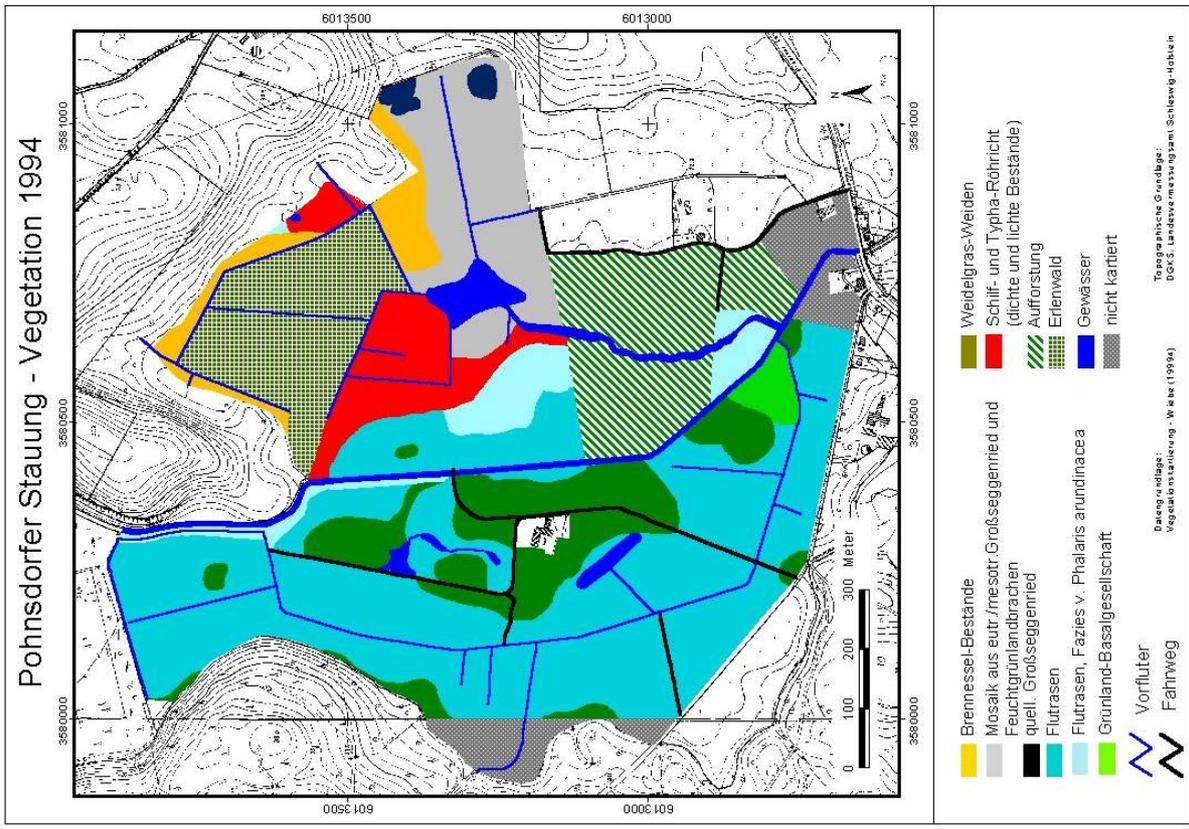


Abb. 23: Vegetationskartierung 1994 (Wiebe 1995, verändert)

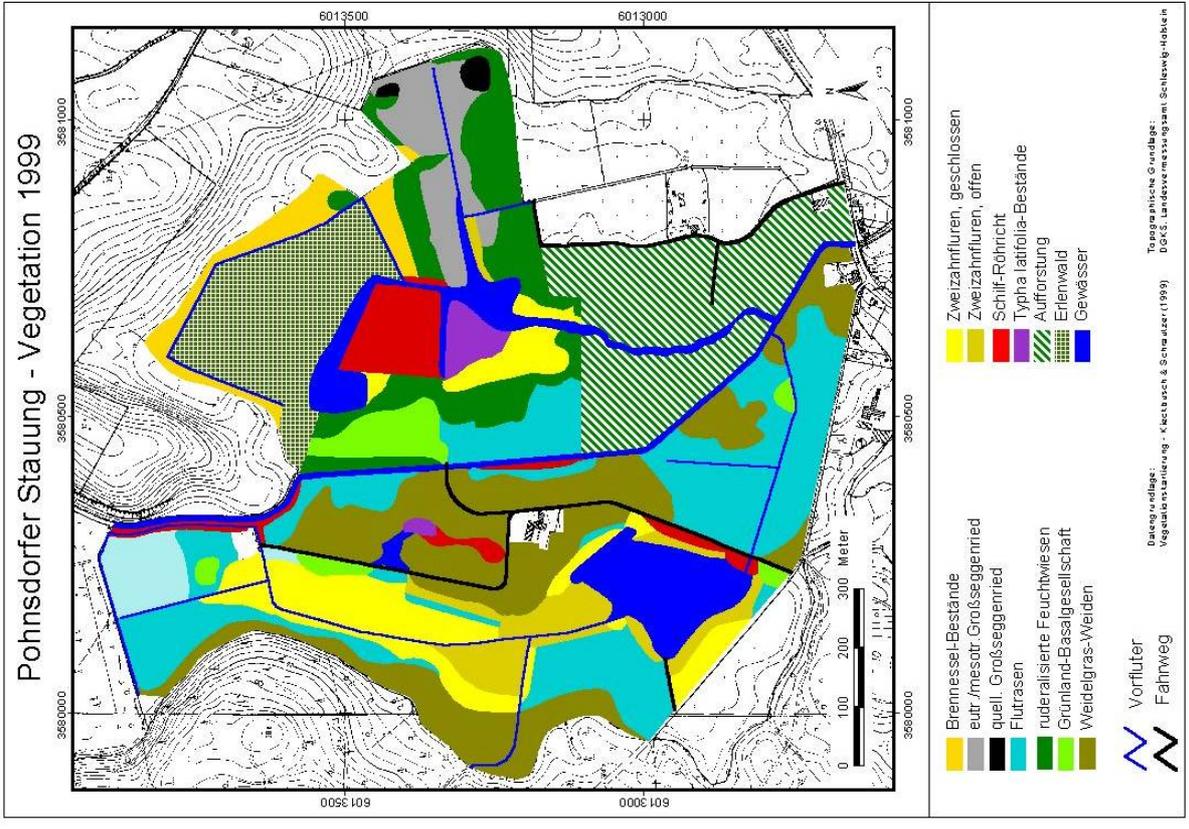


Abb. 24: Vegetationskartierung 1999 (Kieckbusch & Schratzler 1999)

Die Brachen bestanden aus mosaikartig verteilten Dominanzbeständen von *Calamagrostis canescens*, *Phalaris arundinacea*, *Juncus effusus* und *Carex disticha*, die kleinflächig von niedrigwüchsigeren Bereichen mit *Rhinanthus serotinus*, *Lysimachia vulgaris* und *Carex nigra* durchsetzt waren. Diese Fläche wurde 1986 als „Epilobio-Juncetum effusi mit eingestreuten Rohrglanzgrasbeständen“ angesprochen.

Im Erlenwald waren vor der ersten Vernässung 1993 feuchte Flächen mit typischen Erlenbruchwaldarten wie *Carex elongata* nur noch kleinflächig vorhanden. Der Grundwasserstand im entwässerten Bereich lag fast ganzjährig unter 50 cm unter Flur und sank im Spätsommer auf unter 100 cm unter Flur ab (lokal bis 150 cm unter Flur (Wiebe 1995)). Die Kraut- und Strauchschicht des Erlenwaldes wurde aus Nitrophyten frischer Standorte aufgebaut (dominierend *Dryopteris carthusiana*, *Rubus fruticosus* agg., *Urtica dioica* und *Poa trivialis*). Nach den ersten Vernässungsmaßnahmen 1993 sind in den tiefergelegenen, nun ganzjährig überfluteten Bereichen die Erlen großflächig umgestürzt. Innerhalb kurzer Zeit regenerierten sie sich jedoch aus Stockausschlägen. Die 1993 durchgeführten Vernässungsmaßnahmen reichten nicht aus, um den gesamten Erlenwald flach zu überstauen (vgl. Abb. 19). In den höhergelegenen, randlichen Bereichen blieben die Grundwasserstände auch nach den ersten Vernässungsmaßnahmen weiterhin ganzjährig unter Flur. Anhand von Dauerlinien konnte aber auch hier ein Anstieg der mittleren jährlichen Grundwasserstände um ca. 35 cm nachgewiesen werden (Wiebe 1995).

Im zu diesem Zeitpunkt noch nicht überfluteten *Westpolder* waren Anfang der 1990er Jahre auf den Niedermoorflächen artenarme Flutrasen ausgebildet (9-12 Arten / 2 m²), die ein- bis zweimal im Jahr im Juni/Juli und September gemäht wurden. Im *Mittelpolder* wurden drei Flurstücke mit 1,6 GVE/ha beweidet. Insgesamt ist das gesamte Grünland in der Pohnsdorfer Stauung im Zuge der ersten Vernässungsmaßnahmen zwischen 1986 und 1994 feuchter geworden, worauf die Zunahme von Arten der Flutrasen auf Kosten von Arten der Weidelgrasweiden hinweist.

Vegetation 1999-2001

Im *Westpolder* starb durch die permanente Überstauung 1996 die Flutrasenvegetation ab. Bis heute hat sich in dem Flachwassersee noch keine nennenswerte Unterwasservegetation etabliert. 1999 wurden lediglich *Elodea canadensis* und *Potamogeton pectinatus* in geringen Beständen angetroffen; im Sommer bildeten sich in windgeschützten Buchten Decken aus *Lemna minor*. Der Flachwassersee ist durch starke jahreszeitliche Schwankungen des Wasserstandes gekennzeichnet (siehe Kap. 3.3), die dazu führten, dass nach längeren niederschlagsarmen Perioden im Sommer (insbesondere im Spätsommer 1999) größere Schlammflächen trockenfielen. In der ausgedehnten Wechselwasserzone mit winterlicher Überflutung haben sich vor allem artenarme Flatterbinsenbestände und kleine Gruppen von *Typha angustifolia* und *Phalaris arundinacea* ausgebreitet. Im Sommer 1999 wurden die sommerlichen Schlammfluren von dichten *Bidention*-Beständen besiedelt (Abb. 24).

Dominante Art war *Bidens cernua*; als Begleiter traten häufig *Rorippa palustris* und *Ranunculus sceleratus* auf. In den regenreicheren Folgejahren blieben die Wasserstände in den Sommermonaten deutlich höher, so dass der Flächenanteil der Bidention-Gesellschaft stark zurückging. Entlang der Zufahrtstraße zum Hof von Herrn Schoof hatte sich Schilf angesiedelt. Im Nordteil des Westpolders breitete sich *Phalaris arundinacea* auf Kosten der niedrigwüchsigen Flutrasenarten aus. Am Rande der Flachwasserseen bildeten *Agrostis stolonifera* und *Alopecurus geniculatus* dichte Matten, während Seggen sich nur lokal etabliert hatten (Einzelbulte von *Carex elata*).

Im *Ostpolder* hatte sich die Vegetation gegenüber 1994 nur geringfügig verändert. Auf den noch bis ins Jahr 2000 beweideten anahen Grünlandbereichen wurden 2001 zahlreiche Flecken von *Phalaris arundinacea* in den Flutrasen angetroffen. Im Ostteil wurde 1999 ein Mosaik aus eutrophen Großseggenrieden und Dominanzbeständen von *Phalaris arundinacea* und *Calamagrostis canescens* kartiert, während niedrigwüchsige Feuchtgrünlandbrachen nur noch kleinfächig vorhanden waren. Im Erlenwald hatte sich aus dem Stockausschlag der umgestürzten Erlen in der Zwischenzeit ein neuer Bestand etabliert, so dass ein Mosaik aus offenen Wasserflächen, Erlenstubben und Jungerlen entstanden war.

Vegetationskartierung 2002

Der Anstieg des Wasserstandes und die Ausdehnung der permanent überfluteten Bereiche infolge der Wiederanbindung an die Neuwührener Au im Dezember 2001 führten dazu, dass im *Ostpolder* in den tiefer gelegenen Bereichen die noch 1999 kartierte Feuchtgrünland-Vegetation abstarb. Von den ehemals vorhandenen Arten behauptete sich in der ausgedehnten Wechselwasserzone nur *Juncus effusus*. Auf den vegetationslosen Torfschlammbänken siedelten sich Röhrichtarten wie *Iris pseudacorus* und *Lycopus europaeus* an. Im Vergleich zur Kartierung von 1999 war eine Ausdehnung der Schilfröhrichte und Rohrkolbenbestände zu beobachten, die aber flächenhaft kaum ins Gewicht fiel. Von den zeitweise höheren Wasserständen schienen auch die Großseggenrieder mit *Carex elata* und *Cx. acuta* profitiert zu haben, die im Spätsommer 2002 einen vitalen Eindruck machten. Im *Westpolder* hatte sich im Vergleich zu 1999 *Phalaris arundinacea* auf Kosten von Flutrasen ausgebreitet und im Nordteil des Polders Dominanzbestände gebildet. Eine nenneswerte Ausdehnung der kleinen Schilfbestände wurde nicht festgestellt. Da das Jahr 2002 durch ergiebige Sommerniederschläge gekennzeichnet war, fehlten die 1999 kartierten Schlammflächen mit Bidention-Beständen weitgehend. Auffallend war, dass sich auf den 1999 trockengefallenen Randflächen eine dichte Vegetationsdecke aus *Agrostis stolonifera*, *Glyceria fluitans* und *Alopecurus geniculatus* mit eingestreuten Herden von *Phalaris arundinacea*, *Juncus effusus* und *Typha latifolia* gehalten hat, so dass diese etwa 5 bis maximal 10 Meter breiten Bereiche so weit aufgewachsen sind, dass sie kaum noch überflutet werden. Diese Vegetationsentwicklung dokumentiert den Beginn der randlichen Verlandung des Flachwassersees.

4.1.2 Diskussion der Vegetationsentwicklung

Die von Mitte der 1950er bis Anfang der 1990er Jahre festgestellte Vegetationsentwicklung in der Pohnsdorfer Stauung ist typisch für viele Niedermoorgebiete in Schleswig-Holstein. Bis in die Mitte des 20. Jahrhunderts waren zahlreiche Niedermoorflächen nur schwach entwässert und wurden dementsprechend nur extensiv genutzt (Meisel & Hübschmann 1976). Die typische Vegetation an basenreichen Standorten setzte sich aus mesotraphenten Kleinseggenrasen (Scheuchzerio-Caricetea: *Caricion lasiocarpae*, *Caricion davallianae*) und meso- bis eutraphenten Feuchtwiesen (Molinio-Arrhenatheretea: *Calthion palustris*) zusammen (Schrautzer 2001). In der Pohnsdorfer Stauung dürften vor der umfassenden Entwässerung in den 1950er Jahren im landwirtschaftlich genutzten Westpolder vor allem Feuchtwiesen verbreitet gewesen sein, während im Ostpolder ein Mosaik aus Kleinseggenrasen, Weiden- und Erlengebüschen (*Alnetea glutinosae*), Röhrichten und Großseggenriedern (Phragmiti-Magnocaricetea) und lokal Hochmoorvegetation (Oxycocco-Sphagnetea) vorherrschte. Die großflächige Entwässerung in den 1950er Jahren mit Gräben, Dränagen und dem Schöpfwerk führte zu grundlegenden Veränderungen der abiotischen Standortfaktoren, die eine intensive landwirtschaftliche Nutzung möglich machten. Aus den naturnahen, artenreichen Niedermoorflächen wurden artenarme Grünlandbestände, die pflanzensoziologisch als Flutrasen (Molinio-Arrhenatheretea: *Lolio-Potentillion*) und auf den am stärksten entwässerten Standorten als Grünland-Basalgesellschaft anzusprechen sind. Diese Entwicklung vollzog sich an vielen Niedermoorstandorten in Schleswig-Holstein, so dass landesweit aktuell rund 80% der Niedermoorböden von Flutrasen und Grünland-Basalgesellschaften eingenommen werden (Trepel & Schrautzer 1998).

Am Ende der intensiven Entwässerungsphase in den 1980er Jahren wurden im Ostpolder in einigen Bereichen Feuchtgrünland- und Großseggenarten angetroffen. Diese Arten müssen die intensive Nutzungsphase in den 1950er bis 70er Jahren am Rande des verbliebenen Erlenwaldrestes und an quelligen, und daher nur schwer bewirtschaftbaren Standorten überdauert haben, oder sie konnten sich im Zuge der sukzessiven Nutzungsaufgabe in den 1980er Jahren wieder ansiedeln. Zu diesen Arten gehört *Carex paniculata*, die in zwei quelligen Bereichen im Ostteil des Ostpolders größere und, nach der Größe der Bulve zu urteilen, bereits mehrere Jahrzehnte alte Bestände aufweist. Auch ein kleiner Bereich am Rande des ehemaligen Hochmoors, in dem bis 1999 Feuchtwiesenarten gefunden wurden, dürfte nicht zu den intensiv genutzten Flächen gezählt haben.

Insgesamt hat die Entwässerung in der Pohnsdorfer Stauung jedoch dazu geführt, dass Anfang der 1990er Jahre nur noch wenige für naturnahe Niedermoorflächen bezeichnende Arten im Gebiet vorhanden waren. Ein Ziel der Schrobach-Stiftung ist es daher, durch die Wiedervernässung mit flachem Überstau wieder geeignete Standortbedingungen für niedermoorartige Arten zu schaffen (Holsten et al. 2001).

Der Überstau der ehemals als Grünland genutzten Niedermoorflächen ist mit einer tiefgreifenden Veränderung der abiotischen Standortfaktoren und mit einem starken Wandel in der Artenzusammensetzung verbunden. Viele Arten waren dem schnellen Wechsel von der entwässerten Situation zum permanenten Überstau physiologisch nicht gewachsen. Dies betrifft neben den Grünlandarten auch Arten, die an natürlichen Standorten eine hohe Überflutungstoleranz aufweisen, wie zum Beispiel die Erle (Strasburger 1991). Bereits die ersten Vernässungsmaßnahmen in der Pohnsdorfer Stauung Anfang der 1990er Jahre hatten zur Folge, dass flach überstaute Erlenbestände im Ostpolder zusammenbrachen (Wiebe 1998). Ursache war vermutlich neben einer verminderten Standfestigkeit in den überfluteten Torfen auch physiologischer Stress durch anaerobe Verhältnisse. Erlen sind in der Lage, sich an steigende Wasserstände durch die Bildung von Adventivwurzeln und größeren Lentizellen physiologisch anzupassen. Der Wasserspiegel im Ostpolder wurde jedoch innerhalb kürzester Zeit durch die Erhöhung des Einschaltpegels am Schöpfwerk um 60 cm angehoben, so dass die während der 40-jährigen Entwässerungsphase etablierten Erlenbestände vermutlich zu wenig Zeit für eine Anpassung hatten. Nach Gill (1975) bilden Erlen nur an regelmäßig überfluteten Standorten in den Wurzeln Aerenchyme für eine ausreichende Sauerstoffversorgung unter anaeroben Bedingungen aus. Aus den umgestürzten Bäumen entwickelte sich in kürzester Zeit über Stockausschlag ein neuer Erlenbestand, der sich an die Überflutungsbedingungen physiologisch besser anpassen kann.

Die in den Poldern vor der Wiedervernässung vorherrschenden Grünland- und Feuchtgrünlandarten sind nicht an eine dauerhafte Überflutung angepasst. Bei der Kartierung 2002 wurden auf einer Fläche, auf der 1999 noch eine Feuchtgrünlandbrache mit *Carex nigra* und *Rhinanthus serotinus* gefunden wurde, nur die abgestorbenen Reste von *Carex nigra* und offene Schlammflächen angetroffen. Die Überflutung führt auch zu einem Nährstoffeintrag in die Flächen. Das Überflutungswasser im West- und Ostpolder weist hohe Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen auf (vgl. Kap. 4.3), so dass durch den Überstau eutraphente, höherwüchsige Arten einen Konkurrenzvorteil gegenüber mesotraphenten, kleinwüchsigen Arten bekommen (Grootjans & van Duren 1995). In der Pohnsdorfer Stauung waren durch die jahrzehntelange Entwässerung und Düngung der Niedermoorflächen vor der Wiedervernässung allerdings kaum noch mesotrophe Standorte vorhanden. Zwei Arten, die von der Nutzungsaufgabe und Wiedervernässung der Feuchtgrünlandbereiche besonders profitiert haben und in vielen Bereichen Dominanzbestände aufbauen, sind *Juncus effusus* und *Phalaris arundinacea*. *Juncus effusus* baut eine große, persistente Samenbank auf (Jensen 2001) und findet auf temporär überstaute Torfschlammflächen günstige Keimungsbedingungen. *Phalaris arundinacea* kommt als hemerophile, nitrophytische Art vor allem in den nur periodisch überstaute, etwas trockeneren Niedermoorbereichen vor und breitet sich hier über Polykormone rasch aus (vgl. Dierßen 1996). An den quelligen, nicht von der Überflutung beeinflussten Randbereichen des Ostpolders hat sich dagegen die Vegetation (*Caricetum paniculatae*) in den letzten Jahren kaum verändert.

Die Vegetationsentwicklung in der Pohnsdorfer Stauung in den nächsten Jahrzehnten hängt neben den abiotischen Standortbedingungen und der Ausgangsartenzusammensetzung auch von den Etablierungsmöglichkeiten von Arten aus dem Diasporenpotenzial und von der Zuwanderung ab (Schopp-Guth 1999). In Anbetracht der abiotischen Standortbedingungen und der eben genannten Faktoren werden sich in Zukunft in der Pohnsdorfer Stauung vor allem Großseggen- und Röhrichtarten ausbreiten. *Carex elata*, *Cx. pseudocyperus*, *Cx. acuta* und *Cx. paniculata* sowie *Iris pseudacorus*, *Typha* sp. und *Phragmites australis* haben die intensive Entwässerungsphase in der Stauung überdauert oder sind wieder eingewandert, so dass sie aktuell bereits im Gebiet vorkommen. Ihre weitere Ausbreitung wird dadurch gefördert, dass viele dieser Arten schwimmfähige Samen haben (Vogt 2001) und durch die Überflutung auch ein Transportmedium zur Verfügung steht. Nach Schrautzer (2001) werden von über 50% der Phragmitetea-Arten die Diasporen potenziell mit dem Wasser verbreitet. Außerdem gelangen seit der Wiederanbindung von Neuwührener Au und Ostpolder mit dem Auwasser Diasporen aus flußaufwärtsgelegenen Gebieten (z.B. Moorsee, Wellsee) in den Ostpolder. Da die oben genannten Arten in Schleswig-Holstein in Feuchtgebieten vergleichsweise häufig und weitverbreitet sind, ist ein Transport mit dem Auwasser wahrscheinlich (vgl. Vogt 2001 für die Eider).

Für die bereits im Gebiet etablierten Arten ist die Ausbreitung über Rhizome und Ausläufer zum Teil bedeutender als über Samen. Dies trifft auch für die bedeutendste potenziell torfbildende Art zu, *Phragmites australis*. Die Samen von *Phragmites* benötigen für die Keimung spezielle Umweltbedingungen, so dass eine Neuansiedlung aus Samen nur in wenigen Fällen gelingt. Der Boden darf nicht überstaut, sondern nur feucht sein und für die Ansiedlung sind offene Bodenstellen eine Voraussetzung (Weisner & Ekstam 1997). Bereits etablierte Bestände können sich unter günstigen Standortbedingungen rasch ausbreiten und in kurzer Zeit flache Gewässer vollständig zuwachsen. In der Pohnsdorfer Stauung war bereits zur Zeit der intensiven Entwässerung im zentralen Bereich des Ostpolders ein größeres Feld mit *Phragmites australis* vorhanden. Nach der Wiedervernässung hat sich *Phragmites* allerdings nicht in dem erwarteten Maße in die neu entstandenen Flachwasserbereiche ausgebreitet. Ein Grund dafür könnte sein, dass es sich um einen homoklonalen Bestand handelt, der genetisch wenig variabel ist, und sich an die rasch ändernden Standortverhältnisse im Zuge der Wiedervernässung nur langsam adaptieren kann (vgl. Neuhaus et al. 1993). Im Westpolder sind erst an zwei Stellen kleine Streifen mit *Phragmites australis* vorhanden, bei denen unklar ist, ob sie sich seit der Wiedervernässung neu angesiedelt haben oder ob sie bereits vorher existieren.

Eine Etablierung aus der Diasporenbank ist nur bei Arten möglich, die eine langfristig persistierende Samenbank aufbauen. Die Diasporen vieler Großseggen- und Röhrichtarten bleiben lange im Boden keimfähig, während einige Arten der Kleinseggenrasen nur eine vorübergehende oder kurzfristig-persistierende Samenbank aufbauen (Schopp-Guth 1999, Jensen 2001). Nach Roth et al. (2001) liegen in längerfristig intensiv genutzten Niedermooren

die Diasporen von Arten aus der Zeit vor der Entwässerung nur in sehr geringen Dichten vor, so dass die Etablierung aus der Samenbank im Vergleich zu den anderen genannten Ansiedlungsmöglichkeiten nur eine geringe Bedeutung hat.

In vielen Niedermoorgebieten hat die landwirtschaftliche Intensivnutzung dazu geführt, dass Niedermoorarten vollständig verschwunden sind, so dass für eine Reetablierung keine lokalen Spenderpopulationen zur Verfügung stehen (Schrautzer 2001). Bei einer Vernässung ohne Überstau ist der Transport der Diasporen auf geeignete Keimstellen problematisch, so dass zum Teil künstliche Ausbreitungsvektoren genutzt werden müssen, wie zum Beispiel die Mahdgutübertragung oder der Diasporetransport durch Weidetiere (Pfadenhauer 1994, Rasran & Jensen 2001). Diese Probleme entfallen in der Pohnsdorfer Stauung.

Insgesamt werden durch die Wiedervernässung mit Hilfe des flachen Überstaus in den nächsten Jahren eutraphente Röhricht- und Großseggenarten gefördert. Da einige dieser Arten Torfe bilden, tragen sie mittel- bis langfristig zur Verlandung der Flachwasserseen in den Poldern bei. Mesotraphente Niedermoorarten sind erst wieder nach einer vollständigen Verlandung in der Pohnsdorfer Stauung zu erwarten, falls im Zuge der Torfbildung nährstoffärmere Standorte entstehen.

Die Entwicklung der Niedermoorflächen in der Pohnsdorfer Stauung begann mit einem Schmelzwassersee in der Nacheiszeit und im Verlauf von mehreren 1000 Jahren lagerten sich Mudden und Torfe ab, auf denen sich teilweise eine mesotraphente Niedermoorvegetation entwickeln konnte. In nur 50 Jahren führten erst die Entwässerung und landwirtschaftliche Nutzung und dann die Wiedervernässung dazu, dass die Entwicklung des Gebietes wieder auf das Flachwasserseestadium zurückgeworfen wurde. Die langsamen Prozesse der Verlandung und Torfbildung müssen erneut beginnen, damit vielleicht in der Zukunft die standörtlichen Voraussetzungen für eine mesotraphente Moorvegetation wieder gegeben sind (Abb. 25).

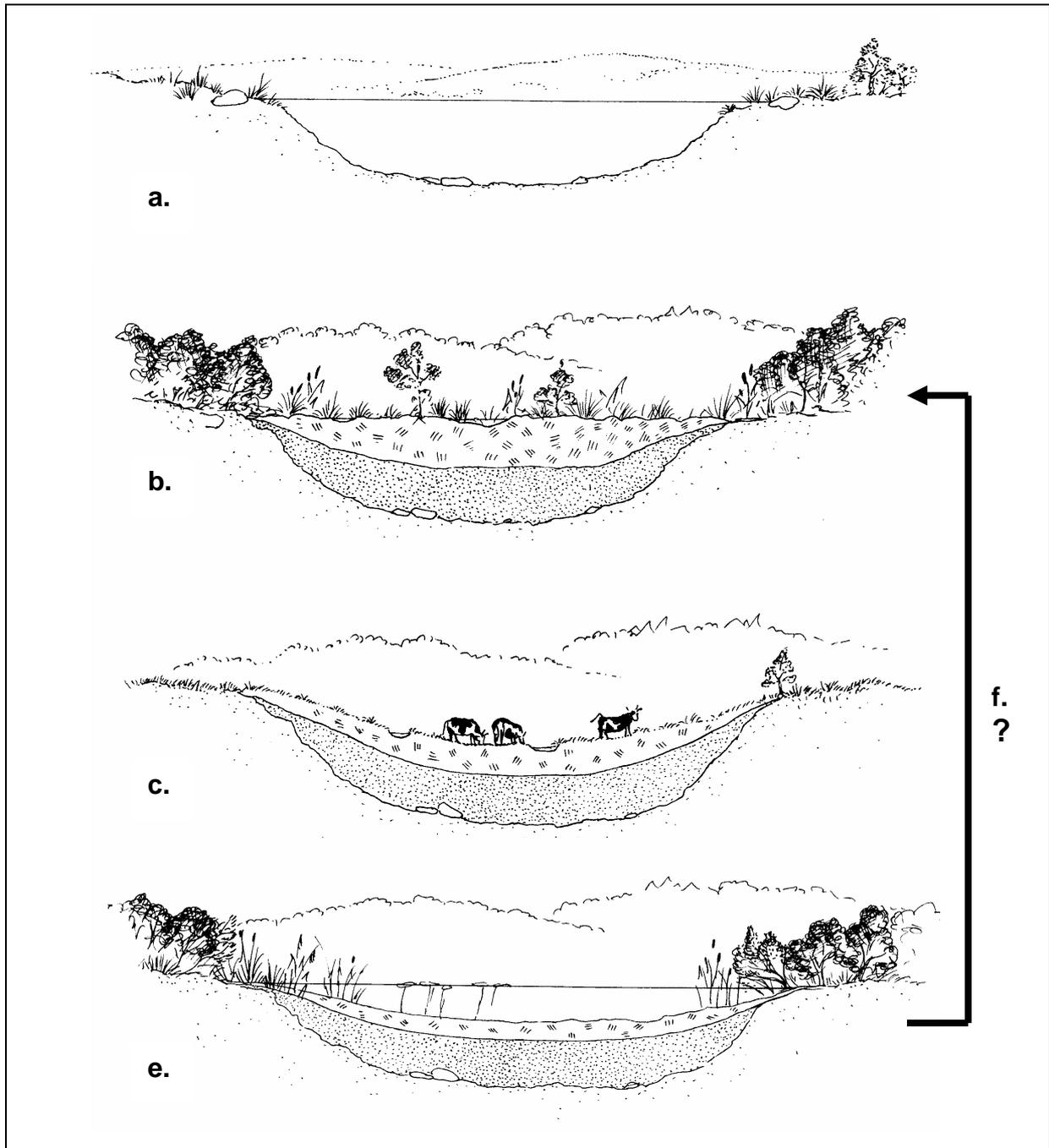


Abb. 25: Schematische Vegetationsentwicklung in der Pohnsdorfer Stauung vom Schmelzwassersee (a.) über die Bildung der Niedermoortorfe (b.), die Entwässerung (c.) bis zur Wiedervernässung (e.). Die weitere Entwicklung (f.) ist mit einem Fragezeichen versehen, da unklar ist, ob wieder mesotrophe Niedermoorstandorte nach der Verlandung des Sees entstehen. (Zeichnung K. Romahn).

4.2 Hydrochemische Untersuchungen - Nährstoffdynamik im Bodenwasser an drei unterschiedlich stark wiedervernässten Standorten in der Pohnsdorfer Stauung

4.2.1 Standortscharakterisierung

Die drei Untersuchungsflächen in der Pohnsdorfer Stauung sind Infiltrationsstandorte. Ein lateraler Wasser- und Stoffeintrag (vgl. z.B. Hoffmann 1998) ist an allen drei Standorten nicht vorhanden.

Im *Westpolder* (PWN) stehen die Piezometer und die Grundwasserröhre im nördlichen Bereich des Polders (Abb. 26). Die Fläche wird seit der Anstaumaßnahme 1996 nicht mehr entwässert. Vor dem Anstau fand eine Entwässerung über einen Graben statt. Der Untersuchungsstandort gehört nicht zu den permanent überfluteten Flächen des Polders, sondern zur Wechselwasserzone mit regelmäßiger Überflutung im Winterhalbjahr. Der Bereich wurde bis Mitte der 1990er Jahre als Grünland genutzt. Seit den Anstaumaßnahmen findet jedoch nur noch eine unregelmäßige Nutzung ohne Düngung statt. Im Spätsommer 1999 wurde die Fläche extensiv beweidet, im August 2000 fand eine Mahd statt. Seit 2001 liegt die Fläche brach.

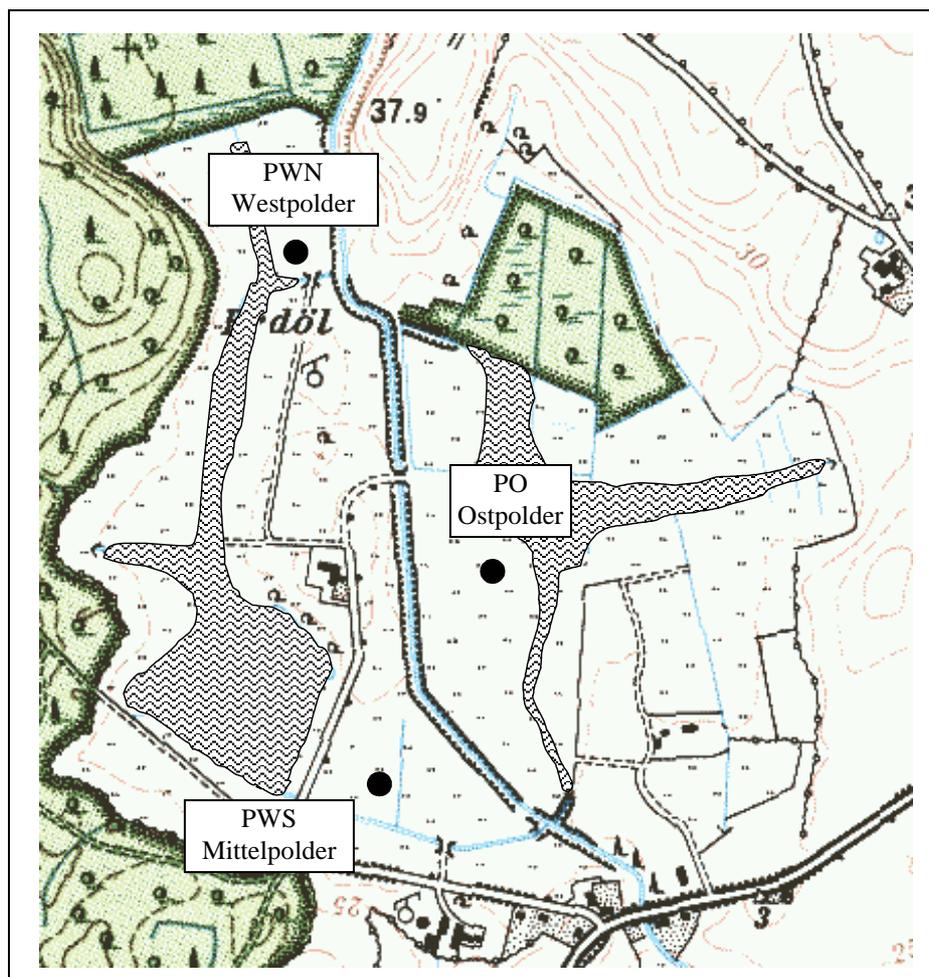


Abb. 26: Lage der Piezometerstandorte in der Pohnsdorfer Stauung. Zustand 1999-Nov. 2001.

Die Vegetation wird dominiert von Flutrasenarten wie *Alopecurus geniculatus*, *Agrostis stolonifera* und *Glyceria fluitans*. Eingestreut sind einzelne Bulte von *Juncus effusus*. In den letzten Jahren wird die Fläche aufgrund der nachlassenden Nutzungsintensität zunehmend von dichten Beständen aus *Phalaris arundinacea* eingenommen, die sich weiter ausbreiten. Die Biomasse des Bestandes betrug am 16. August 2000 $481 \pm 129 \text{ g/m}^2$ (Phytomasse+standing dead).

Im *Ostpolder* (PO) befinden sich die Piezometer und die Grundwasserröhre im zentralen Moorbereich (Abb. 26). Der Untersuchungsstandort liegt in der Wechselwasserzone, so dass er nur nach hohen Niederschlägen überflutet wird, wenn Auwasser in den Polder fließt (wie im Winter 1999/2000). Der Wasserstand im gesamten Ostpolder wurde bis Ende 2001 durch das Schöpfwerk geregelt, wobei der Einschaltpegel so hoch eingestellt war, dass nur bei Überflutung geschöpft wurde. Der Ostpolder ist seit Umsetzung der Vernässungsmaßnahmen nur noch in Teilbereichen extensiv als Dauergrünland genutzt worden. Die feuchteren Bereiche wurden ausgezäunt und sind brachgefallen. Seit 2000 wird auch das Grünland nicht mehr genutzt.

Die Vegetation bestand im direkten Umkreis der Grundwasserröhren aus hochwüchsigen Beständen aus *Phalaris arundinacea* und *Urtica dioica*. Auf den noch genutzten Flächen dominierten niedrigwüchsige Flutrasenarten *Alopecurus geniculatus*, *Agrostis stolonifera*, *Glyceria fluitans* und *Ranunculus repens*. Im Jahr 2000 breitete sich auch auf den bis 1999 genutzten Flächen *Phalaris arundinacea* aus. Die Biomasse auf den bis 1999 beweideten Flächen betrug im August 2000 $215 \pm 31 \text{ g/m}^2$.

Im *Mittelpolder* (PWS) stehen die Piezometer und der Grundwasserbrunnen etwa 10 Meter von einem Entwässerungsgraben entfernt auf der zentralen Moorfläche (Abb. 26). Der Graben endet am Schöpfwerk, so dass der Wasserstand im Polder während des Untersuchungszeitraumes aktiv geregelt wurde. Die Fläche wurde 1999 und 2000 als Mähweide mit zweimaliger Mahd und Nachweide genutzt. Seit 1989 findet keine Düngung mehr statt. Vorher wurde die Fläche zweimal jährlich gemäht und „konventionell“ regelmäßig gedüngt (Schoof mündl.).

Die insgesamt niedrigwüchsige Vegetation ist gekennzeichnet durch Flutrasenarten. Dominant sind *Alopecurus geniculatus*, *Agrostis stolonifera* und *Glyceria fluitans*. Daneben treten als Folge der Beweidung zahlreiche Bulte von *Juncus effusus* auf. Die Biomasse betrug bei zwei Mahdterminen am 20. Juni und 16. August 2000 insgesamt $352 \pm 35 \text{ g/m}^2$.

Bodenkundliche Charakterisierung

Am Standort *Westpolder* (PWN) liegen stark humifizierte Erlen- und Seggentorfe vor (Humifizierungsgrad 6-7, Oberboden 9 nach von Post), der pH(CaCl₂) des Bodens weist mit

Werten zwischen 5,3 und 6,5 (0 bis 1m Tiefe) die höchsten Werte der drei Flächen auf, die organische Substanz beträgt $63 \pm 11,9\%$ (Tab. 5). Die mittleren Gehalte an Gesamt-N und Gesamt-P liegen mit 2,5 bzw. 0,1% im Oberboden im mittleren Bereich. Auch der verfügbare Stickstoff weist für Ammonium-N mit $5,4 \pm 1,7$ mg/l und Nitrat-N mit $2,2 \pm 1,9$ mg/l im Vergleich zu den anderen beiden Standorten mittlere Werte auf (Trepel et al. 1999).

Tab. 5: Bodenkundliche Charakterisierung der drei Untersuchungsstandorte. Mittelwerte und Standardabweichung von sechs Tiefen zwischen 5 und 100 cm (Trepel et al. 1999).

	Westpolder (PWN)	Ostpolder (PO)	Mittelpolder (PWS)
Entwässerung	nein	(ja)	ja
Vegetation	<i>Phalaris</i> /Flutrasen	<i>Phalaris</i> /Flutrasen	Flutrasen
Humifizierungsgrad Torfe	6-7, Oberboden 9	4-6, Oberboden 8	10
pH (CaCl ₂)	$5,9 \pm 0,5$ (5,3-6,5)	$4,8 \pm 0,8$ (3,9-5,6)	$5,7 \pm 0,3$ (5,3-6,0)
Organische Substanz	$63,1 \pm 11,9\%$	$86,5 \pm 1\%$	$82,1 \pm 2,7\%$
Nges-Gehalt Oberboden	$2,5 \pm 0,2\%$	$2,7 \pm 0,5\%$	$2,8 \pm 0,2\%$
Pges-Gehalt Oberboden	$0,1 \pm 0,05\%$	$0,07 \pm 0,03\%$	$0,09 \pm 0,04\%$
verfügbares NO ₃ -N _(KCl_{ext})	$2,2 \pm 1,9$ mg/l	$1,1 \pm 1,0$ mg/l	$3,5 \pm 2,5$ mg/l
verfügbares NH ₄ -N _(KCl_{ext})	$5,4 \pm 1,7$ mg/l	$4,1 \pm 1,4$ mg/l	$8,5 \pm 3,6$ mg/l
C/N-Verhältnis	$13,5 \pm 2,6$	$14,2 \pm 1,4$	$13,9 \pm 1,2$

Im *Ostpolder* (PO) liegen nur mäßig humifizierte Seggentorfe vor (Humifizierungsgrad 4-6, Oberboden 8 nach von Post). Die Torfe sind deutlich saurer als an den anderen beiden Standorten (pH(CaCl₂) 4,5-5,5), die organische Substanz (86%) erreicht den höchsten Wert. Die mittleren Gehalte an Gesamt-N und Gesamt-P sind mit 2,7 bzw. 0,07% im Oberboden niedrig. Der verfügbare Stickstoff weist im Vergleich zu den anderen Standorten in der Pohnsdorfer Stauung für Ammonium-N mit $4,1 \pm 1,4$ mg/l mittlere Werte auf, das verfügbare Nitrat-N ist mit $1,1 \pm 1$ mg/l niedrig (Trepel et al. 1999).

Von den drei untersuchten Standorten in der Pohnsdorfer Stauung weist der *Mittelpolder* (PWS) die am stärksten humifizierten Torfe auf (Humifizierungsgrad 10 nach von Post). Der pH(CaCl₂)-Wert des Bodens liegt zwischen 5,3 und 6,0, die organische Substanz bei $82,1 \pm 2,7\%$. Die mittleren Gehalte an Gesamt-N betragen 2,8%, an Gesamt-P im Oberboden 0,09%. Der verfügbare Stickstoff weist für Ammonium-N mit bis zu $8,5 \pm 3,6$ mg/l die höchsten Werte aller Standorte auf, das verfügbare Nitrat-N ist mit $3,5 \pm 2,5$ mg/l ebenfalls hoch (Trepel et al. 1999).

Grundwasserdynamik der drei Piezometerstandorte

Im seit 1996 wiedervernässten *Westpolder* (PWN) wurde von den drei Untersuchungsstandorten der höchste mittlere Grundwasserstand festgestellt (Tab. 6, Abb.

27). Der Jahresgang ist charakterisiert durch regelmäßige flache Überflutungen im Winterhalbjahr und Grundwasserstände zwischen 40 und 50, kurzfristig auch 60 cm unter Flur im Sommerhalbjahr (Abb. 27). Bereits nach vergleichsweise geringen Niederschlägen im Herbst 2000 stieg der Grundwasserstand wieder an und befand sich im Bereich der Bodenoberfläche. Da die Fläche nicht entwässert wird, sind die niedrigen Wasserstände im Frühsommer auf Transpirationsverluste der dichten und hochwüchsigen Rohrglanzgras-Vegetation zurückzuführen (vgl. Behrendt & Hölzel 1995).

Tab. 6: Grundwasserstandskennwerte der drei Untersuchungsstandorte von Mai 1999 bis Mai 2001 in Zentimeter Flur. Wechselfeuchteindex dimensionslos.

	PWN	PO	PWS
Mittl. Grundwasserstand±SD	-16±21,8 cm	-26±24,9 cm	-33±27 cm
Min. Grundwasserstand	-61 cm	-78 cm	-66 cm
Max. Grundwasserstand	11cm	33 cm	48 cm
Wechselfeuchteindex	11,2	25,5	21,5

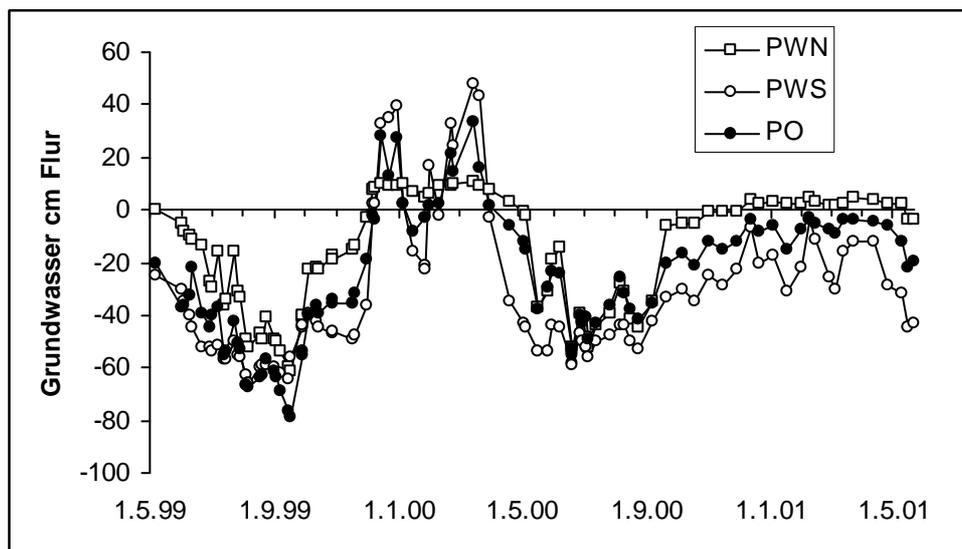


Abb. 27: Wasserstandsdynamik an den drei Piezometerstandorten von Mai 1999 bis Mai 2001.

Der mittlere Grundwasserstand im *Ostpolder* (PO) liegt trotz erster Anstauraßnahmen signifikant niedriger als im *Westpolder* (one-way ANOVA: $F=11,283$, $p<0,05$). Die Grundwasserdynamik im Jahresverlauf ist im *Ostpolder* durch starke Schwankungen geprägt (Abb. 27). Im Sommerhalbjahr 1999 sank der Wasserstand infolge starker Transpiration der Vegetation auf bis zu 80 cm, im Sommer 2000 bis 50 cm unter Flur ab. Der deutlich flurnähere Grundwasserstand im Sommer 2000 ist auf höhere Niederschläge zurückzuführen. Im regenreichen Winterhalbjahr 1999/2000 wurde der Untersuchungsstandort zeitweise bis zu 30 cm überflutet, im trockeneren Winter 2000/2001 befanden sich die Wasserstände knapp

unter Flur. Die hohen Wasserstände im Winterhalbjahr 1999/2000 sind darauf zurückzuführen, dass Wasser aus der Neuwührener Au an einer aufgeweichten Stelle des Deiches in den Polder geflossen ist. Dieses Wasser wurde allerdings in etwas trockeneren Perioden sofort über das Schöpfwerk abgepumpt, wie aus den rasch sinkenden Wasserständen im Januar, Februar und März 2000 deutlich wird.

Die niedrigsten mittleren Grundwasserstände wurden im *Mittelpolder* (PWS) gemessen. Mit 33 ± 27 cm unter Flur lagen sie signifikant unter denen des Westpolders, waren aber nicht signifikant niedriger als im Ostpolder (one-way ANOVA PWS vs. PO: $F=11,283$, $p=n.s.$). Der Grundwasserstand zeigt im Jahresverlauf eine große Amplitude (Abb. 27). Im Sommerhalbjahr fiel der Grundwasserstand regelmäßig für längere Zeiträume auf 60 cm unter Flur ab, während es im Winterhalbjahr nach starken Niederschlägen wie 1999/2000 zu Überflutungen mit Wasserstandshöhen von 40 cm kam. Da die Fläche über ein Schöpfwerk entwässert wurde, konnte das Überflutungswasser rasch abgepumpt werden, so dass die Fläche innerhalb weniger Tage trocken fiel. Der Grundwasserstand sank dann wieder in kürzester Zeit auf 20 bis 30 cm unter Flur ab, so dass sich fast nie oberflächennahe Wasserstände einstellten.

4.2.2 Nährstoffanalysen im Bodenwasser

Nährstoffdynamik Westpolder (PWN)

Die *Ammonium*konzentration zeigt in 70 cm Bodentiefe einen deutlichen Jahrgang mit hohen Werten (2 bis 3 mg l⁻¹) im Frühling und Frühsommer sowie niedrigeren Werten (0,5 bis 1 mg l⁻¹ NH₄-N) im Winter (Abb. 28a). Im Wasser der oberen Bodenhorizonte liegen die Ammoniumwerte konstant unter 0,5 mg l⁻¹ NH₄-N. *Nitrat* liegt in 70 cm Tiefe fast ganzjährig im Bereich der Nachweisgrenze (Abb. 28b). Eine Ausnahme ist ein höherer Wert im Juli 2000 bei niedrigen Wasserständen. Höhere Nitratkonzentrationen von maximal 2,5 mg l⁻¹ NO₃-N wurden in den oberen Bodenhorizonten Anfang Dezember 2000 nachgewiesen, als nach langer Trockenheit der Wasserstand infolge heftiger Niederschläge rasch anstieg.

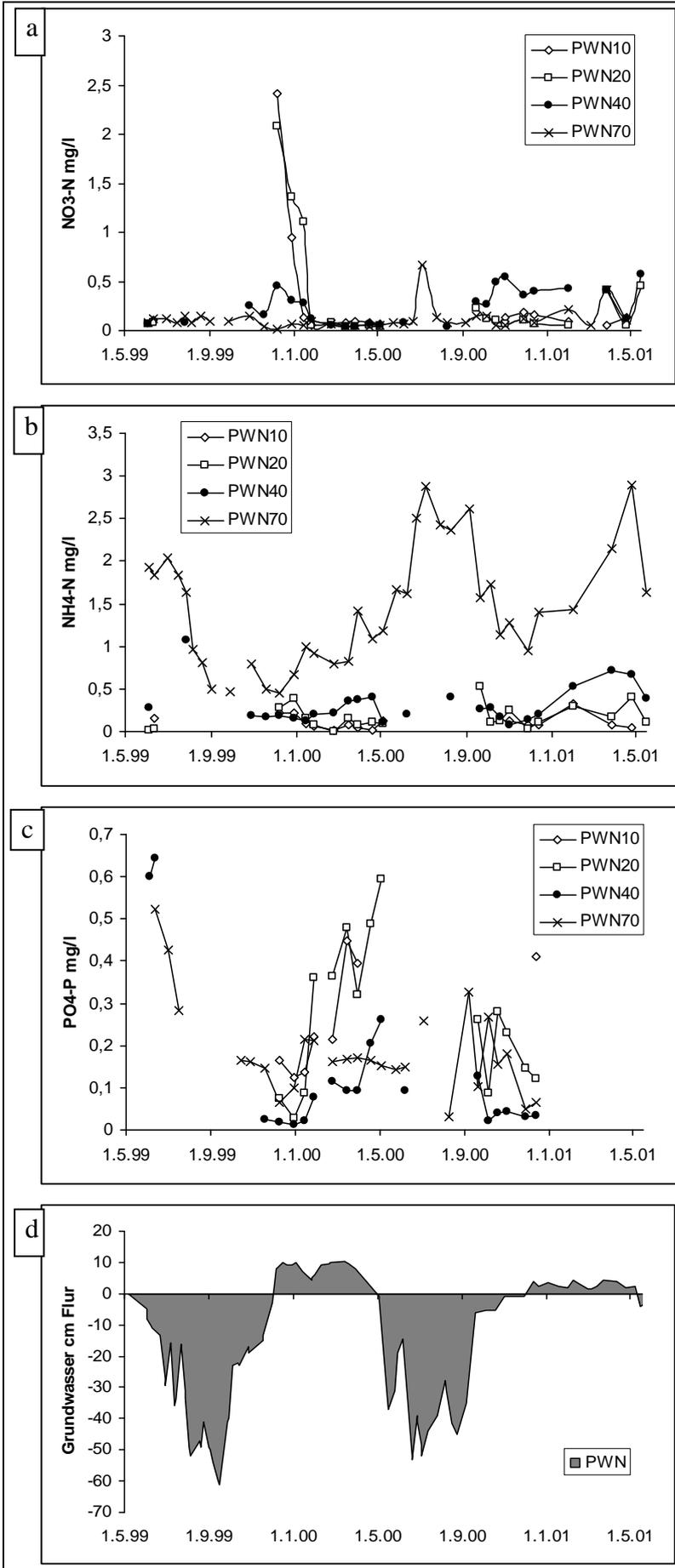


Abb. 28:
 Nitrat, Ammonium und Phosphat-
 dynamik (Abb. 28 a, b, c) in den
 Piezometern am Standort
 Westpolder Nord (PWN). Tiefen:
 10, 20, 40 u. 70 cm.
 Abb. 28 d: Grundwasser/
 Überflutungsdynamik am selben
 Standort.

Die *Phosphat*-P-Konzentration zeigt insbesondere in den beiden oberflächennahen Piezometern einen deutlichen Jahresgang mit niedrigen Werten zu Beginn des Winters und ansteigenden Werten im Frühjahr (Abb. 28c). In 70 cm Tiefe wurden nach höheren Werten im Frühsommer 1999 (bis $0,5 \text{ mg l}^{-1}$) während des ganzen Winters 1999/2000 Werte um $0,2 \text{ mg l}^{-1}$ gemessen. Im Sommer 2000 wurde ein leichter Anstieg auf $0,3 \text{ mg l}^{-1} \text{ PO}_4\text{-P}$ verzeichnet.

Nährstoffdynamik Ostpolder (PO)

Die *Ammonium*konzentration zeigt eine ausgeprägte Jahresdynamik (Abb. 29a). In 70 cm Bodentiefe lagen die Werte im Sommer 1999 bei 2 mg l^{-1} und sanken im Winter 1999/2000 auf $1 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$ ab. Mit Erwärmung des Bodens stiegen die Konzentrationen im Frühjahr 2000 auf 3 mg l^{-1} an, um im Verlauf des Sommers und Herbstes 2000 wieder auf $1 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$ abzufallen. Die Werte in den oberflächennäheren Piezometern zeigen eine ähnliche Dynamik und liegen nur wenig unter den Werten des Piezometers mit Filter in 70 cm Tiefe. Die *Nitrat*konzentration lag in 70 cm Tiefe fast durchgehend im Bereich der Nachweisgrenze (Abb. 29b). Erhöhte Werte bis $6 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$ traten kurzfristig in den oberen Bodenhorizonten bei ansteigenden Wasserständen Anfang Dezember 1999 und im November 2000 auf.

Die *Phosphat*konzentration zeigt in allen Tiefen einen Jahresgang mit den niedrigsten Werten zu Beginn des Winters und ansteigenden Konzentrationen im Verlauf des Frühjahrs (Abb. 29c).

Nährstoffdynamik Mittelpolder (PWS)

Die *Ammonium*konzentration lag in 70 cm Bodentiefe zwischen 2 und $4 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$ (Abb. 30a). Die höchsten Werte wurden im Sommer bei absinkenden Wasserständen mit über 10 mg l^{-1} im trockenen Jahr 1999 und $5 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$ im Juli 2000 erreicht. Insgesamt ist die Jahresdynamik im Vergleich zu den beiden anderen Standorten weniger stark ausgeprägt. Die *Nitrat*werte befanden sich trotz der niedrigen Wasserstände im Sommer in 70 cm Bodentiefe durchgehend im Bereich der Nachweisgrenze (Abb. 30b). In den anderen Bodentiefen wurden mehrfach sehr hohe Werte erreicht. Im Piezometer in 40 cm Tiefe lagen sie Anfang Dezember 1999 bei 40 mg l^{-1} und im September 2000 bei $20 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$. In 10 und 20 cm Tiefe wurden im Dezember 1999 Werte zwischen 35 und 40 mg l^{-1} und im Dezember 2000 sogar von $70 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$ gemessen.

Da an diesem Standort häufig nur geringe Wassermengen für Analysen zur Verfügung standen, liegen nur wenige *Phosphat*werte vor (Abb. 30c). Die Konzentration zeigt starke Schwankungen innerhalb kurzer Zeiträume und erreicht mit $1,3 \text{ mg l}^{-1} \text{ PO}_4\text{-P}$ die höchsten Werte von den untersuchten Standorten in der Pohnsdorfer Stauung. Im Gegensatz zu den anderen beiden Standorten wurden auch in den Wintermonaten einzelne hohe Werte gemessen.

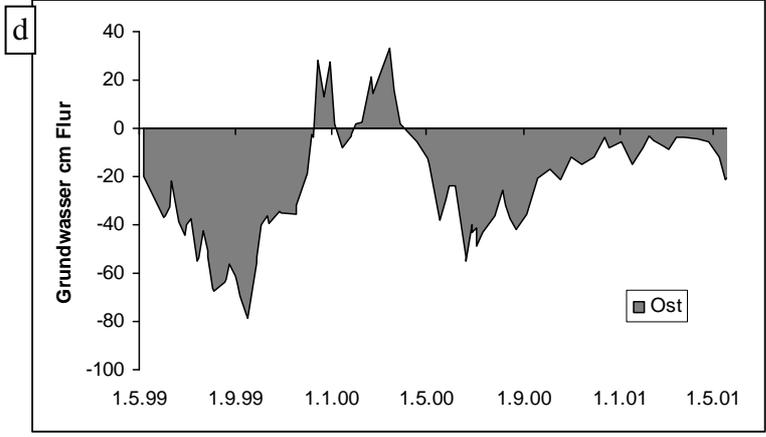
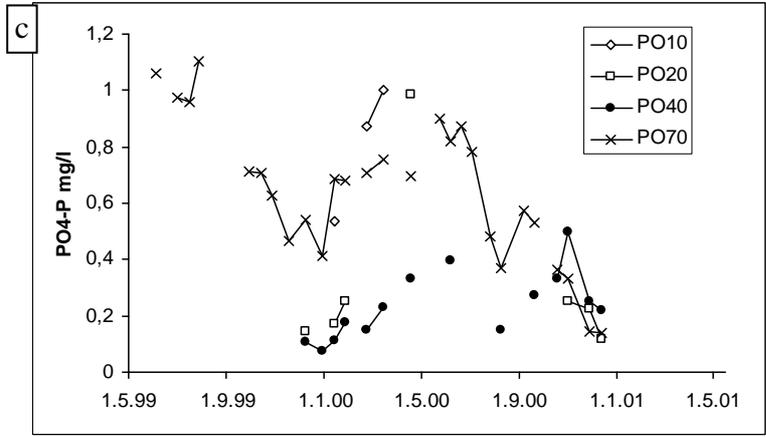
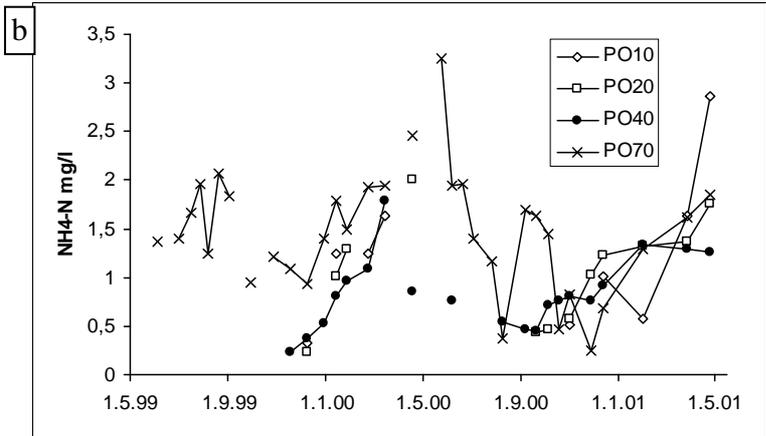
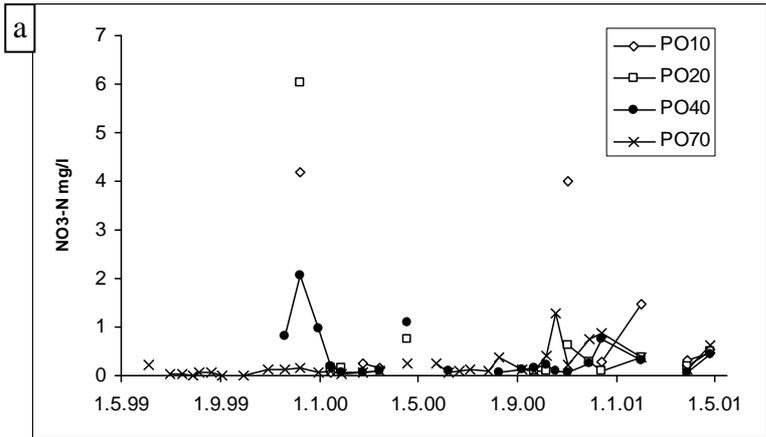


Abb. 29: Nitrat, Ammonium und Phosphat-Dynamik (Abb. 29 a, b, c) in den Piezometern am Standort Ostpolder (PO). Tiefen: 10, 20, 40 u. 70 cm. Abb. 29 d: Grundwasser/Überflutungsdynamik am selben Standort.

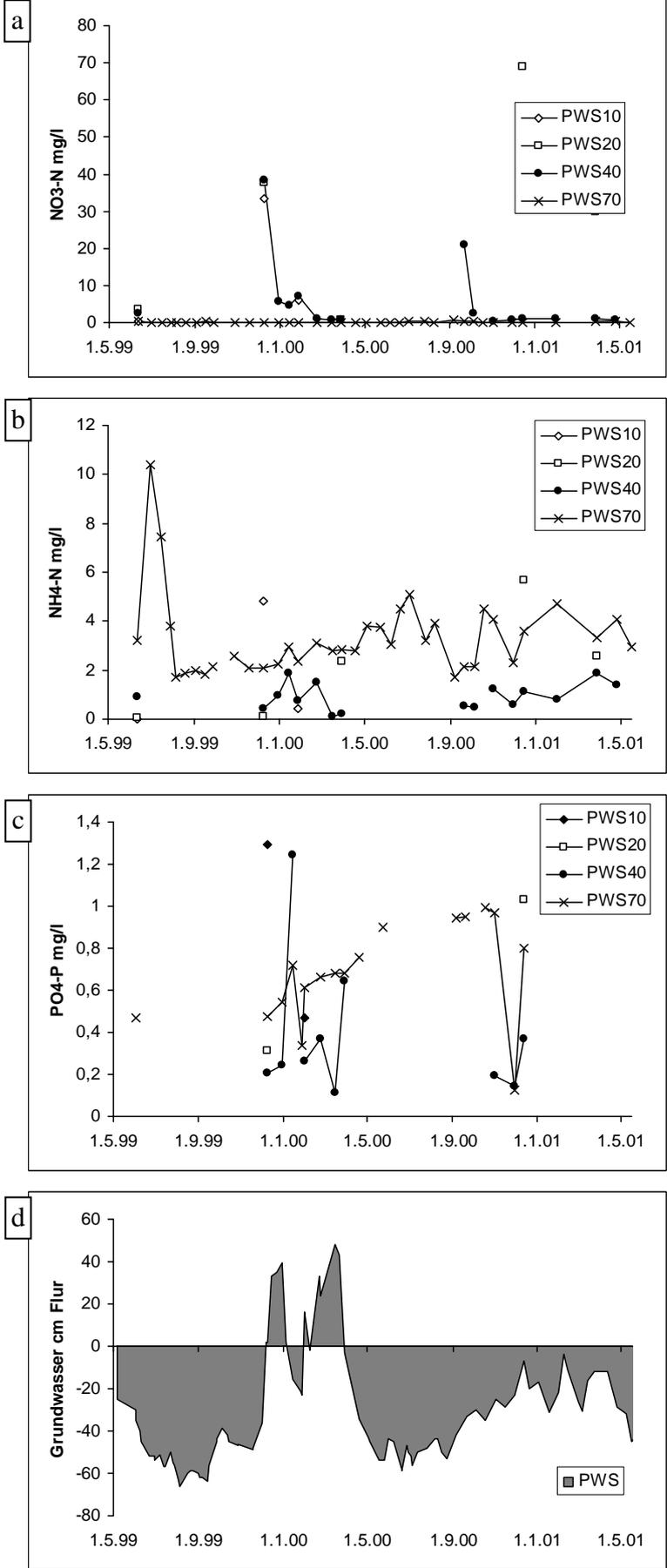


Abb. 30: Nitrat, Ammonium und Phosphat-Dynamik (Abb. 30 a, b, c) in den Piezometern am Standort Mittelpolder (PWS). Tiefen: 10, 20, 40 u. 70 cm. Abb. 30 d: Grundwasser/Überflutungsdynamik am selben Standort.

4.2.3 Vergleich der Nährstoffkonzentrationen in den unterschiedlichen Bodentiefen

Die Ammoniumkonzentration im Bodenwasser nimmt an allen drei Standorten mit der Bodentiefe zu (Abb. 31). Am deutlichsten ist der Unterschied jeweils zwischen 40 und 70 cm Tiefe.

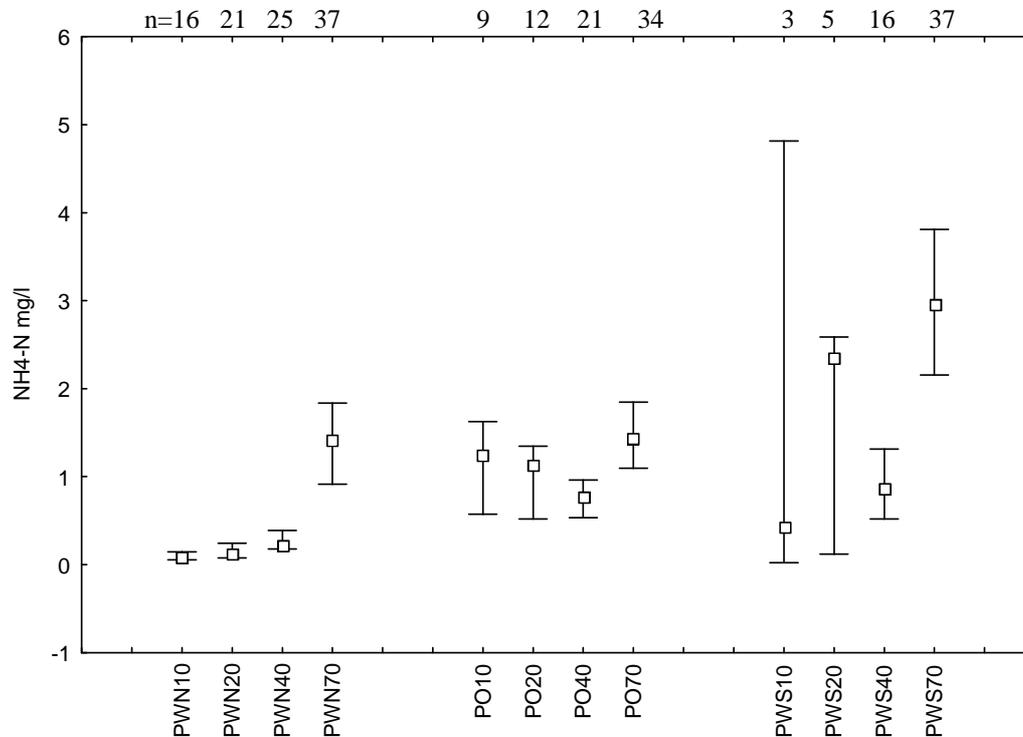


Abb. 31: Ammonium im Bodenwasser (sortiert nach Standorten). Drei Standorte (PWN, PO, PWS) mit je vier Filtertiefen (10, 20, 40 und 70 cm). Median und Quartile. Messungen von Mai 1999 bis Mai 2001.

Nitrat weist die niedrigsten Konzentrationswerte in 70 cm Tiefe auf (Abb. 32). Im Mittelpolder (PWS) liegen aus den beiden obersten Bodentiefen nur wenige, stark streuende Werte vor. Hier wurden jedoch mit 69 mg/l in 20 cm Bodentiefe die mit Abstand höchsten Nitratwerte im Bodenwasser gemessen.

Die Phosphatkonzentrationen zeigen weder eine kontinuierliche Zu- noch Abnahme mit der Tiefe. Die niedrigsten Werte wurden an allen drei Standorten in 40 cm Tiefe erreicht (Abb. 33). Ein vergleichsweise ausgeglichenes Tiefenprofil ist im Westpolder (PWN) zu finden, während an den beiden anderen Standorten deutliche Unterschiede auftreten. Beim Standort Mittelpolder (PWS) ist zu beachten, dass aus 10 und 20 cm Bodentiefe nur wenige Proben vorliegen, wobei allerdings hier mit 1,3 und 1,0 mg l⁻¹ PO₄-P die höchsten Werte festgestellt wurden.

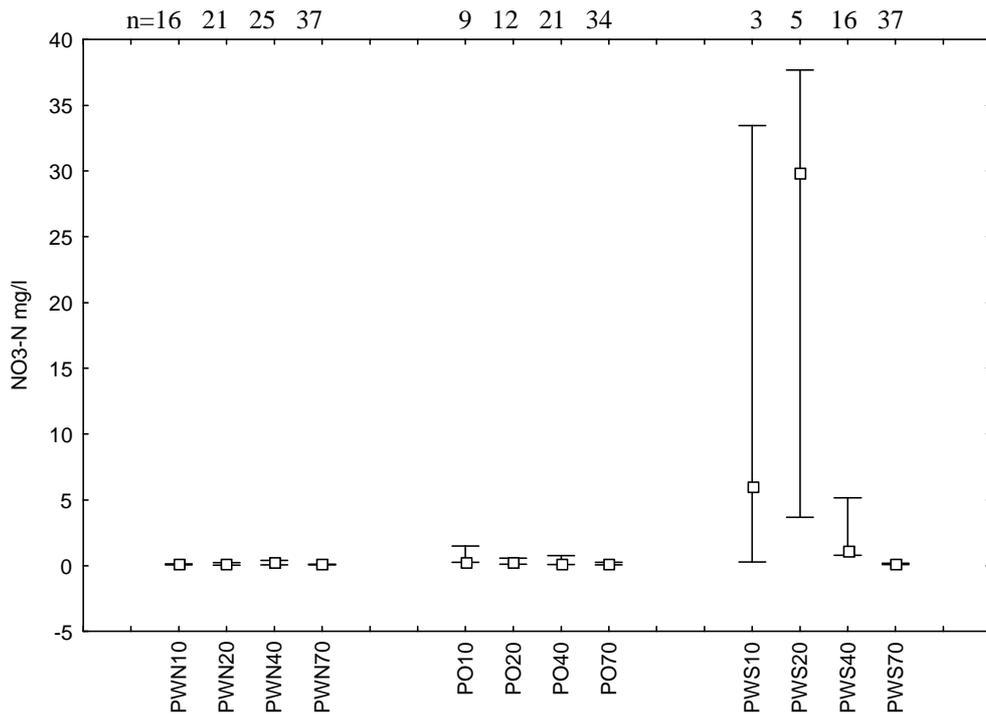


Abb. 32: Nitrat im Bodenwasser (sortiert nach Standorten). Drei Standorte (PWN, PO, PWS) mit je vier Filtertiefen (10, 20, 40 und 70 cm). Median und Quartile. Messungen Mai 1999 bis Mai 2001.

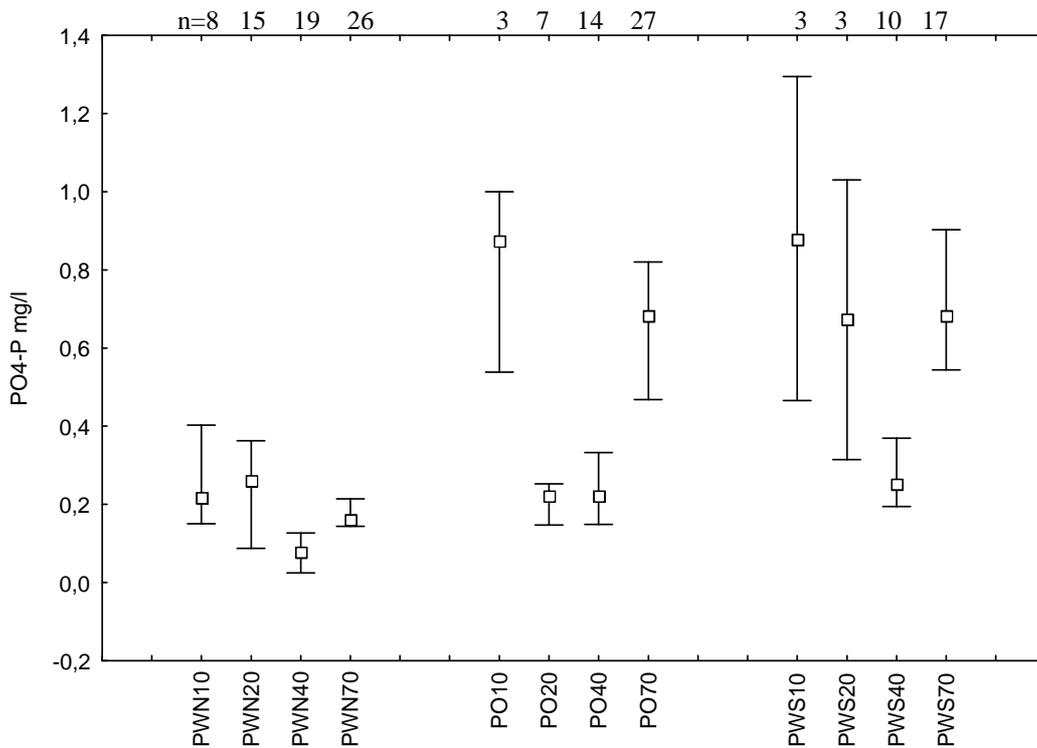


Abb. 33: Phosphatkonzentrationen im Bodenwasser (sortiert nach Standorten). Drei Standorte (PWN, PO, PWS) mit je vier Filtertiefen (10, 20, 40 und 70 cm). Median und Quartile. Messungen Mai 1999 bis Mai 2001.

4.2.4 Vergleich der Piezometerstandorte

In allen vier beprobten Tiefen wies der Standort im Mittelpolder (PWS) die höchsten und der Standort PWN die niedrigsten Ammoniumkonzentrationen auf (Abb. 34).

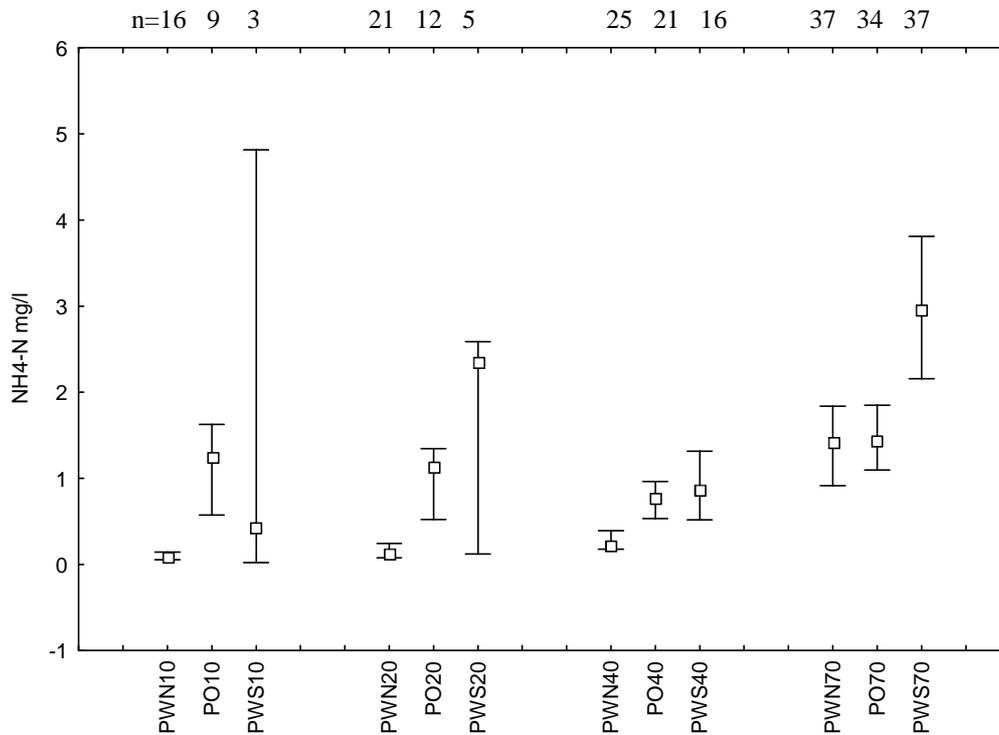


Abb. 34: Ammoniumkonzentration im Bodenwasser (sortiert nach Tiefen). Drei Standorte (PWN, PO, PWS) mit je vier Filtertiefen (10, 20, 40 und 70 cm). Median und Quartile. Messungen Mai 1999 bis Mai 2001.

Auch bei Nitrat hat der Mittelpolder in 10, 20 und 40 cm Tiefe die mit Abstand höchsten Konzentrationen, während in 70 cm Tiefe kein Unterschied zwischen den Standorten festgestellt wurde (Abb. 35).

Der Westpolder weist bei den Phosphatkonzentrationen in allen vier Tiefen die niedrigsten, der Mittelpolder die höchsten Werte auf (Abb. 36). Deutliche Unterschiede im Vergleich zu den jeweils anderen beiden Standorten gibt es in 40 und in 70 cm Tiefe.

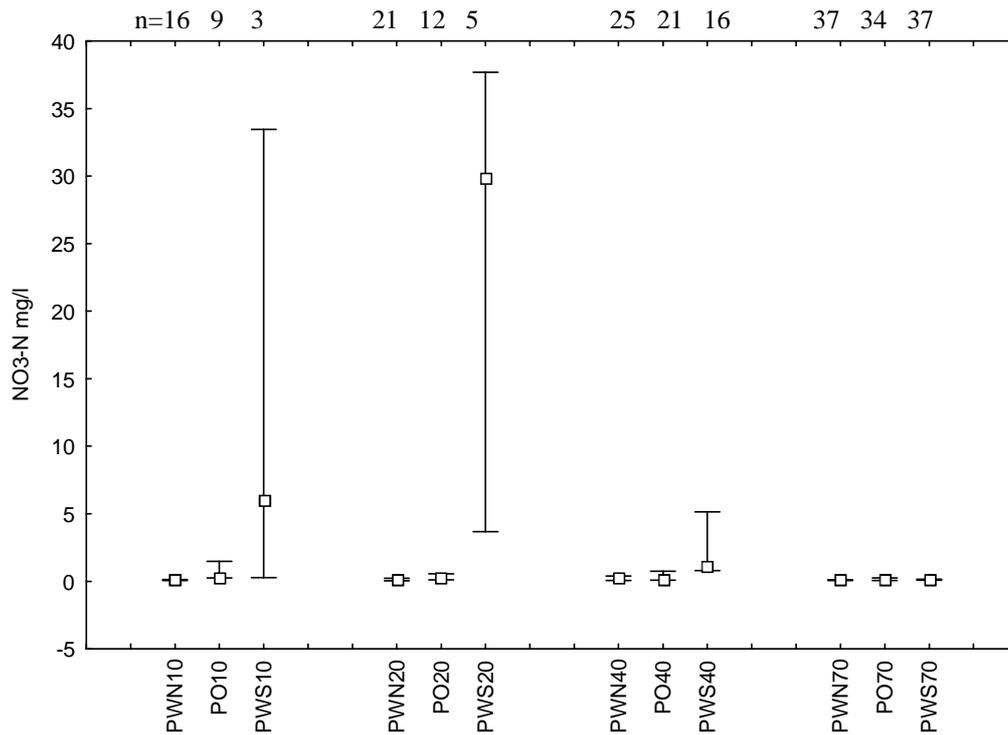


Abb. 35: Nitratkonzentration im Bodenwasser (sortiert nach Tiefen). Drei Standorte (PWN, PO, PWS) mit je vier Filtertiefen (10, 20, 40 und 70 cm). Median und Quartile. Messungen Mai 1999 bis Mai 2001.

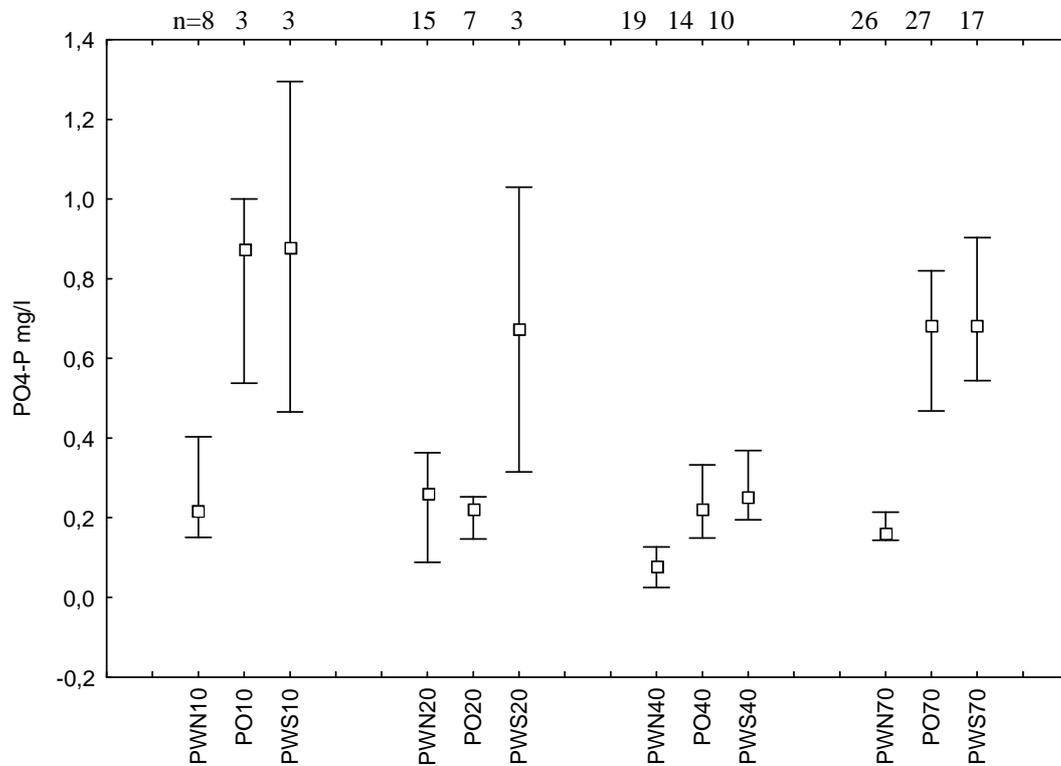


Abb. 36: Phosphatkonzentrationen im Bodenwasser (sortiert nach Tiefen). Drei Standorte (PWN, PO, PWS) mit je vier Filtertiefen (10, 20, 40 und 70 cm). Median und Quartile. Messungen Mai 1999 bis Mai 2001.

4.2.5 Diskussion der Nährstoffkonzentrationen im Bodenwasser

Methode

Untersuchungen mit Piezometern unterscheiden sich von Saugkerzenanalysen dadurch, dass mit Piezometern Wasser ausschließlich aus der gesättigten Bodenlösung gewonnen wird. Anders als Saugkerzen, die auch in der ungesättigten Zone das in den Bodenporen befindliche Wasser mit Hilfe von Unterdruck gewinnen, fließt bei Piezometern nur das frei im Boden befindliche Wasser ohne Ansaugen durch die perforierte Filterstrecke in die Röhren. Dadurch fallen bei absinkendem Grundwasserspiegel in den Sommermonaten die Piezometer mit oberflächennahem Filter regelmäßig trocken. Dies betraf im Untersuchungsgebiet vor allem den Standort im Mittelpolder (PWS), wo demzufolge aus den oberflächennahen Bodenbereichen nur wenige Proben vorliegen. Für die mikrobiologischen Umsetzungen, insbesondere die Mineralisation, sind jedoch gerade die in den Sommermonaten auftretenden Phasen mit ungesättigten Verhältnissen in den oberen Bodenschichten von entscheidender Bedeutung. Mit Piezometern und Saugkerzen lassen sich diese Prozesse nicht direkt verfolgen. Allerdings werden die bei der Mineralisation freigesetzten Nährstoffe, vor allem Nitrat, bei den ersten herbstlichen Starkregenereignissen mit dem Sickerwasser ausgewaschen und gelangen dann in die Piezometer. Die mit den Piezometeruntersuchungen ermittelten Werte erlauben nur in 40 und 70 cm Tiefe kontinuierlich Rückschlüsse auf Umsetzungsprozesse wie die Ammonifikation und die Nitrifikation, da der Grundwasserspiegel, wenn überhaupt, nur für einen kurzen Zeitraum im Jahr diese Tiefen erreicht.

Bei der Ergebnisdarstellung führt die diskontinuierliche Probenahme infolge der unterschiedlichen Wasserführung der einzelnen Piezometer dazu, dass eine statistische Analyse der Messwerte beim Vergleich der unterschiedlichen Bodentiefen und der einzelnen Piezometerstandorte nur eingeschränkt möglich ist.

Nährstoffdynamik

Die *Ammonium*dynamik weist an allen drei Standorten einen mehr oder weniger ausgeprägten Jahresgang auf, wobei die höchsten Werte im Frühjahr und Frühsommer gemessen wurden, während im Winterhalbjahr die niedrigsten Konzentrationen vorlagen. Einen sommerlichen Ammoniumpeak im Bodenwasser stellten auch Grootjans (1985), Aue (1993), Drews (1995) und Kieckbusch & Schrautzer (2001, Eidertal) fest. Die ansteigenden Ammoniumwerte im Frühjahr sind auf eine verstärkte Mineralisation bei absinkenden Grundwasserständen und Erwärmung des Bodens zurückzuführen. Ammonium wird beim Abbau von organischer Substanz gebildet (Ammonifikation). Dieser mikrobielle Prozess findet im Boden vor allem unter oxischen Bedingungen statt.

Auffällig ist, dass auch in 70 cm Bodentiefe die Jahresgänge zu verfolgen sind. Zur Zeit der Ammoniumpeaks in dieser Tiefe lagen die Grundwasserstände bei 40-60 cm unter Flur, so

dass in 70 cm Tiefe wassergesättigte und damit anaerobe Bedingungen vorlagen. Offenbar kommt es auch dicht unterhalb des Grundwasserspiegels bei ansteigenden Temperaturen zu messbaren Mineralisationsprozessen, die aber nur bis zum Ammonium (Ammonifikation) und nicht bis zum Nitrat (Nitrifikation) führen. Unter anoxischen Bedingungen nutzen fakultative oder obligate Anaerobier in Abhängigkeit vom Redoxpotenzial andere Elektronenakzeptoren an Stelle von Sauerstoff für die Oxidation der organischen Substanz (Nitrat, Mangan, Eisen (Fe(III)), Sulfat, Kohlendioxid) (Mitsch & Gosselink 2000). Der Energiegewinn für die Mikroorganismen nimmt jedoch mit der Sequenz der genannten Elektronenakzeptoren ab (Reddy & D'Angelo 1994), so dass anaerobe Mineralisationsprozesse deutlich geringere Umsätze aufweisen als aerobe (Vinten & Smith 1993, Succow & Joosten 2001). Ammonifikation im anaeroben Bereich erfolgt nach Vymazal (2001) durch reduktive Desaminierung. Als Endprodukte entstehen, neben dem reaktionsspezifischen Endprodukt, wie bei der aeroben Mineralisation Ammonium und Phosphat, wobei nach Reddy & D'Angelo (1994) bei der Sauerstoff-, Nitrat- und Sulfatreduktion besonders viel NH_4 und PO_4 pro umgesetzten Elektronenakzeptor mineralisiert wird. Die Sulfatreduktion verläuft vereinfacht dargestellt z.B. nach Formel 4 (keine stöchiometrische Gleichung!):



Unklar ist die Bedeutung der dissimilatorischen Nitratreduktion zu Ammonium (DNRA), bei der Nitrat abgebaut und Ammonium produziert wird. In Feuchtgebieten tritt dieser Prozess unter stark reduzierenden Bedingungen bei einem hohen Anteil an organischer Substanz auf (Buresh & Patrick 1978, Howard-Williams & Downes 1993). Gegenüber der Denitrifikation, bei der ebenfalls Nitrat unter anaeroben Bedingungen als Elektronenakzeptor genutzt wird, hat die DNRA nach Howard-Williams & Downes (1993) die Vorteile, dass (a) die Mikroorganismen das Enzym Nitratreduktase bereits besitzen, während die Enzyme für die Denitrifikation erst induziert werden müssen, so dass unter schwankenden Nitratkonzentrationen die DNRA begünstigt wird, dass (b) Ammonifizierer einen vielschichtigen Metabolismus haben und auch bei niedrigen Nitratkonzentrationen wachsen sowie dass (c) der bei der Ammonifikation benötigte Bedarf von 8 Elektronen pro Molekül Nitrat (im Gegensatz zu 5 bei der Denitrifikation) in organischen Böden befriedigt wird, so dass pro Molekül mehr organische Substanz abgebaut werden kann. Zur Bedeutung der DNRA in Feuchtgebieten liegen im Vergleich zu anderen Stickstoff-Umsetzungsprozessen nur wenige Untersuchungen vor. In der Literatur wird die DNRA aus marinen Küstensedimenten beschrieben (z.B. Sørensen 1979, zitiert in Howard-Williams & Downes 1993, Risgaard-Petersen et al. 1996). Downes (1991) nennt die DNRA als bedeutenden Prozess für Sedimente in eutrophen Seen. Andere Autoren stellten in Feuchtgebieten keine großen DNRA-Umsatzraten fest (Ambus & Hoffmann 1990, Davidsson & Stahl 2000).

Der Rückgang der Ammoniumwerte in den Spätsommermonaten ist zum Einen auf Pflanzenaufnahme zurückzuführen (Scheffer & Schachtschabel 1992, Schrautzer 2001). Zum

Anderen wird in den oberen Bodenschichten bei sinkenden Wasserständen und Belüftung der Torfe Ammonium zu Nitrat nitrifiziert (s.u.). In 70 cm Tiefe erfolgt eine Nitrifikation höchstens während langanhaltender Trockenphasen, wenn der Grundwasserspiegel kurzzeitig diese Tiefen erreicht. Erhöhte Nitratwerte in 70 cm Bodentiefe, die eine Nitrifikation vermuten lassen, wurden nur Anfang Juli 2000 am Untersuchungsstandort im Westpolder (PWN) gemessen. Zu diesem Zeitpunkt lag der Grundwasserspiegel allerdings nur bei 52 cm unter Flur, so dass Nitrat auch durch Auswaschung aus oberflächennäheren Bodenbereichen in diese Tiefen gelangt sein kann. Auch Aue (1993) fand regelmäßig 0,1 bis 0,3 mg l⁻¹ NO₃-N in 55 cm Bodentiefe, während der Grundwasserstand zu diesem Zeitpunkt zwischen 20 und 40 cm unter Flur lag.

An allen drei Standorten wurde in den oberflächennahen Torfbereichen *Nitrat* nachgewiesen. Methodenbedingt traten die Nitratpeaks immer zu Beginn des Winters auf, da in den Sommer- und Herbstmonaten die Piezometer mit geringer Filtertiefe trockenfielen (s.o.). Auch Drews (1995) und Kieckbusch & Schrautzer (2001, Eidertal) (beide mit Piezometern) sowie Aue (1993) und Kalbitz et al. (1999) (Saugkerzen) beobachteten einen herbstlichen Nitratpeak. Der Nachweis von Nitrat zeigt, dass die Mineralisation in der ungesättigten Zone in den Sommermonaten die Nitrifikation einschließt.

Das im Sommer in der ungesättigten Zone gebildete Nitrat wird im Herbst bei starken Niederschlägen ausgewaschen und gelangt in die Piezometer. Die hohen Konzentrationen nehmen bei ansteigenden Wasserständen in den oberen Bodenschichten schnell wieder ab. Der Rückgang der Nitratkonzentration ist im Übergangsbereich zwischen ungesättigter und gesättigter Zone auf eine zeitlich und räumlich gekoppelte Nitrifikation und Denitrifikation zurückzuführen (Howard-Williams & Downes 1993, Hoffmann 1998). Dabei wird Nitrat, das in der ungesättigten Zone gebildet wird, in anaerobe, tiefere Bodenbereiche ausgewaschen, oder bei ansteigenden Wasserständen werden die aeroben Bereiche wieder anaerob. Auch Davidsson et al. (2002) machen eine gekoppelte Nitrifikation und Denitrifikation für hohe Denitrifikationsraten im entwässerten Mittelpolder (PWS) verantwortlich.

Einen ähnlichen Jahresgang wie Ammonium weist auch *Phosphat* auf. An den Standorten Westpolder (PWN) und Ostpolder (PO) wurden die höchsten Werte im Sommer und die niedrigsten im Winter gemessen. Auch Drews (1995) fand an einigen Standorten erhöhte Werte in der ersten Hälfte der Vegetationsperiode. Die erhöhten Werte im Frühjahr und Frühsommer sind bei sinkenden Wasserständen und ansteigenden Temperaturen auf eine mineralisationsbedingte P-Freisetzung zurückzuführen (vgl. Martin et al. 1997). Die Abnahme der Phosphatkonzentrationen in den folgenden Sommermonaten kann auf Pflanzenaufnahme zurückgeführt werden (Scheffer & Schachtschabel 1992). An genutzten Standorten ist der P-Entzug über die Ernte der bedeutendste Austragspfad (Gelbrecht & Koppisch (2001). Schrautzer (2001) analysierte verschiedene Untersuchungen zur

Phosphoraufnahme durch höhere Pflanzen und nennt für ungedüngte, ungenutzten Flutrasen/Grünland-Basalgesellschaften an Niedermoorstandorten in Schleswig-Holstein eine maximale P-Menge in der Biomasse zwischen 12 und 33 kg ha⁻¹ a⁻¹.

Eine etwas andere P-Dynamik liegt im Mittelpolder (PWS) vor, wo die höchsten Phosphatwerte im Winterhalbjahr festgestellt wurden. Im Winter 1999/2000 war die Fläche überstaut, so dass es unter anaeroben Bedingungen zu einer Mobilisierung von Phosphat aus dem Boden ins Bodenwasser gekommen sein kann (Kalbitz et al. 1999). Eine ausführliche Diskussion der Phosphatrücklösung unter anaeroben Bedingungen erfolgt bei der Diskussion der Phosphatdynamik auf den flach überstauten Niederflächen (Kap. 4.3.3).

Einfluß von Grundwasserdynamik, bodenkundlichen Standortsfaktoren und Nutzung auf die Nährstoffkonzentrationen im Bodenwasser

Von besonderer Bedeutung für die Höhe der Nährstoffkonzentration im Bodenwasser ist die Intensität der Mineralisationsprozesse. Als mikrobieller Prozess ist die Mineralisationsintensität von den abiotischen Faktoren Grundwasserstand, Sauerstoffgehalt/Redoxverhältnisse, Boden-pH-Wert, C/N-Verhältnis des Bodens und Nährstoffverfügbarkeit abhängig (Vinten & Smith 1993, Vymazal 2001). Ein Teil dieser Faktoren ist mit der Nutzungsgeschichte der einzelnen Flächen verknüpft.

Einen wesentlichen Einfluß auf die Stickstoffmineralisation hat die Grundwasserdynamik (Schrautzer 2001). Der Vergleich des *mittleren Grundwasserstandes* mit den Nährstoffkonzentrationen an den drei Standorten in der Pohnsdorfer Stauung zeigt, dass im wiedervernässten Westpolder (mittlerer Grundwasserstand 16±22 cm unter Flur) die niedrigsten mittleren Stickstoff und Phosphatwerte gemessen wurden, während im noch entwässerten Mittelpolder (mittlerer Grundwasserstand 33±27 cm unter Flur) die höchsten Werte vorlagen. Mit zunehmender Entwässerungstiefe steigt die N-Nettomineralisationsleistung und die Nitratgehalte im Boden an (Scheffer 1994). Nach Schrautzer (2001) sind bei einem mittleren Wasserstand von 16 cm unter Flur (Westpolder PWN) N-Nettomineralisationsraten von rund 100 kg N ha⁻¹ a⁻¹ und bei 33 cm unter Flur (Mittelpolder PWS) bereits von rund 200 kg N ha⁻¹ a⁻¹ zu erwarten, so dass der mittlere Grundwasserstand eine Erklärung für die unterschiedlichen Stickstoffkonzentrationen im Bodenwasser bietet. Nach Meißner et al. (1995) besteht ein Zusammenhang zwischen dem Grundwasserstand und dem Gehalt an mineralischem Stickstoff (N_{min}) in Torfen. Tiefe Grundwasserstände sind mit hohen N_{min}-Gehalten im Oberboden verbunden. Dies würde die hohen Ammonium- und Nitratgehalte am entwässerten Standort Mittelpolder (PWS) erklären.

Ein hydrologischer Wert, der Aussagen zum Ausmaß der Bodenverdichtung macht, ist der *Wechselfeuchteindex* nach Scholle & Schrautzer (1993). Die Wechselfeuchte ist für die Nährstoffkonzentration in der Bodenlösung von großer Bedeutung, da sich nach Scheffer & Schachtschabel (1992) und Vinten & Smith (1993) die Mineralisation erhöht, wenn auf

feuchte Phasen trockene Phasen folgen. Der Grund liegt nach Haynes (1986, in Vinten & Smith (1993)) darin, dass nach Trockenphasen neue, leicht abbaubare organische Substanzen für Mineralisationsprozesse zur Verfügung stehen. Diese bestehen zum Einen aus der Biomasse von Mikroorganismen, die während der Trockenphase abgestorben sind und zum Anderen aus organischem Material, das durch Schrumpfungsprozesse und Trockenrisse neu für den mikrobiellen Abbau zugänglich wird. Von den drei untersuchten Standorten weist allerdings nicht wie erwartet der Mittelpolder, sondern der Ostpolder den größten Wechselfeuchteindex auf.

Weiteren Einfluss auf die Nährstoffkonzentration im Bodenwasser der drei Untersuchungsstandorte in der Pohnsdorfer Stauung haben die Vornutzung (vgl. Kalbitz et al. 1999) und bodenkundliche Standortfaktoren (Tab. 5). Die höchsten Nährstoffkonzentrationen im Bodenwasser wurden im Mittelpolder festgestellt. Dieser Bereich gehört zu den Teilen der Stauung, die bereits seit mindestens Ende des 19. Jahrhunderts entwässert und landwirtschaftlich genutzt wurden. Erst seit Anfang der 1990er Jahre findet eine extensive Bewirtschaftung statt. Die jahrzehntelange landwirtschaftliche Nutzung im Mittelpolder spiegelt sich in den höchsten extrahierbaren Nährstoffgehalten (vgl. Tab. 5) im Oberboden. Die erhöhte Nährstoffverfügbarkeit ist auf die jahrzehntelange Düngung der Flächen sowie eine Nährstofffreisetzung infolge von Torfmineralisation zurückzuführen (vgl. Succow & Joosten 2001). Die erhöhten Werte an pflanzenverfügbarem Ammonium und Nitrat sind bestimmend für die sehr hohen Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen im Bodenwasser an diesem Standort (vgl. Kalbitz et al. 1999). Ein Vergleich mit dem Ostpolder zeigt, dass im Sommer 1999 an beiden Standorten Grundwasserstände um 70 cm unter Flur gemessen wurden, dass aber nur im Mittelpolder bei wiederansteigenden Wasserständen stark erhöhte Nitratkonzentrationen um $40 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$ festgestellt wurden, während im Ostpolder die Werte mit 4 bis 6 mg/l deutlich niedriger lagen.

Verantwortlich für die Konzentrationsunterschiede zwischen dem Ostpolder und dem Mittelpolder könnte sein, dass am Untersuchungsstandort im Ostpolder von den drei Untersuchungsflächen die nährstoffärmsten, am schwächsten zersetzten und sauersten Torfe vorliegen. Am Untersuchungsstandort Ostpolder (PO) wurden pH-Werte zwischen 3,9 und 5,6 gemessen. Da nach Scheffer & Schachtschabel (1992) die N-Mineralisation bei pH-Werten von unter 5, nach Kemmers & Jansen (1985, in Koerselman & Verhoeven (1995)) bereits bei Werten unter pH 6 stark abnimmt, sind die niedrigen pH-Werte eine Erklärung für die vergleichsweise niedrigen Stickstoffkonzentrationen im Bodenwasser trotz der großen Entwässerungstiefe.

Der Standort PWN im Westpolder nimmt hinsichtlich der bodenkundlichen Standortparameter und der Nutzung eine Mittelstellung zwischen den beiden anderen Untersuchungsflächen ein. Hier dürfte vor allem die ausgeglichene Grundwasserdynamik

infolge der Wiedervernässung für die im Vergleich zu den beiden ersten Standorten insgesamt geringen Nährstoffkonzentrationen im Bodenwasser entscheidend sein (s.o.).

Auswaschungspotenzial von Nitrat in der Pohnsdorfer Stauung

Die Untersuchungen der Nährstoffkonzentration im Bodenwasser wurden unter anderem durchgeführt, um die möglichen Nährstoffausträge in angrenzende Oberflächengewässer aus einzelnen Flächen beurteilen zu können. Hohe Nährstoffkonzentrationen im Bodenwasser müssen nicht mit hohen Nährstoffausträgen verbunden sein, da die Nährstoffe erst über einen Transportpfad aus dem Boden ins Grund- oder Oberflächenwasser gelangen müssen. Am stärksten von Auswaschungen betroffen ist Nitrat, das kaum an der Bodenmatrix gebunden wird und daher in der Bodenlösung ein mobiler Nährstoff ist (Scheffer & Schachtschabel 1992). In entwässerten Niedermooren kann der mineralisationsbedingte Nitrataustrag bis zu mehrere $100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ erreichen (Behrendt et al. 1996, Kratz & Pfadenhauer 2001). Der Nitrataustrag kann mit dem Sickerwasser ins Grundwasser, oder über Dränagen und Gräben sowie mit dem Überflutungswasser ins Oberflächenwasser erfolgen.

Ein besonders hohes Auswaschungsrisiko für Nitrat mit dem Sickerwasser ins Grundwasser besteht in flachgründigen, nicht mudeunterlagerten Niedermoorstandorten über Sanden, wie zum Beispiel im Drömling (Sachsen-Anhalt) (Kalbitz et al. 1999, 2002). In der Pohnsdorfer Stauung sind dagegen alle drei Standorte von mächtigen Muddeschichten unterlagert, so dass eine Austrag von Nitrat ins tiefe Grundwasser ausgeschlossen ist. Mit dem Sickerwasser verlagertes Nitrat gelangt an allen drei Standorten spätestens in 70 cm Bodentiefe in anaerobe Bereiche, wo es denitrifiziert wird. Ein Nitrataustrag mit Dränwasser ist ebenfalls nicht möglich, da das Dränsystem im Gebiet funktionslos ist.

Ein möglicher Austragspfad für Nitrat in der Pohnsdorfer Stauung sind Entwässerungsgräben. Von den drei Untersuchungsflächen befindet sich nur der Standort Mittelpolder (PWS) in der Nähe eines Entwässerungsgrabens. Die Beprobung dieses Grabens von Mai 1999 bis Dezember 2001 erbrachte nach starken Niederschlägen zu Beginn des Winters Nitratkonzentrationen von maximal $2,5$ und $10 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$ im Dezember 1999 und 2000 (Abb. 37). In den Sommermonaten lagen die Nitratkonzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze.

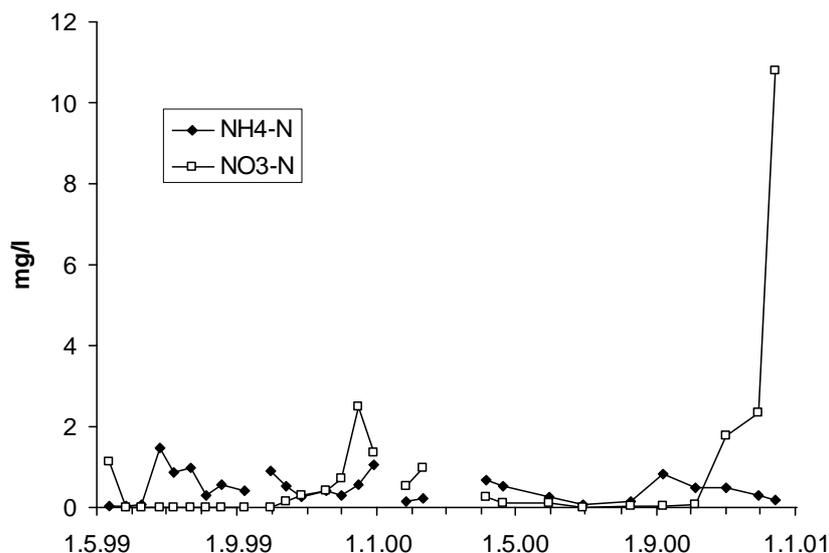


Abb. 37: Nitrat- und Ammoniumdynamik im Entwässerungsgraben im Mittelpolder von Mai 1999 bis Dezember 2000.

Die Frage, wie das Nitrat in den Graben gelangt ist, läßt sich nicht eindeutig klären. Zeitgleich mit den Nitratpeaks im Graben wurden jedoch am Standort Mittelpolder sehr hohe Nitratkonzentrationen in der oberflächennahen Bodenlösung festgestellt (vgl. Abb. 30). Neben dem Transport mit dem Sickerwasser ist auch ein oberflächlicher Austrag möglich (vgl. Ruville-Jackelen 1996). Im Dezember 1999 führten die hohen Niederschläge zu einer zeitweisen Überflutung des Mittelpolders (vgl. Abb. 30d), so dass Nitrat zu diesem Zeitpunkt auch mit dem Überflutungswasser aus den oberen Bodenschichten ausgetragen worden sein kann.

Vergleich mit anderen Standorten

In Schleswig-Holstein sind in den vergangenen Jahren die Nährstoffkonzentrationen im Bodenwasser an mehreren Niedermoorstandorten untersucht worden, die im Folgenden mit den Ergebnissen aus der Pohnsdorfer Stauung verglichen werden. Berücksichtigt werden nur Infiltrationsstandorte. Als Methoden wurden Saugkerzen- und Piezometeruntersuchungen ausgewählt. Die Konzentrationsangaben beziehen sich immer auf eine Tiefe bis maximal 100 cm.

Ein Vergleich mit Untersuchungen in anderen schleswig-holsteinischen Niedermooren zeigt, dass auf schwach bis mäßig entwässerten Grünlandstandorten (mittlerer Grundwasserstand bis ca. 30 cm unter Flur) bei extensiver Nutzung in 0-100 cm Tiefe mehrfach *Ammonium*werte bis $2,5 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$ gemessen wurden (Hohner See (Rixen 1997), Lehmkuhlener Stauung (Drews 1995) und Lanker See (Stürmann 1998)). Dies gilt sowohl für basenreiche als auch für saure Torfe (Tab. 7).

Auffallend sind die drei Messpunkte im Eidertal, wo in 70 cm Tiefe deutlich höhere Maximalwerte (Grevenkrug bis 7 mg l⁻¹, Schmalstede bis 10 mg l⁻¹, Molfsee bis 11 mg l⁻¹ NH₄-N) festgestellt wurden (Kieckbusch & Schrautzer 2001). Der Standort Schmalstede wurde zur Zeit der Untersuchung vergleichsweise intensiv als Mähweide genutzt und wies mit einem mittleren Grundwasserstand von 34 cm unter Flur den niedrigsten mittleren Grundwasserstand aller Grünlandstandorte auf. Vergleichbar mit dem Standort Mittelpolder (PWS) in der Pohnsdorfer Stauung (mittlerer Grundwasserstand 33 cm u. Flur) hat hier die landwirtschaftliche Nutzung durch Düngung und Mineralisation zu hohen Ammoniumgehalten in den oberen Torfbereichen geführt. Auffallend sind die zeitweise hohen Ammoniumkonzentrationen im Eidertal an den brachgefallenen Standorten Molfsee und Grevenkrug. Diese Flächen wurden noch bis Anfang der 1990er Jahre landwirtschaftlich genutzt, so dass die hohen Konzentrationen auf die Vornutzung zurückzuführen sind. Außerdem liegen beide Flächen im Überflutungsbereich der Eider, so dass durch Sedimenteintrag besonders nährstoffreiche Torfe vorliegen (Kieckbusch & Schrautzer 2001).

Tab. 7: Vergleich der Ammoniumkonzentration im Bodenwasser von Niedermoortorfen verschiedener Standorte in Schleswig-Holstein (Infiltrationsstandorte, Konzentration in 0-100 cm Bodentiefe). Nutzung: ex=extensiv, int=intensiv, Wi=Wiesennutzung, Wei=Weide. Quelle: P=Piezometer-, S=Saugkerzenuntersuchung.

	Ammoniumkonz. mg l ⁻¹	mittlerer Wasserstand unter Flur	Trophie/Acidität	Nutzung	Quelle
Hohner See	0,05-0,7	auf Flurniveau	mesotroph, sauer	ex Wi	Rixen (1997), P
Hohner See	2,3-2,5	24 cm	mesotroph, sauer	ex Wi	Rixen (1997), P
Pohnsdorf PWN	0,05-3	16 cm	eutroph, neutral	ex Wi	diese Arbeit
Pohnsdorf PO	0,05-3,3	26 cm	eutroph, leicht sauer	ex Wi	diese Arbeit
Pohnsdorf PWS	0,05-11	33 cm	eutroph, neutral	ex Wi	diese Arbeit
Eidertal, Grevenkrug	0,05-7	29 cm	eutroph, neutral	Brache	Kieckbusch (2001), P
Eidertal, Schmalstede	0,05-10	34 cm	eutroph, neutral	Int. Wi/Wei	Kieckbusch (2001), P
Eidertal, Molfsee	0,05-11	8 cm	eutroph, neutral	Brache	Kieckbusch (2001), P
Lanker See	0,05-1,54	20-30 cm	meso-eutroph, basisch	ex Wi/Wei	Stürmann (1998), P
Lehmkuhlener Stauung	0,1-2,2	?	meso-eutroph, basisch	ex Wi	Drews (1995), P
Lanker See	0,05-5,9	41-51 cm	meso-eutroph, basisch	Erle	Stürmann (1998), P
Belau	0,05-2,2	28 cm	eutroph, leicht sauer	Erle	Aue (1993), S

Bei allen Untersuchungen lagen die höchsten Ammoniumwerte in den jeweils tiefsten Röhren vor. Von den Autoren wurden teilweise Bodenbereiche von mehreren Meter Tiefe beprobt, wobei sich der Trend zu höheren Ammoniumkonzentrationen in der Tiefe noch verstärkte (z.B. Rixen 1997).

Zum Vergleich mit den Grünlandstandorten wurden die Ergebnisse aus zwei Erlenwäldern in die Tab. 7 aufgenommen (Aue 1993, Stürmann 1998). Im vergleichsweise schwach entwässerten Erlenbruch am Belauer See liegen die Ammoniumkonzentrationen mit maximal $2,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$ auf ähnlichem Niveau wie an den Grünlandstandorten gleicher Entwässerungstiefe. Im tiefer entwässerten Erlenwald am Lanker See wurden dagegen mit maximal $5,9 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$ deutlich höhere Werte gemessen. In Erlenwäldern kann es zu einem zusätzlichen Stickstoffeintrag durch die N-Fixierung der mit den Erlen in Symbiose lebenden *Frankia*-Bakterien kommen (Scheffer & Schachtschabel 1992). Dittert (1992) untersuchte den hier zitierten Erlenwald am Belauer See und berechnete den Stickstoffeintrag auf bis zu $85 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Allerdings fand Dittert in der Nähe der hier betrachteten Saugkerzen keine Knöllchen, so dass die Stickstoffkonzentrationen in der Bodenlösung nicht in einem unmittelbaren Zusammenhang zur N-Fixierung zu sehen sind (Aue 1993).

Die *Nitrat*konzentrationen im Bodenwasser der Pohnsdorfer Stauung wiesen in Abhängigkeit von der Entwässerungstiefe sehr unterschiedliche Maximalwerte auf, wobei die hohen Werte immer in den oberflächennahen Piezometern (10 und 20 cm Tiefe) festgestellt wurden, während in 70 cm Tiefe kaum Nitrat nachweisbar war.

Auch in anderen Untersuchungen aus Schleswig-Holstein ist die Höhe der maximalen Nitratkonzentration von der Entwässerung des Standortes abhängig (Tab. 8). In den kaum entwässerten und sauren Torfen am Hohner See lag Nitrat auch in den oberen Bodenbereichen unterhalb der Nachweisgrenze (Rixen 1997), und auch in der Lehmkuhlener Stauung wurden nur niedrige Werte gemessen (Drews 1995). Die flurnahen Grundwasserstände, und am Hohner See zusätzlich die niedrigen pH Werte, schränken an diesen Standorten die Nitrifikation ein und begünstigen die Denitrifikation (s.o.). An den stärker entwässerten Standorten im Eidertal wurden maximal zwischen $3,5$ und $7,5 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$ festgestellt (Kieckbusch & Schrautzer 2001), die sich ähnlich begründen lassen wie die hohen Ammoniumwerte an diesen Standorten (s.o.). Dagegen traten auf der mit dem Standort Mittelpolder (PWS) vergleichbar intensiv genutzten Fläche bei Schmalstede keine stark erhöhten Nitratkonzentrationen auf.

Tab. 8: Vergleich der Nitratkonzentration im Bodenwasser von Niedermoortorfen verschiedener Standorte in Schleswig-Holstein (Infiltrationsstandorte, Konzentration in 0-100 cm Bodentiefe). Nutzung: ex=extensiv, int=intensiv, Wi=Wiesennutzung, Wei=Weide. Quelle: P=Piezometer-, S=Saugkerzenuntersuchung.

	Nitratkonzentration mg l ⁻¹	mittlerer Wasserstand unter Flur	Trophie/Acidität	Nutzung	Quelle
Hohner See	<0,1	auf Flurniveau	mesotroph, sauer	ex Wi	Rixen (1997), P
Hohner See	<0,1	24 cm	mesotroph, sauer	ex Wi	Rixen (1997), P
Pohnsdorf PWN	<0,05-2,5	16 cm	eutroph, neutral	ex Wi	diese Arbeit
Pohnsdorf PO	<0,05-6	26 cm	eutroph, leicht sauer	ex Wi	diese Arbeit
Pohnsdorf PWS	<0,05-70	33 cm	eutroph, neutral	ex Wi	diese Arbeit
Eidertal, Grevenkrug	<0,05-3,5	29 cm	eutroph, neutral	Brache	Kieckbusch (2001), P
Eidertal, Schmalstede	<0,05-4,7	34 cm	eutroph, neutral	Int. Wi/Wei	Kieckbusch (2001), P
Eidertal, Molfsee	<0,05-7,5	8 cm	eutroph, neutral	Brache	Kieckbusch (2001), P
Lanker See	<0,1-4	20-30 cm	meso-eutroph, basisch	ex Wi/Wei	Stürmann (1998), P
Lehmkuhlener Stauung	<0,05- 0,45	?	meso-eutroph, basisch	ex Wi	Drews (1995), P
Lanker See	<0,05-6	41-51 cm	meso-eutroph, basisch	Erle	Stürmann (1998), P
Belau	0,05-2,2	28 cm	eutroph, leicht sauer	Erle	Aue (1993), S

Phosphat erreicht an den drei Untersuchungsstandorten in der Pohnsdorfer Stauung mit maximal 0,65 bis 1,3 mg l⁻¹ PO₄-P vergleichsweise hohe Werte im Bodenwasser. Ähnlich hohe Maximalkonzentrationen wurden in der Lehmkuhlener Stauung von Drews (1995) beobachtet (Tab. 9). Im Eidertal wurden noch höhere Werte gemessen, wobei insbesondere der sehr hohe Wert in Molfsee auffallen (Kieckbusch & Schrautzer 2001). An diesem regelmäßig flach überfluteten Standort wird organisches Material sedimentiert, so dass es in den oberen Bodenbereichen im Frühling, bei noch leichter Überstauung und hohen Temperaturen, unter reduzierenden Bedingungen zu einer starken Phosphatfreisetzung im Bodenwasser kommt (vgl. Westpolder Kap. 4.3.3).

Nur geringe Phosphatkonzentrationen wurden zum Einen im Kalkniedermoor am Lanker See festgestellt (Stürmann 1998), wo Phosphat an Calcium gebunden ist (vgl. Scheffer &

Schachtschabel 1992) sowie in den sauren, fast ganzjährig vernässten Torfen am Hohner See (Rixen 1997).

Tab. 9: Vergleich der Phosphatkonzentration im Bodenwasser von Niedermoor torfen verschiedener Standorte in Schleswig-Holstein (Infiltrationsstandorte, Konzentration in 0-100 cm Bodentiefe). Nutzung: ex=extensiv, int=intensiv, Wi=Wiesennutzung, Wei=Weide. Quelle: P=Piezometer-, S=Saugkerzenuntersuchung.

	Phosphatkonzentration mg l ⁻¹	Wasserstand mittlerer unter Flur	Trophie/Acidität	Nutzung	Quelle
Hohner See	<0,01-0,15	auf Flurniveau	mesotroph, sauer	ex Wi	Rixen (1997), P
Hohner See	<0,01-0,25	24 cm	mesotroph, sauer	ex Wi	Rixen (1997), P
Pohnsdorf PWN	<0,01-0,65	16 cm	eutroph, neutral	ex Wi	diese Arbeit
Pohnsdorf PO	<0,01-1,1	26 cm	eutroph leicht sauer	ex Wi	diese Arbeit
Pohnsdorf PWS	<0,01-1,3	33 cm	eutroph, neutral	ex Wi	diese Arbeit
Eidertal, Grevenkrug	<0,01-2,2	29 cm	eutroph, neutral	Brache	Kieckbusch (2001), P
Eidert., Schmalstede	<0,01-2,5	34 cm	eutroph, neutral	I, Wi/Wei	Kieckbusch (2001), P
Eidertal, Molfsee	<0,01-25	8 cm	eutroph, neutral	Brache	Kieckbusch (2001), P
Lanker See	<0,01-0,1	20-30 cm	meso-eutroph, basisch	Ex Wi/Wei	Stürmann (1998), P
Lehmkuhlener Stauung	<0,01-1,2	?	meso-eutroph, basisch	Ex Wi	Drews (1995), P
Lanker See	<0,01-0,17	41-51 cm	meso-eutroph, basisch	Erle	Stürmann (1998), P
Belau	<0,01-1,34	28 cm	eutroph, neutral	Erle	Aue (1993), S

4.3 Nährstoffökologie der flach überstauten Niedermoorflächen

In den folgenden Kapiteln wird die Nährstoffdynamik im Oberflächenwasser des Westpolders und der Ostpolders vorgestellt. Die beiden Polder unterscheiden sich vor allem dadurch, dass der Westpolder seine Wasser- und Stoffzufuhr überwiegend mit dem Regenwasser sowie über einen periodisch fließenden Waldbach erhält, während der Ostpolder die meiste Zeit des Jahres von der Neuwührener Au durchflossen wird (Abb. 38).

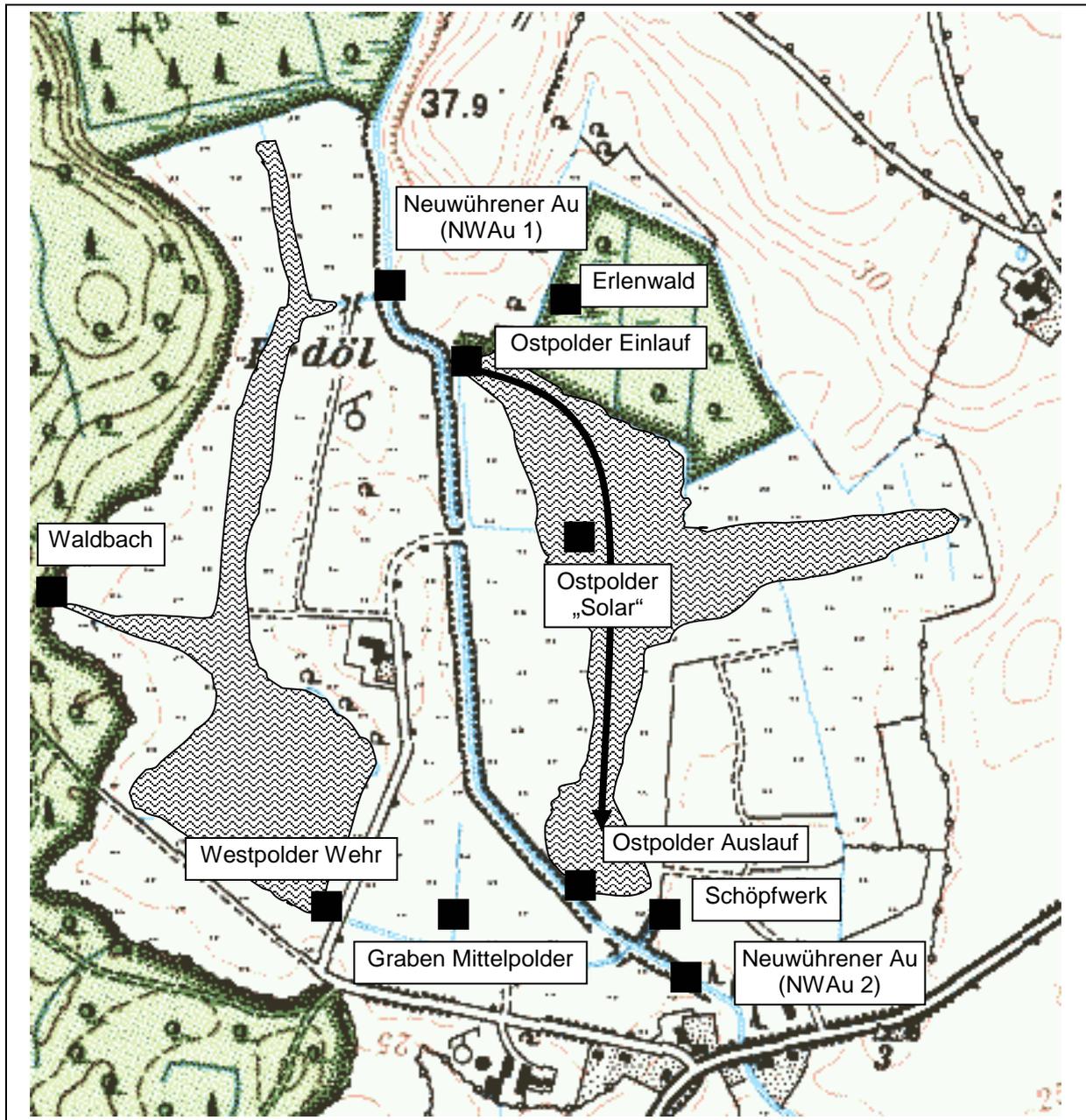


Abb. 38: Standorte der Oberflächenwasserprobenahme im Westpolder, Ostpolder und in der Neuwührener Au. Der Pfeil deutet den Durchfluss des Ostpolders an.

4.3.1 Westpolder (Flachwassersee)

Stickstoffdynamik

Die *Nitratkonzentration* im Oberflächenwasser des Westpolders (alle Westpolderdaten vom Standort „Westpolder Wehr“, siehe Abb. 38) lag die meiste Zeit des Jahres unterhalb der Nachweisgrenze von $0,05 \text{ mg l}^{-1}$ (Abb. 39). Nur in den Wintermonaten wurden Werte von maximal 1,7 (Dezember 1999), 0,7 (Februar 2001) und $2,6 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$ (Januar 2002) gemessen.

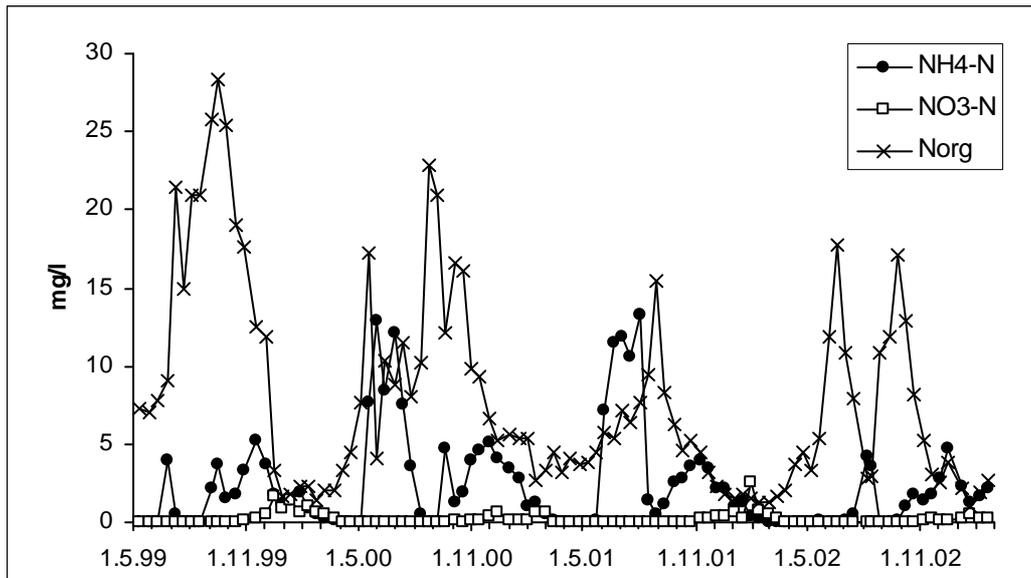


Abb. 39: Dynamik der Ammonium-N und Nitrat-N-Konzentration sowie der Konzentration des organisch gebundenen Stickstoffs im Oberflächenwasser des Westpolders von 1999 bis 2002.

In höheren Konzentrationen trat *Ammonium* auf, das in allen vier Untersuchungs Jahren wiederkehrende Jahreszyklen aufweist. Im Frühjahr (März-Anfang Mai) lagen in allen Jahren niedrige Konzentrationen von $<0,03 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$ vor. Nach den ersten warmen Tagen im Mai und Juni bildete sich ein Frühjahrspeak, der insbesondere im Mai 2000 (max. $12,9 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$) und im Juni 2001 (max. $13,3 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$) sehr hohe Konzentrationswerte erreichte, während er 1999 nur bei $3,9 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$ lag und 2002 ausblieb. Nach kurzzeitig niedrigen Werten im Hochsommer (August-September) gab es im Herbst und zu Beginn des Winters in allen vier Untersuchungs Jahren erneut höhere Konzentrationen von 2 bis $5 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$ (1999: max. $5,2 \text{ mg l}^{-1}$, 2000: max. $5,1 \text{ mg l}^{-1}$, 2001: max. $3,9 \text{ mg l}^{-1}$, 2002: max. $4,7 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$). Die erhöhten Herbst/Winterwerte nahmen im Verlauf des Winters langsam ab, bis im März/ April wieder niedrige Werte von $<0,03 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$ gemessen wurden.

Die höchsten Stickstoff-Konzentrationen wurden im Überflutungswasser vom *organisch gebundenen Stickstoff* (TON) erreicht. In den Sommermonaten lagen die Spitzenwerte bei 28 (1999), 24 (2000), 15 (2001) und 18 mg l^{-1} (2002). Auffallend sind die im Vergleich zu den anderen Untersuchungs Jahren geringen TON-Konzentrationen im Sommer 2001. In den

Wintermonaten sanken die Werte ab. In den niederschlagsreicheren Wintern 1999/2000 und 2001/02 mit starkem Wasserdurchsatz im Westpolder lagen die Konzentrationen bei 2 mg l^{-1} , während im niederschlagsarmen Winter 2000/01 mit geringem Zu- und Abfluss zum Westpolder die Werte mit 5 mg l^{-1} vergleichsweise hoch blieben.

Zur genaueren Analyse der unterschiedlichen organisch gebundenen Stickstofffraktionen erfolgte eine Aufspaltung des TON in einen gelösten (DON) und einen partikulären Anteil (PON). In den letzten vier Jahren weist die DON-Konzentration einen vergleichsweise gleichmäßigen Jahresgang auf, wobei die Maximalwerte von 1999 (max. 8 mg l^{-1}) bis 2002 (max. 4 mg l^{-1}) zurückgingen (Abb. 40). Stärkere Schwankungen, auch während der Sommermonate, sind dagegen beim PON zu beobachten. Die Höchstwerte lagen bei maximal 15 bis 20 mg l^{-1} im Spätsommer 1999, 2000 und 2002.

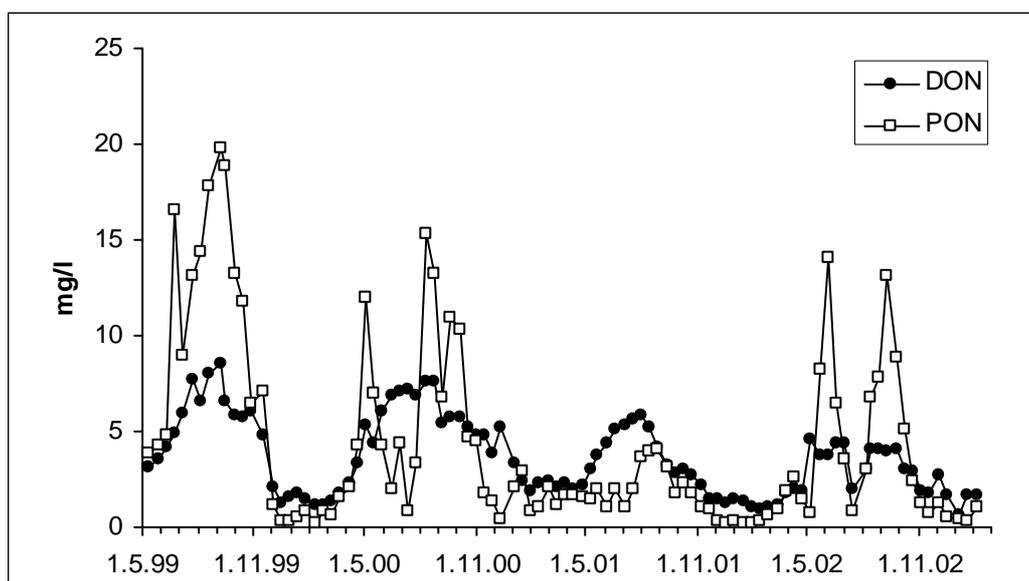


Abb. 40: Dynamik des gelösten (DON) und des partikulären organisch gebundenen Stickstoffs (PON) im Überflutungswasser des Westpolders von 1999 bis 2002.

Phosphordynamik

Auch die Konzentration von *Phosphat-P* zeigt in den vier Untersuchungsjahren einen deutlichen Jahresgang mit ansteigenden Werten in den Sommermonaten und niedrigen im Frühjahr (Abb. 41). Auffällig sind die jahresweise unterschiedlichen Konzentrationswerte von $\text{PO}_4\text{-P}$ im Herbst und Winter. Während 1999 ab dem Herbst niedrige Konzentrationen vorlagen, gab es 2000/2001 einen Winterpeak, und 2001/2002 blieben die Werte nach dem Sommerpeak auf hohem Niveau und fielen erst zum Frühjahr hin wieder ab. 2002 sanken die Werte nach dem Sommerpeak hingegen rasch wieder ab.

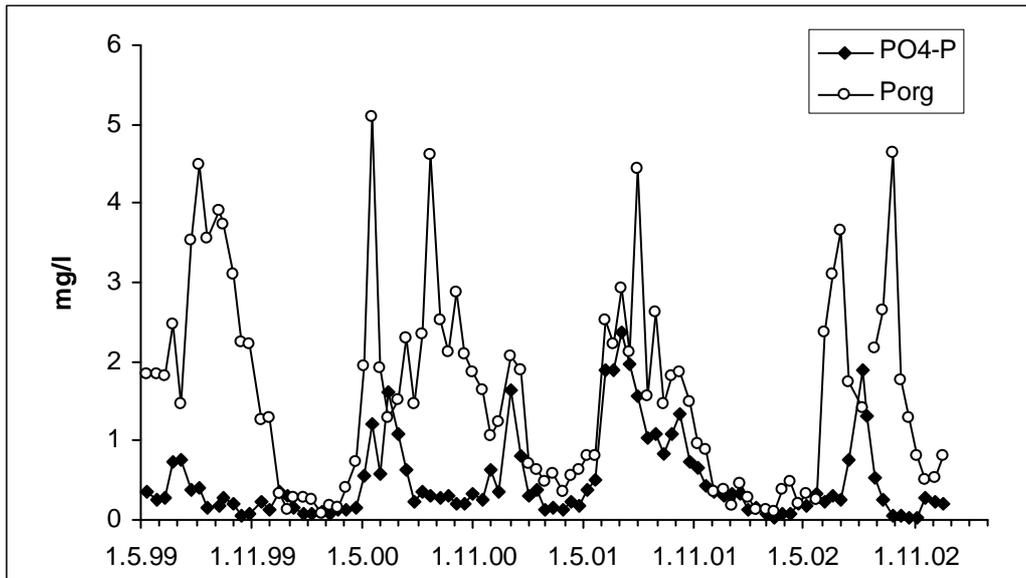


Abb. 41: Konzentrationsdynamik von Phosphat-P und vom organisch gebundenen Phosphor (PP+DOP) im Überflutungswasser des Westpolders von 1999 bis 2002.

Wie beim Stickstoff spielt auch beim Phosphor die überwiegend organisch gebundene Fraktion (PP+DOP) eine bedeutende Rolle. Parallel zum TON traten Peaks in den Früh- und Hochsommermonaten auf, die in allen Untersuchungsjahren die Größenordnung von 4-5 mg l⁻¹ erreichten.

Das Verhältnis von Phosphat-P und organisch gebundenen P wies in den einzelnen Untersuchungsjahren Unterschiede auf. Während 1999 und 2000 der organisch gebundene Anteil deutlich höhere Werte als der Phosphat-P erreichte, lagen 2001 die Konzentrationen auch in den Sommer- und Herbstmonaten dicht beieinander.

4.3.2 Ostpolder (zeitweise durchströmter Flachwassersee)

Stickstoffdynamik

Nitrat wurde am Auslauf des Ostpolders in den Wintermonaten mit bis zu 4,4 mg l⁻¹ NO₃-N festgestellt (Abb. 42). Anfang April lag der Wert erstmals unterhalb der Nachweisgrenze und blieb auch den ganzen Sommer und Herbst über darunter. Ab Ende Oktober stiegen die Nitratkonzentrationen wieder an und erreichten Ende November maximal 4 mg l⁻¹.

Die *Ammonium*konzentration lag von Dezember 2001 bis Anfang Juli 2002 unter 0,3 mg l⁻¹ NH₄-N. Erst im Juli und August stiegen die Werte an und erreichten maximal 2,7 mg l⁻¹ Ende August. Im Herbst sanken sie wieder unter 0,5 mg l⁻¹ NH₄-N ab.

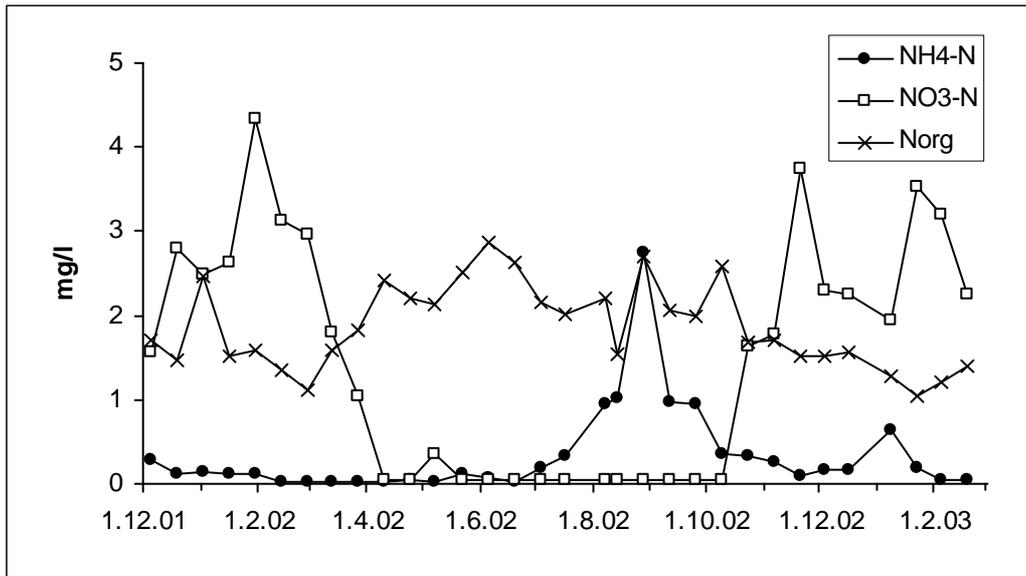


Abb. 42: Dynamik der Stickstoffkonzentrationen im Ostpolder (Messstelle Auslauf)

Der *organisch gebundene Stickstoff* (TON) schwankt zwischen 1 und 3 mg l⁻¹. Auffallend ist das weitgehende Fehlen von saisonalen Zyklen. Die Auftrennung des TON in gelösten (DON) und partikulären organisch gebundenen Stickstoff (PON) zeigt, dass die Konzentration des DON ganzjährig deutlich über der des PON liegt (Abb. 43).

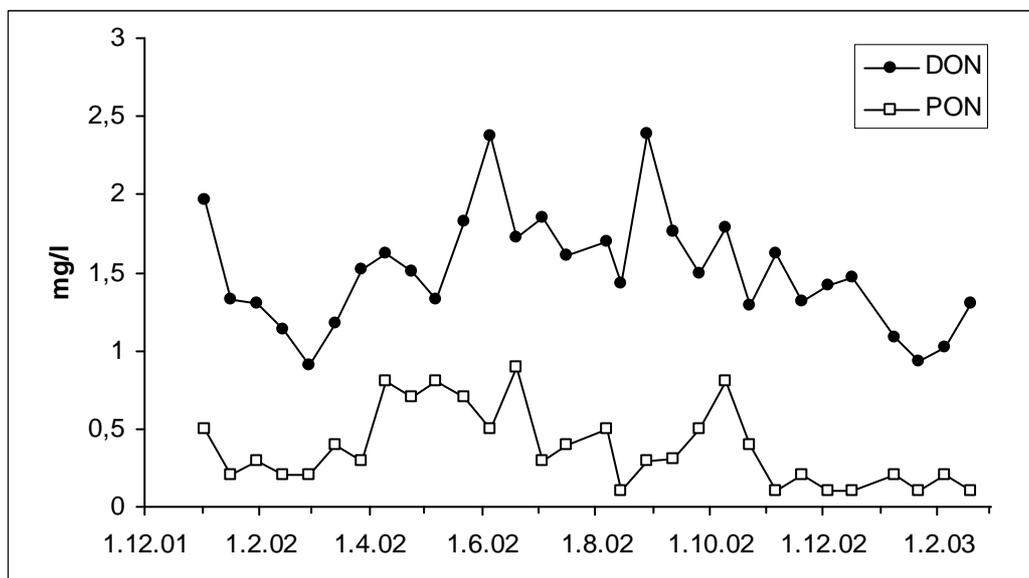


Abb. 43: Dynamik der DON- und der PON-Konzentrationen im Ostpolder (Messstelle Auslauf)

An den anderen beiden sporadisch beprobten Messstellen im Ostpolder wurden ähnliche Konzentrationsverläufe beobachtet.

Phosphordynamik

Den Winter über blieben die Phosphat-P-Konzentrationen und die Werte des organisch gebundenen Phosphors (PP+DOP) mit $0,1 \text{ mg l}^{-1}$ niedrig (Abb. 44). Ein erster leichter Anstieg von P_{org} erfolgte im April, gefolgt von erhöhten $\text{PO}_4\text{-P}$ -Werten. Die höchsten P_{org} -Werte wurden im Juni und September gemessen. Bei warmer Witterung und starken Niederschlägen stiegen im Juli und August die $\text{PO}_4\text{-P}$ -Werte bis auf $1,6 \text{ mg l}^{-1}$ Ende August an, sanken aber bereits im September wieder deutlich ab und lagen Ende September wieder auf Höhe der Frühjahrswerte ($0,1 \text{ mg l}^{-1} \text{PO}_4\text{-P}$).

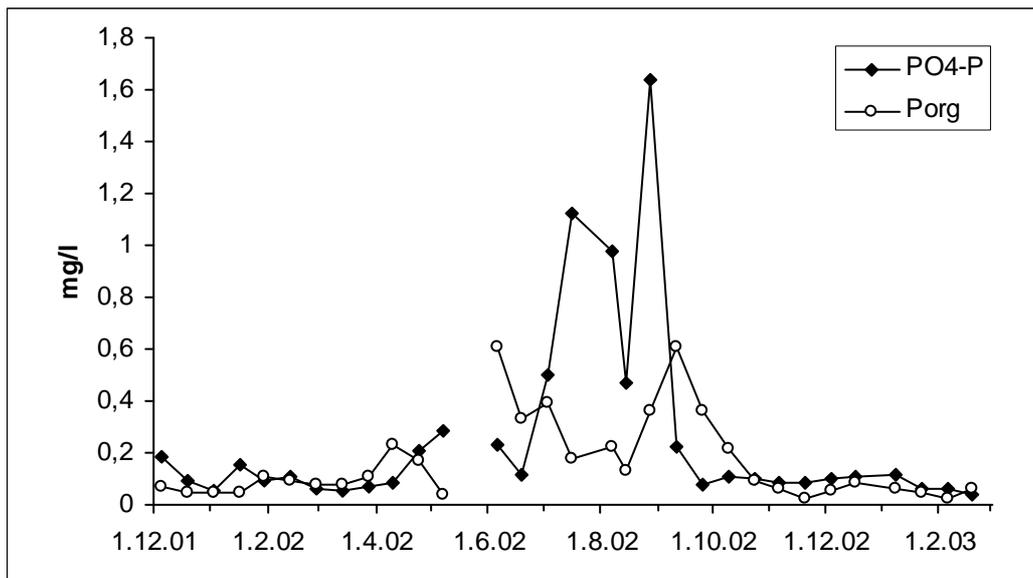


Abb. 44: Dynamik der Phosphat- und der P_{org} -Konzentrationen im Ostpolder (Messstelle Auslauf).

Der organisch gebundene Phosphor setzt sich nach Messergebnissen aus dem Jahr 2002 überwiegend aus partikulärem (PP) und nur zu einem geringen Anteil aus gelöstem Phosphor (DOP) zusammen.

4.3.3 Diskussion der Nährstoffdynamik in den überstauten Niedermoorflächen

Die saisonale Nährstoffdynamik in Flachwasserseen unterscheidet sich von der in tiefen, geschichteten Seen. In tiefen Seen gehen Nährstoffe für die Biomasseproduktion im Sommer dadurch verloren, dass organische Partikel aus dem Epilimnion durch die Sprungschicht ins Hypolimnion absinken. Am Grund von Seen durch Mineralisation regenerierte Nährstoffe stehen den Organismen nahe der Wasseroberfläche erst wieder nach der nächsten herbstlichen Vollzirkulation zur Verfügung. In ungeschichteten Flachwasserseen stehen hingegen das Sediment und der darüberliegende Wasserkörper ganzjährig in einem ständigen, schnell ablaufenden Stoffaustausch. Durch die rasche Erwärmung der gesamten Wassersäule liegen im Vergleich zu geschichteten Seen auch an der Sedimentoberfläche hohe Temperaturen vor, die zu einem erhöhten mikrobiellen Stoffumsatz und infolgedessen zu einer erhöhten Stoffabgabe an das Oberflächenwasser führen (Scheffer 1998).

4.3.3.1 Diskussion Nährstoffdynamik im Westpolder

Der Westpolder ist der am längsten und intensivsten landwirtschaftlich genutzte Niedermoorbereich der Pohnsdorfer Stauung (mindestens seit Mitte des 19. Jahrhunderts, siehe Kap. 3.2). Die Wiedervernässung erfolgte erst 1996/97 durch den Anstau des Hauptentwässerungsgrabens, wodurch ein stagnierender Flachwassersee (große Bereiche weniger als 0,5 Meter tief) mit einem stark von der aktuellen Niederschlagsmenge abhängigen Wasserstand entstanden ist (vgl. Kap. 3.3).

Ammoniumdynamik

Im Westpolder wurden mit bis zu $13 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$ im Vergleich zu anderen Oberflächengewässern extrem hohe Ammoniumkonzentrationen erreicht. Da ein Ammoniumeintrag etwa über Fäkalien oder Gülle aus dem Einzugsgebiet ausgeschlossen ist (vgl. Kap. 4.4.1), sind die hohen Ammoniumkonzentrationen auf gewässerinterne Umsetzungsprozesse zurückzuführen.

Die Ammonifikation findet in Flachwasserseen unter oxischen Bedingungen im Wasserkörper und vor allem an der Sedimentoberfläche statt. Im anoxischen Sedimentkörper nutzen fakultative oder obligate Anaerobier in Abhängigkeit vom Redoxpotenzial andere Elektronenakzeptoren an Stelle von Sauerstoff bei der Oxidation der organischen Substanz (Nitrat, Mangan, Eisen(III), Sulfat, Kohlendioxid) (vgl. Kap. 1.1.1).

In Flachwasserseen über Niedermoortorfen ist organische Substanz einerseits im Torfsediment vorhanden. Andererseits wird am Ende der Vegetationsperiode oder einer Algenblüte organische Substanz in Form von abgestorbenen Gefäßpflanzen und Algen am Gewässergrund sedimentiert. Während die organische Substanz im Torfkörper aufgrund eines weiten C/N-Verhältnisses und der Bildung von Huminstoffen nur langsam abgebaut wird, werden Gefäßpflanzen und insbesondere Algen bei günstigen mikrobiellen Bedingungen rasch mineralisiert (Scheffer & Schachtschabel 1992, Heathwaite 1993). Unter oxischen Bedingungen wird das bei der Ammonifikation entstehende Ammonium durch die obligat aeroben Mikroorganismen *Nitrosomonas* und *Nitrobacter* über Nitrit zu Nitrat nitrifiziert, so dass die Ammoniumkonzentrationen in gut sauerstoffversorgten Gewässern und Böden gering bleiben.

Das beim Abbau der organischen Substanz gebildete Ammonium kann sich anreichern, wenn es unter anoxischen Bedingungen oder bei niedrigen Temperaturen nicht durch Mikroorganismen oxidiert wird. Dies ist in Flachwasserseen und anderen überfluteten Feuchtgebieten vor allem im anoxischen Sediment der Fall, wo hohe Ammoniumkonzentrationen (bis $14 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$) im Porenwasser gemessen wurden (Lijklema 1994, Reddy et al. 1991 in Reddy & D'Angelo 1994, Dohkil et al. 2001). In der

Pohnsdorfer Stauung wurden bei Piezometeruntersuchungen im Westpolder Ammoniumkonzentrationen von bis zu $3 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$ im anoxischen Bodenwasser festgestellt (vgl. Kap. 4.2.2). Im Sediment wird Ammonium an Bodenteilchen, etwa an Huminstoffe, adsorbiert oder liegt gelöst in der Bodenlösung vor.

Nach Reddy & D'Angelo (1994) kommt es zu einem Übertritt von Ammonium aus dem Sediment in das Oberflächenwasser durch Diffusion und Resuspension. Die *Diffusion* findet aufgrund eines starken Konzentrationsgradienten zwischen dem Poren- und dem Oberflächenwasser statt. Unter günstigen Umweltbedingungen für nitrifizierende Mikroorganismen (hoher Sauerstoffgehalt und hohe Temperatur, neutraler pH) wird jedoch bereits an der oxischen Sedimentoberfläche ein Großteil des aufwärts diffundierenden Ammoniums zu Nitrat oxidiert; der Rest wird im Oberflächenwasser von Pflanzen aufgenommen oder ebenfalls oxidiert, so dass die Ammoniumkonzentrationen im Oberflächenwasser gering bleiben. Bei einer *Resuspension* von Sediment infolge von starkem Wellenschlag oder Bioturbation durch Fische oder Vögel wird das an den Sedimentpartikeln adsorbierte Ammonium schnell desorbiert und gelangt so ins Oberflächenwasser.

Im flach überstauten Westpolder sind die stark schwankenden und zeitweise sehr hohen Ammoniumkonzentrationen auf ein Zusammenspiel der eben angeführten Mechanismen zurückzuführen. Zu berücksichtigen ist, dass der Westpolder vor der Wiedervernässung mehrere Jahrzehnte entwässert und landwirtschaftlich genutzt wurde, so dass infolge von Torfmineralisation und Düngung im Oberboden ein hoher Anteil an leicht abbaubarer organischer Substanz vorliegt, der leicht mineralisiert werden kann (vgl. Succow & Joosten 2001).

Ausgangspunkt für das Verständnis der Ammoniumdynamik im Oberflächenwasser des Westpolders sind hohe Ammoniumgehalte im organischen Torf-Sediment und die stete Diffusion von Ammonium aus dem Porenwasser ins Oberflächenwasser (Reddy & D'Angelo 1994).

Zu Beginn des Frühjahrs (März-Mitte Mai) sind die Ammoniumkonzentrationen im Oberflächenwasser gering. Dies ist darauf zurückzuführen, dass ins Oberflächenwasser diffundierendes Ammonium zu dieser Zeit bei ansteigenden Wassertemperaturen und einer günstigen Sauerstoffversorgung quantitativ zu Nitrat oxidiert oder von den anwachsenden Algenpopulationen der Frühjahrsalgenblüte aufgenommen wird.

Im Frühsommer (Mitte Mai/Juni bis Juli) gab es in zwei von vier Untersuchungsjahren (2000 und 2001) ausgeprägte Ammoniumpeaks bis $13 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$. Hohe Ammoniumwerte sind ein Ausdruck starker Mineralisationsprozesse von leicht abbaubarer organischer Substanz (Heathwaite 1993). Die Peaks im Frühsommer fallen in einen Zeitraum, in dem sich das Wasser im flachen Polder rasch erwärmt, so dass günstige Temperaturen für die

mikrobielle Mineralisation vorliegen. Neben noch nicht abgebauten organischer Substanz aus der letzten Vegetationsperiode fällt im Frühsommer auch leicht abbaubares organisches Material aus Frühjahrsalgenblüten an. So wurden im Jahr 2000, kurz vor den hohen Ammoniumkonzentrationen, hohe Werte des partikulären organischen Stickstoffs (PON) gemessen (Abb. 45), die auf eine Frühjahrsalgenblüte hinweisen (s.u.). Im Juni und Juli 2001 traten allerdings sehr hohe Ammoniumwerte auf, ohne dass es vorher zu einer ausgeprägten Algenblüte gekommen war, so dass in diesem Jahr andere (vorjährige?) organische Substanz mineralisiert wurde.

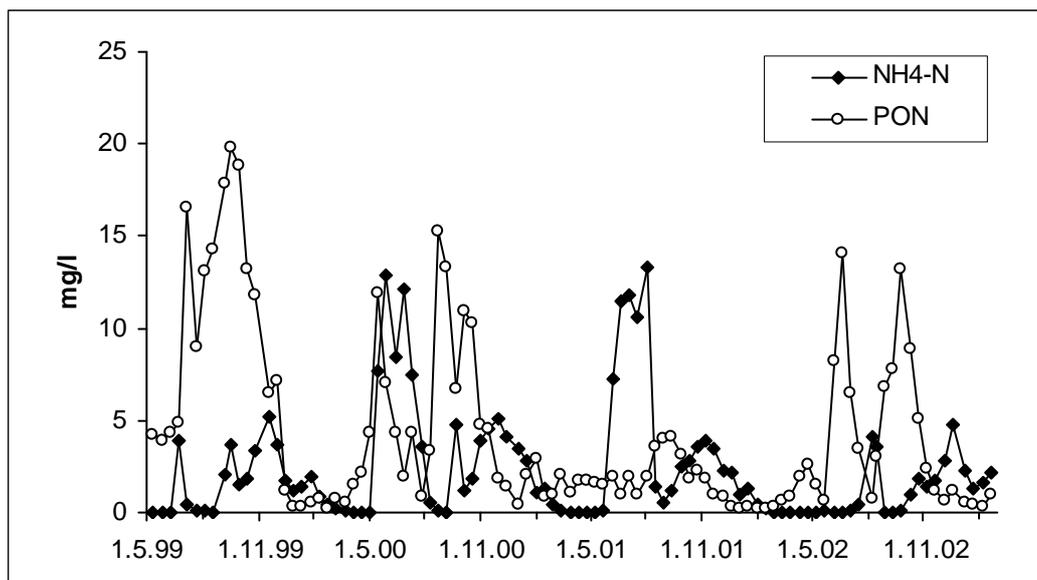


Abb. 45: Dynamik der Konzentration des partikulär gebundenen organischen Stickstoffs (PON) und des Ammonium-Stickstoffs im Oberflächenwasser des Westpolders von 1999 bis 2002. Der PON besteht überwiegend aus Algen, so dass hohe PON-Werte ein Hinweis für Algenblüten sind.

Die starke mikrobielle Umsetzung im Frühsommer führt zur Sauerstoffzehrung. Bei der Nitrifikation wird pro Gramm oxidiertes NH₄-N 4,3 Gramm Sauerstoff verbraucht (Heathwaite 1993, Vymazal 2001), so dass bei der Oxidation von größeren Ammoniummengen der Sauerstoffgehalt rasch abnimmt. Im Anschluß an Phasen mit hoher, sauerstoffverbrauchender Nitrifikationsaktivität kann es insbesondere in Verbindung mit hohen Wassertemperaturen (geringe Sauerstoffsättigung) und einer stagnierenden Wasserführung (kein Sauerstoffaustausch) zur Hemmung der Nitrifikation aufgrund von Sauerstoffmangel kommen, da *Nitrosomonas* und *Nitrobacter* obligate Aerobier sind, die Sauerstoffkonzentrationen von mindestens 2 mg l⁻¹ O₂ benötigen (Heathwaite 1993). Geringe Sauerstoffgehalte an der Sedimentoberfläche und im Oberflächenwasser führen dazu, dass aus dem Sediment ins Oberflächenwasser diffundierendes Ammonium nicht nitrifiziert wird und sich im Oberflächenwasser anreichert. Im Westpolder waren die hohen Frühsommer-Ammoniumkonzentrationen Ende Mai 2000 und insbesondere im Frühsommer 2001 mit sehr

niedrigen Sauerstoffwerten im Überflutungswasser verbunden (Abb. 46), die eine starke Sauerstoffzehrung im Westpolder belegen.

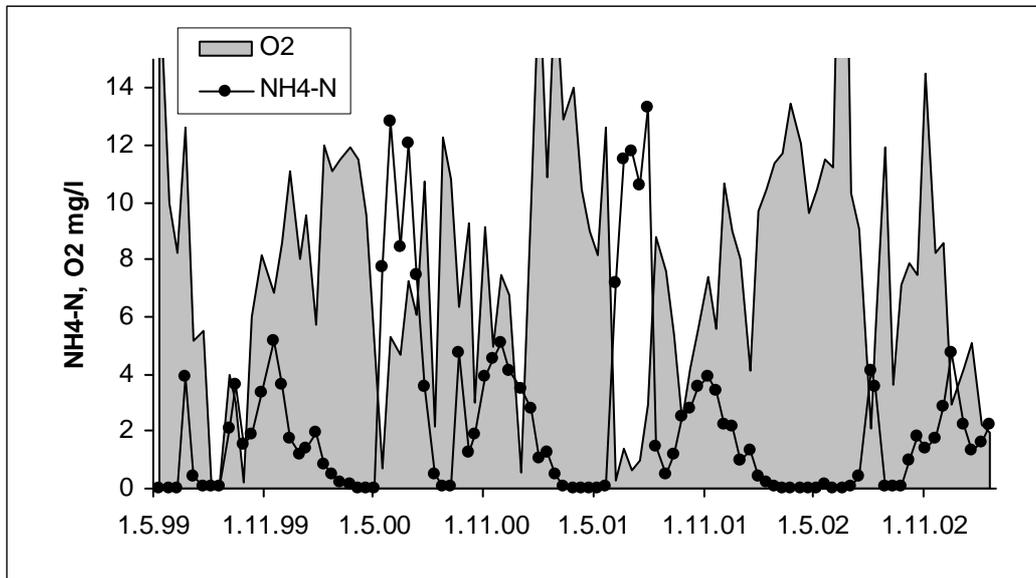


Abb. 46: Dynamik der Sauerstoffkonzentration und des Ammonium-Stickstoffs im Oberflächenwasser des Westpolders von 1999 bis 2002.

Ein weiterer Hinweis auf die eingeschränkte Nitrifikation im Frühsommer können erhöhte Nitritwerte sein, die zeitgleich oder im Anschluss an die Ammoniumpeaks auftraten (Abb. 47). Nitrit ist das Endprodukt des ersten Schritts der Nitrifikation (s.o.) und wird unter ausreichender Sauerstoffversorgung umgehend zu Nitrat weiteroxidiert, so dass es normalerweise in Oberflächengewässern nur in Spuren nachweisbar ist. Nitrit entsteht allerdings auch als Zwischenprodukt bei der Denitrifikation, so dass die erhöhten Werte auch auf eine unvollständige Nitratreduktion hinweisen können (vgl. Scheffer 1990).

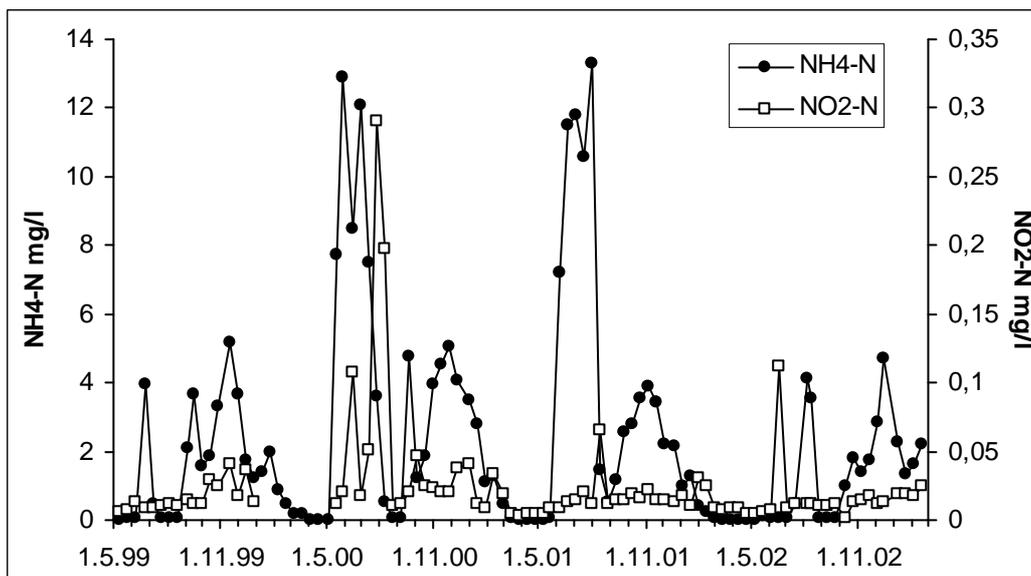


Abb. 47: Dynamik der Konzentration von Nitrit- und Ammonium-Stickstoff im Oberflächenwasser des Westpolders von 1999 bis 2002.

Auffallend ist, dass 1999 nur ein erhöhter Frühsommerwert ($4 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$) gemessen wurde und 2002 der Ammoniumpeak im Frühsommer ausblieb (erst Anfang August zwei erhöhte Werte um $4 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$). In diesen beiden Jahren gab es im vorangehenden Winter und Frühjahr außergewöhnlich hohe Niederschläge, die zu einem starken Wasseraustausch im Westpolder geführt haben. Mit dem Wasser wurden auch große Mengen organischer Substanz aus dem Polder gewaschen (siehe Kap. 4.4.1), so dass eventuell im Frühsommer weniger organische Substanz für die Mineralisation zur Verfügung stand. 2000 und insbesondere 2001 konnte sich dagegen bei einem geringeren Wasseraustausch organische Substanz im Polder akkumulieren.

Im Anschluss an die Frühsommerpeaks treten wieder niedrige Ammoniumwerte auf. Sie fallen mit wiederansteigenden Sauerstoffkonzentrationen infolge von Sommeralgenblüten zusammen, so dass Ammonium zu Nitrat oxidiert wird. Außerdem nehmen die Algen am Beginn der Sommerblüten Ammonium als Nährstoff auf. Ein weiterer Prozess, der zum Rückgang des im Wasser gelösten Ammoniums beiträgt, ist die Ammoniumvolatilisation. Sie wird begünstigt durch hohe Wassertemperaturen und einen hohen pH-Wert infolge der Algenblüten (Vymazal 2001).

Im Herbst treten in allen Untersuchungsjahren über einen längeren Zeitraum erhöhte Ammoniumwerte ($2 \text{ bis } 5 \text{ mg l}^{-1}$) auf, die erst im Verlauf des Winters kontinuierlich abnehmen. Diese resultieren im September und Oktober vermutlich aus der Ammonifikation der Sommeralgenblüte (vgl. Abb. 45). Außerdem werden im Herbst bei ansteigenden Wasserständen im Sommer trockengefallene Schlammflächen geflutet. Auf den feuchten, sich stark erwärmenden Torfschlammflächen liegen im Sommer günstige Bedingungen für mineralisierende Mikroorganismen vor. Die in den Sommermonaten mineralisierten Nährstoffe werden im Herbst ausgewaschen und tragen zu den herbstlichen Nährstoffpeaks bei (vgl. Meißner et al. 2001). Mit den sinkenden Temperaturen im November und Dezember nimmt die mikrobielle Mineralisationstätigkeit ab. Da auch die Nitrifikation und die Pflanzenaufnahme im Winter stark eingeschränkt sind, gehen im Verlauf der Wintermonate die Ammoniumwerte nur langsam zurück. Erst gegen Ende des Winters nimmt die Ammoniumkonzentration im Oberflächenwasser deutlich ab, da mit wiederansteigenden Temperaturen Ammonium nitrifiziert oder von Algen aufgenommen wird.

Erhöhte Ammoniumwerte im Oberflächenwasser können auch auftreten, wenn Sedimentmaterial resuspendiert und das an den Bodenteilchen adsorbierte Ammonium freigesetzt wird (Reddy & D'Angelo 1994, Scheffer 1998). Resuspension von Ammonium wird in der Literatur vor allem durch Wind, röhrenbauende Benthosorganismen (Svensson et al. 2000) oder durch nahrungssuchende Fische (Bioturbation) beschrieben (Übersicht bei Scheffer 1998). Da der Westpolder durch den Klosterforst nach Westen und Norden geschützt ist und die vergleichsweise kleine Wasserfläche nur eine geringe Angriffsfläche bietet, dürfte

Resuspension durch Wind nur selten eine Rolle spielen. Benthosorganismen wurden im Torfschlamm nur in geringer Dichte beobachtet. Benthische Cypriniden (wie z.B. Brassen), die bei der Nahrungssuche das Sediment aufwühlen, kommen im Westpolder nicht vor. Die einzige im Dezember 2002 nachgewiesene Fischart im Westpolder ist der Zwergstichling, der aufgrund seiner Größe und seines Verhaltens keine Bioturbation verursacht. Der Westpolder wird jedoch im Spätsommer und Herbst von zahlreichen Wasservögeln aufgesucht, die im Gebiet rasten und nach Nahrung suchen. Die zahlenmäßig bedeutendste Art ist die Krickente, die von August bis Oktober alljährlich mit mehreren hundert Exemplaren im Westpolder beobachtet wurde. Daneben treten regelmäßig Stockenten, Löffelenten, Schnatterenten und Knäckenten auf. Als Gründelente hält sich die Krickente vor allem im Flachwasser auf, wo sie Kleintiere aus dem Sediment sieht (Bezzel 1985). Bei dieser Ernährungsweise wird Sedimentmaterial aufgewühlt, so dass Ammonium freigesetzt werden kann. Die Hauptdurchzugszeit der Krickente fällt mit den ansteigenden Ammoniumkonzentrationen im Spätsommer und Herbst zusammen (Abb. 48), so dass ein Zusammenhang möglich erscheint.

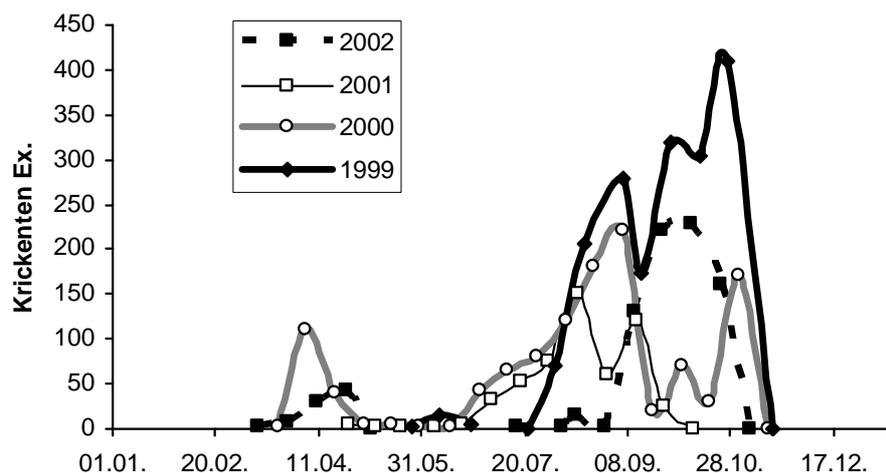


Abb. 48: Rastmuster der Krickente im Westpolder. Phänologie in den Jahren 1999-2002.

Nitratdynamik

Nitrat ist in Gewässern normalerweise die bedeutendste anorganische Stickstoffspezies, da unter sauerstoffreichen Bedingungen Ammonium schnell zu Nitrat nitrifiziert wird (s.o.).

Im Oberflächenwasser des Westpolders wurde Nitrat nur im Winterhalbjahr (Ende Oktober/Anfang November bis Ende März/Anfang April) in geringen Konzentrationen nachgewiesen und lag die übrige Zeit des Jahres unterhalb der Nachweisgrenze. Diese Beobachtung kann zwei Ursachen haben, die vermutlich beide im Westpolder gemeinsam wirken: a.) Nitrat wird im Überflutungswasser des Westpolders durch Denitrifikation quantitativ in gasförmigen Stickstoff umgewandelt und verläßt den Wasserkörper und b.) durch Hemmung der Nitrifikation bildet sich zeitweise nur wenig Nitrat aus Ammonium (s.o.).

Der Westpolder bietet insbesondere im Sommerhalbjahr günstige hydrochemische Bedingungen für die Denitrifikation (Davidsson et al. 2002). Die Verweilzeiten des Wassers sind in den abflusslosen Sommermonaten lang und im Übergangsbereich Wasserkörper-Torf sowie zeitweise im Überflutungswasser treten anaerobe Bedingungen auf. Bei Experimenten zur Denitrifikation mit Sedimentkernen aus der Pohnsdorfer Stauung stellten Davidsson et al. (2002) bei der Zugabe von organischen Kohlenstoffverbindungen keine ansteigenden Denitrifikationsraten fest. Sie gehen davon aus, dass als Energiequelle für denitrifizierenden Mikroorganismen ausreichend leichtabbaubare Kohlenstoffverbindungen zur Verfügung stehen. Auch die Temperaturen liegen im flachen, sich rasch erwärmenden Polder die meiste Zeit des Jahres in dem für mikrobielle Umsetzungen günstigen Bereich über 10°C (Vymazal 2001). In den Wintermonaten, bei Wassertemperaturen unter 10°C, ist die Temperatur hingegen vermutlich limitierend für die quantitative Denitrifikation im Westpolder, da in dieser Zeit auch bei geringem Wasseraustausch (z.B. im Winter 2000/2001) Nitrat im Oberflächenwasser nachgewiesen wurde (Abb. 49). Hinzu kommt, dass bei Temperaturen unter 10°C Nitrat kaum von Algen und höheren Pflanzen aufgenommen wird.

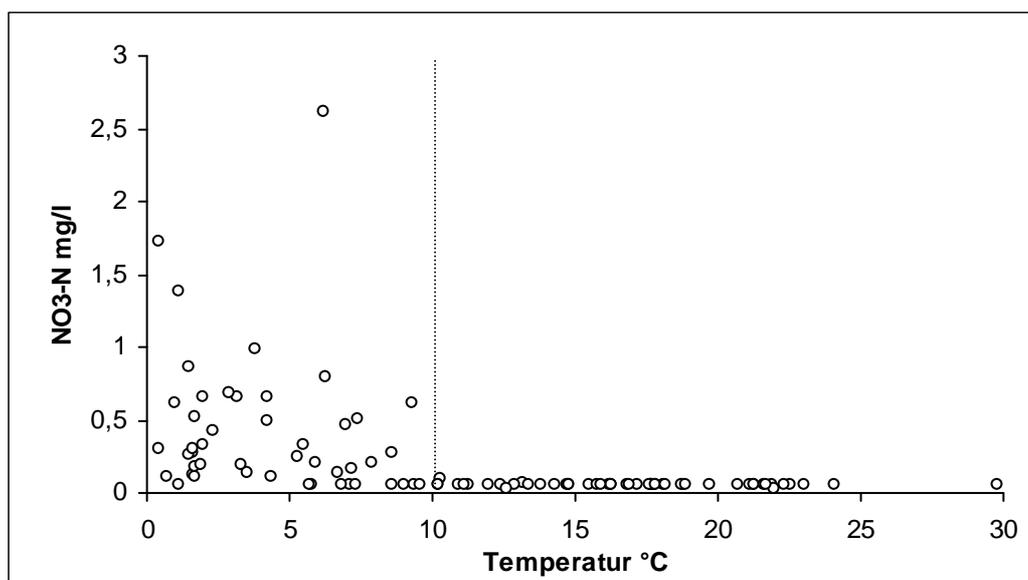


Abb. 49: Beziehung zwischen der Nitrat-N-Konzentration und der Wassertemperatur im Überflutungswasser des Westpolders von 1999 bis 2002. Der eine hohe Nitratwert (2,61 NO₃-N) trat Ende Januar 2002 nach heftigen Niederschlägen auf, als kurzzeitig nitratbelastetes Auwasser über den aufgeweichten Deich in den Polder floß. Die Linie markiert die 10°C-Grenze.

Da im Sommerhalbjahr auch im Anschluß an hohe Ammoniumkonzentrationen kein Nitrat nachgewiesen wurde, ist von einer gekoppelten Nitrifikation und Denitrifikation im Westpolder auszugehen.

Organisch gebundener Stickstoff

Der organisch gebundene Stickstoff (TON) ist im Sommerhalbjahr die dominierende Stickstofffraktion im Oberflächenwasser des Westpolders.

Der *partikuläre organisch gebundene Stickstoff* (PON) umfasst vor allem Algen und Detritus. Die Dynamik der PON-Konzentration ist daher vor allem auf die Phänologie von verschiedenen Algenarten zurückzuführen. Die Algenblüten entwickeln sich innerhalb kurzer Zeiträume und brechen ebenso schnell wieder zusammen (Abb. 50). Nur 2001 bewegten sich die Konzentrationen das ganze Jahr über auf einem konstant niedrigen Niveau. Im Januar und Februar 2001 wurden mit bis zu 3 mg l⁻¹ die höchsten Winterwerte des Untersuchungszeitraumes festgestellt, doch in den Frühjahrs- und Sommermonaten kam es mit maximal 4 mg l⁻¹ zu keinem deutlichen Konzentrationsanstieg. In den übrigen drei Jahren sind ein deutlicher Frühjahrs/Frühsummer-Peak (Mai-Juli) sowie ein Maximum im Hoch- oder Spätsommer (August-September) zu erkennen.

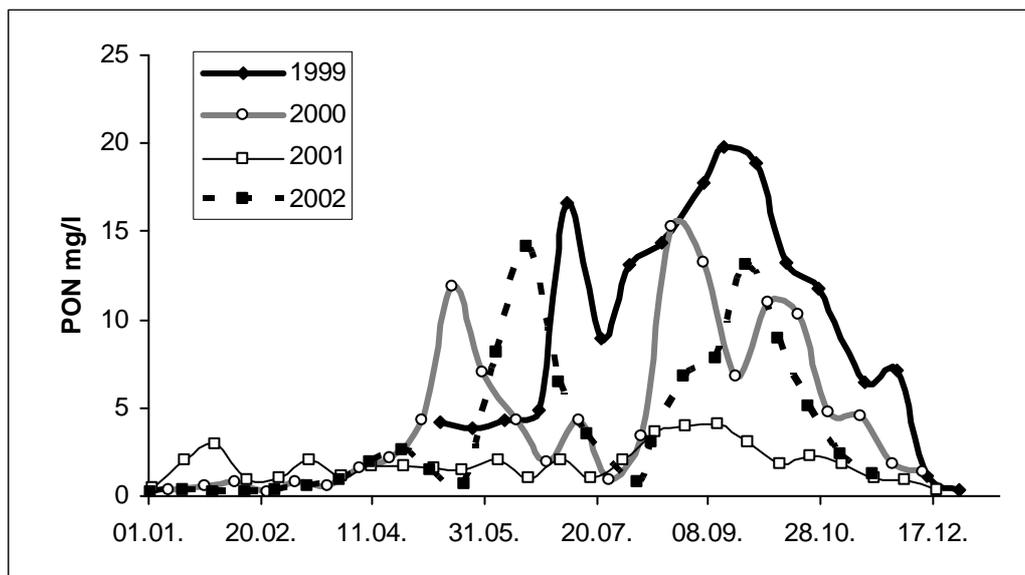


Abb. 50: Jährliche Phänologie des partikulär gebundenen Stickstoffs (PON) im Westpolder in den Jahren 1999-2002.

Die Algenblüten werden vermutlich von verschiedenen Algengruppen aufgebaut, die aber im Rahmen dieser Untersuchung nicht näher bestimmt wurden, so dass nur allgemeine Beobachtungen vorliegen. Die Frühjahrs/Frühsummerblüten sind auf einzellige Algenarten zurückzuführen. Am Ende dieser Algenblüten traten in großer Zahl Zooplanktonarten (*Daphnia spec.*, *Cyclops spec.*) auf, die durch „grazing“ zum Zusammenbruch der Phytoplanktonpopulation führten (vgl. Lampert & Sommer 1993, Scheffer 1998). Im Spätsommer sind an den Algenblüten erkennbar fädige Algen beteiligt, die in einigen Jahren auffällige, grüne Watten im Überflutungswasser bildeten.

Die jährlichen Unterschiede in der Intensität der Algenblüten dürften zum Teil auf Witterungseinflüsse zurückzuführen sein (vgl. Reck-Mieth et al. 1997). So war das Jahr 2001, in dem die PON-Konzentrationen gering blieben, durch eine späte Kältephase im März/April gekennzeichnet, während 2000 (mit hohen PON-Werten im Frühling) hohe Temperaturen im April und Anfang Mai auftraten.

In Zukunft sollten die Algenzyklen genauer analysiert und insbesondere die Bedeutung von Cyanobakterien (Blaualgen) untersucht werden. Der Westpolder bietet günstige Bedingungen für Cyanobakterien, denn nach Scheffer (1998) sind sie in trüben (wenig lichtdurchfluteten), eutrophen Flachwasserseen mit geringem Wasseraustausch gegenüber Grünalgen im Konkurrenzvorteil und können wenigartige Massenbestände aufbauen. Da Cyanobakterien in der Lage sind, Luftstickstoff zu binden, kommt ihnen bei der Betrachtung der Stickstoffbilanz als möglicherweise bedeutender Eintragspfad eine entscheidende Rolle zu. In der Literatur werden Fixierungsleistungen bis zu $60 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ angegeben (Waughman & Bellamy 1980, Howard-Williams & Downes 1993). Möglicherweise stehen auch die hohen Ammoniumkonzentrationen im Frühling/Frühsummer 2000 und 2001 mit Stickstoffeinträgen von Cyanobakterien im Zusammenhang.

Der in partikulärer Form an Algen und Detritus gebundene Stickstoff ist leicht abbaubar und trägt durch Sauerstoffverbrauch und Freisetzung von mineralischem Stickstoff zur Belastung der Oberflächengewässer bei. Auf die Beziehung zwischen dem PON und der Ammonium- sowie Sauerstoffkonzentration wurde bereits hingewiesen. Bei der Bewertung des Westpolders in Hinblick auf seine Quellenfunktion ist zu beachten, dass die hohen PON-Konzentrationen in den Sommermonaten auftreten, in denen häufig der Wasserstand so niedrig ist, dass kein Wasser den Polder verläßt (Sommermonate der Jahre 1999-2001). Nur nach sommerlichen Starkregenereignissen, wie etwa im September 2001 und im Juli 2002, fließt in dieser Jahreszeit Wasser aus dem Westpolder, so dass höhere PON-Mengen ausgetragen werden (vgl. Kap. 4.5.1).

Der *gelöste organisch gebundene Stickstoff* (DON) umfasst einerseits niedermolekulare Substanzen (z.B. Aminosäuren, Harnstoff), die aus Ausscheidungen und aus dem Abbau von Algen und Bakterien stammen (autochthoner DON), sowie höhermolekulare Substanzen, die als Huminstoffe zusammengefasst werden und aus Torfen oder Böden mit hohem organischen Anteil stammen (allochthoner DON). Hohe Huminstoffgehalte sind typisch für Moorgewässer, da Huminstoffe bei der Torfbildung aus abgestorbener Biomasse aufgebaut werden. Seit der Flutung des Polders werden die Huminstoffe aus dem Torfkörper ins Überflutungswasser ausgeschwemmt. Huminstoffe enthalten neben großen Mengen an Kohlenstoff u. a. die Elemente H, O, N und S und bilden so ein potenzielles Stoffreservoir für das Gewässer (Abbt-Braun 1993). An Huminstoffe gebundene Nährstoffe sind jedoch im Allgemeinen für Mikroorganismen nur zu einem geringen Anteil verfügbar, da die Huminstoffe schwer abbaubar sind (Stephanaukas et al. 2000).

Hinweise dafür, dass im Westpolder ein Großteil des DON an Huminstoffe gebunden ist, geben die enge lineare Korrelation zwischen dem DON und dem huminstoffspezifischen Absorptionskoeffizienten (SAK 436) (Abb. 51), die hohen Konzentrationen des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) (s.u.) und die enge Korrelation zwischen dem DON und dem DOC (Abb. 8).

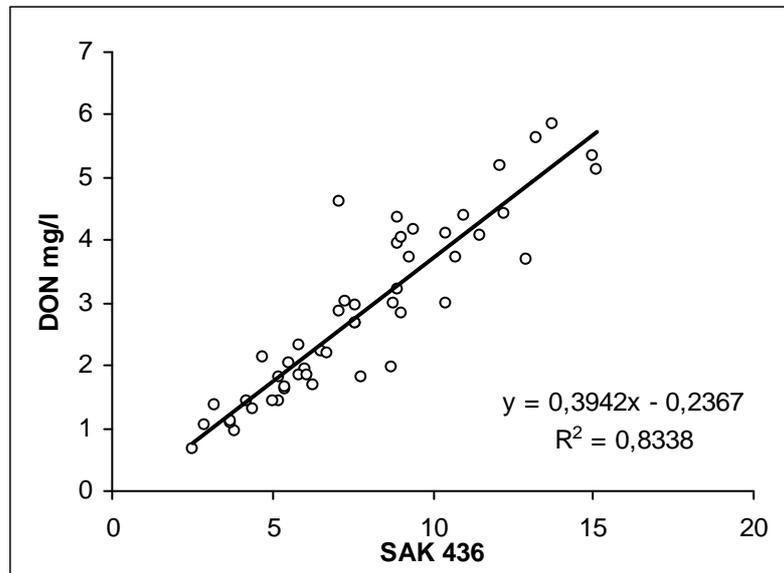


Abb. 51: Korrelation des gelösten organisch gebundenen Stickstoffs (DON) mit dem huminstoffspezifischen Absorptionskoeffizienten SAK 436 im Überflutungswasser des Westpolders von 2001 bis 2002.

Für Moorwässer sind DOC-Konzentrationen von >10 mg/l typisch (vgl. Stephanauskas et al. 2000, Meißner et al. 2001); im gelblich-braun gefärbten Überflutungswasser des Westpolders wurden Maximalwerte von 130 mg/l DOC gemessen (Abb. 52).

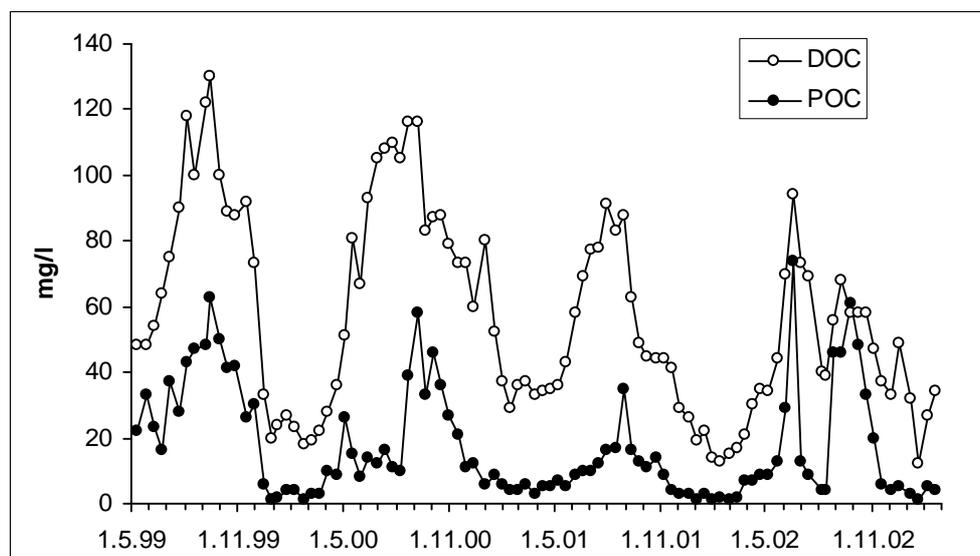


Abb. 52: Dynamik der Konzentration des gelösten (DOC) und des partikulär gebundenen organischen Kohlenstoffs (POC) im Oberflächenwasser des Westpolders von 1999 bis 2002.

Die Konzentrationsdynamik des DON hängt stark von der Wasserführung des Polders ab. Bei einem hohen Wasserstand kommt es zur Verdünnung, bei einem geringen Wasservolumen erhöht sich der Wert durch Aufkonzentrationseffekte. Daher ergibt sich eine signifikante Korrelation zwischen dem DON und dem chemisch wenig reaktiven Chlorid (Abb. 53).

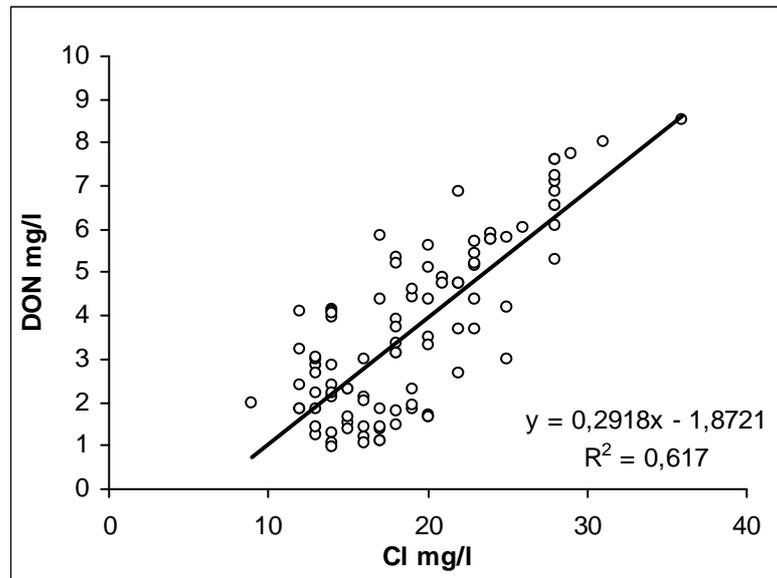


Abb. 53: Korrelation des gelösten organisch gebundenen Stickstoffs (DON) mit der Chloridkonzentration im Überflutungswasser des Westpolders von 1999 bis 2002 ($p < 0,01$).

Phosphordynamik

Im Vergleich zu anderen Oberflächengewässern werden im Westpolder mit bis zu 2 mg l^{-1} hohe Phosphat-P-Konzentrationen erreicht. Von Bedeutung für das Verständnis der P-Dynamik ist, dass zur Zeit der landwirtschaftlichen Nutzung die Niedermoorböden gedüngt wurden, so dass in den Torfen Phosphor angereichert wurde (vgl. Succow & Joosten 2001). Da aktuell ein Eintrag aus dem Einzugsgebiet nur in sehr geringen Mengen erfolgt (siehe Kap. 4.4.1), ist nach der Flutung des Polders von einer gewässerinternen Mobilisierung des in den Torfen gebundenen Phosphor pools auszugehen. Im Gegensatz zu Stickstoff, der durch den Prozess der Denitrifikation aus dem Feuchtgebiet gasförmig entweichen kann, kommt es beim Phosphor nur durch den Oberflächenwasseraustrag und die dauerhafte Festlegung im Boden oder in der Biomasse (Torfbildung) zu einer Reduktion des leicht mobilisierbaren Pools.

Phosphat wird in sauren oder neutralen Sedimenten vor allem an Eisenoxide und Hydroxide und unter alkalischen Bedingungen an Calcium gebunden. Im Westpolder weisen die Torfe $\text{pH}_{(\text{CaCl}_2)}$ -Werte zwischen 5,5 und 6,5 auf (Trepel et al. 1999), so dass im Folgenden nur die Phosphorbindung an Eisen diskutiert wird.

Die eutrophen, regelmäßig vom Auwasser überschwemmten Torfe in der Pohnsdorfer Stauung sind eisenreich. Im anaeroben Sediment liegt Eisen als Fe(II) vor. Da Eisen in dieser reduzierten Form nur eine schwache Bindung mit Phosphat eingeht (Scheffer 1998), können in aneroben Sedimenten oder Torfen hohe Phosphatkonzentrationen im Bodenwasser auftreten. In der Pohnsdorfer Stauung wurden maximale Phosphatwerte zwischen 0,65 (Westpolder) und 1,3 mg l⁻¹ PO₄-P (Mittelpolder) im anoxischen Bodenwasser der Torfe gemessen (vgl. Kap. 4.2.2).

In Flachwasserseen weist häufig die oberste Sedimentschicht oxische Bedingungen auf. Hier wird Fe(II) zu Fe(III) oxidiert, das mit Phosphat eine feste Bindung eingeht. Die oxidierte obere Sedimentschicht wirkt wie eine Barriere, die verhindert, dass das mobile Phosphat aus dem anoxischen Sediment, dem Konzentrationsgefälle folgend, ins Oberflächenwasser diffundiert (Scheffer 1998, Young & Ross 2001).

Für die Erhaltung der oxischen Sedimentoberfläche ist das Verhältnis von sauerstoffzehrender mikrobieller Mineralisation und der Sauerstoffnachlieferung aus dem Oberflächenwasser bedeutsam. Wenn der Sauerstoffbedarf nicht durch Nachlieferung aus dem Oberflächenwasser gedeckt werden kann, treten in der obersten Sedimentschicht anoxische Bedingungen auf, Fe(III) wird zu Fe(II) reduziert, und als Folge wird Phosphor aus dem Bodenwasser ins Oberflächenwasser freigesetzt.

In Übereinstimmung mit dieser Theorie fallen die besonders hohen Phosphatkonzentrationen im Westpolder im Hochsommer 2001 mit anhaltend niedrigen Sauerstoffkonzentrationen im Wasser des Westpolders zusammen (Abb. 54). In abgeschwächter Form gilt dies auch für die Peaks im Sommer 2000 und im Winter 2000/2001. Da die Bindung an Eisen vor allem an der Wasserkörper-Sediment-Grenze erfolgt und der Sauerstoffgehalt im oberflächennahen Wasserkörper gemessen wurde, ist auch bei mäßig hohen Sauerstoffwerten (< 5 mg/l) im Überflutungswasser von zeitweise reduzierenden Bedingungen an der Sediment–Wasserkörpergrenze auszugehen, die dazu führen, dass Phosphat aus der Bodenlösung ins Überflutungswasser übertritt (z.B. im Sommer 2000 und im Herbst 2001). Vymazal (2001) bezeichnet die zeitlich und räumlich begrenzt auftretenden sauerstoffarmen Verhältnisse an der Sediment-Oberflächenwassergrenze als „microanaerobic conditions“.

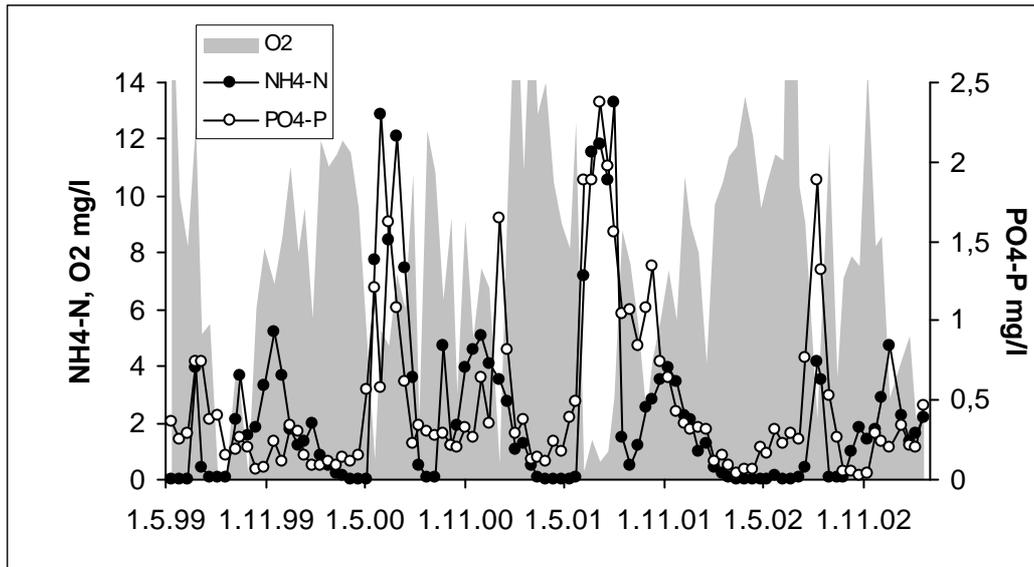


Abb. 54: Dynamik der Sauerstoff-, Ammonium- und der Phosphat-P-Konzentration im Überflutungswasser des Westpolders von 1999 bis 2002.

Die zeitweise geringen Sauerstoffkonzentrationen im Oberflächenwasser des Westpolders sind, wie bei der Diskussion der Stickstoffdynamik besprochen, auf eine erhöhte Mineralisation, die damit verbundene Ammoniumproduktion und die damit einhergehende Sauerstoffzehrung für die Nitrifikation zurückzuführen. Ein Vergleich der Ammonium- und der Phosphatdynamik zeigt deutlich, dass fast immer zeitgleich die hohen Peaks auftreten, was auf gemeinsame Freisetzungsmechanismen hindeutet. Zwischen der Ammonium- und der Phosphatdynamik besteht eine signifikante Beziehung ($r^2 = 0,46$; $p < 0,01$).

Neben niedrigen Sauerstoffverhältnissen begünstigen hohe pH-Werte während Algenblüten, hohe Siliziumkonzentrationen (Koski-Vähälä et al. 2001), eine hohe Sulfatkonzentration (Caraco et al. 1989) sowie starke Sedimentturbulenzen (Scheffer 1998) die Phosphatfreisetzung aus dem Sediment. Zwischen der Phosphatkonzentration und dem pH-Wert sowie der Sulfatkonzentration wurden im Überflutungswasser keine statistisch gesicherten Beziehungen festgestellt. Beim pH-Wert ist allerdings zu berücksichtigen, dass die Messungen immer am frühen Vormittag erfolgten, und dass es während Algenblüten in Abhängigkeit von Photosynthese- und Respirationstätigkeit zu starken Tagesschwankungen kommen kann, so dass insbesondere nach sonnigen, warmen Tagen hohe pH-Werte auftreten können, die eventuell die Phosphatrücklösung begünstigt haben.

4.3.3.2 Diskussion Nährstoffdynamik Ostpolder

Der Ostpolder weist in der Pohnsdorfer Stauung die größten Moortiefen auf und bereitete bei der Entwässerung die meisten Schwierigkeiten (vgl. Kap. 3.2). Die Nutzung war daher im Vergleich zum Westpolder weniger intensiv. Durch Torfsackung und Mineralisationsverluste liegen große Bereiche des Polders aktuell unter dem Mittelwasserstand des Postsees und der Neuwührener Au. Erste Wiedervernässungsmaßnahmen (Erhöhung des Einschaltpegels im Schöpfwerk, Sohlschwelle) wurden bereits 1994 eingeleitet. Eine durchgreifende Wiedervernässung erfolgte jedoch erst im Dezember 2001 durch die Wiederanbindung der Polderfläche an die Neuwührener Au durch einen Zu- und Ablauf (ausführlich Kap. 3.2). Durch diese Form der Wiedervernässung bildete sich ein zeitweise durchströmter Flachwassersee. In den Sommermonaten tritt allerdings in niederschlagsarmen Zeiträumen, wie im Westpolder, eine stagnierende Wasserführung auf.

Stickstoffdynamik

Die höchsten Nitratwerte wurden im Ostpolder im Winter erreicht, als infolge hoher Niederschläge die Neuwührener Au einen hohen Wasserstand hatte, so dass viel Auwasser mit Nitratkonzentrationen von bis zu $4,9 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$ in den Polder strömte (Abb. 55). Bei der Passage des Polders verringerte sich die Nitratkonzentration von Januar bis März um 0,5 bis $1,5 \text{ mg l}^{-1}$, am Auslauf blieb jedoch Nitrat nachweisbar. Auffallend ist die hohe Differenz bei der ersten Probenahme nach der Öffnung der Einlaufschwelle Anfang Dezember 2001, als Auwasser mit einer Konzentration von $4,1 \text{ mg/l NO}_3\text{-N}$ in den Polder strömte, während am Auslauf nur $1,6 \text{ mg/l NO}_3\text{-N}$ gemessen wurde. Im Sommer wurde nur nach ergiebigen Niederschlägen im Juli und August eine Durchströmung des Polders festgestellt. Zu dieser Zeit wies das einströmende Auwasser Nitratkonzentrationen von $0,7$ bis $2,7 \text{ mg/l NO}_3\text{-N}$ auf, während am Auslauf die Nitratkonzentrationen durchgehend unterhalb der Nachweisgrenze lagen.

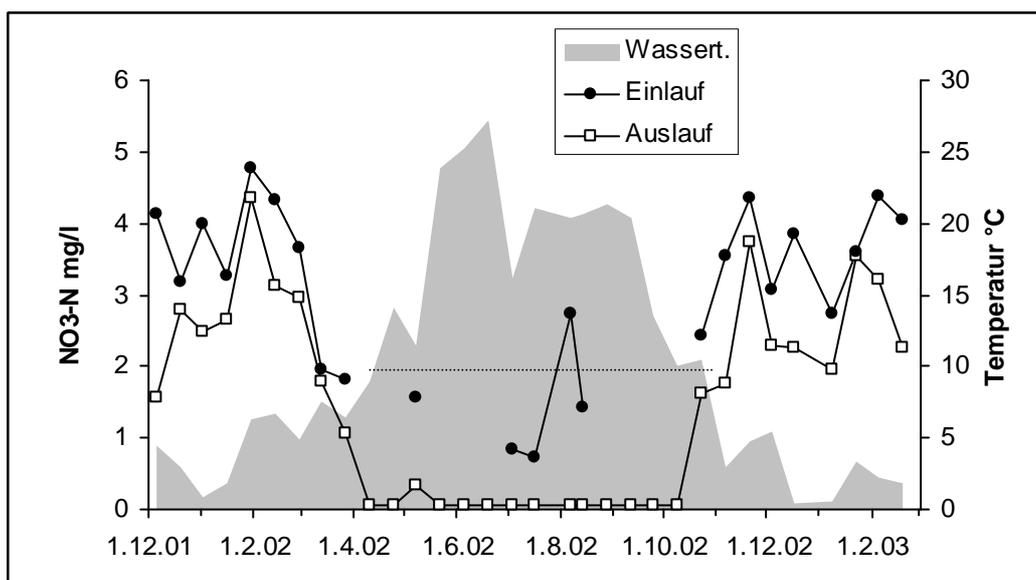


Abb. 55: Nitrat-N-Konzentrationen an der Einlauf- und Auslaufschwelle des Ostpolders sowie die Wassertemperatur im Polder. Die Linie markiert die 10°C Temperaturgrenze.

Die Konzentrationsabnahmen bei der Passage des Polders sind auf Denitrifikationsprozesse, Verdünnung und während der Vegetationsperiode auf Pflanzenaufnahme zurückzuführen. In den Wintermonaten verhinderten eine geringe Aufenthaltszeit des Wassers im Polder und Temperaturen unter 10°C (Abb. 55, vgl. Westpolder) eine vollständige Denitrifikation des Nitrats, da Nitrat zu dieser Zeit auch am Auslauf feststellbar war. Die sehr niedrigen Nitratkonzentrationen ab Anfang April lassen auf einen effektiven Abbau des Nitrats durch Denitrifikation und Pflanzenaufnahme schließen. Eine vollständige Retention trat auch in den Monaten Juli und August auf, als nach starken Sommerniederschlägen wieder viel Auwasser durch den Polder strömte und die Aufenthaltszeiten des Wassers entsprechend gering waren.

Die niedrigen *Ammonium*konzentrationen von Dezember bis Ende Juli weisen auf eine hohe Nitrifikationsaktivität bei einer günstigen Sauerstoffversorgung im Ostpolder hin. Von Ende April bis Ende Juli ist es vermutlich zu einer gekoppelten Nitrifikation und Denitrifikation sowie einer starken Stickstoffaufnahme durch Pflanzen im Polder gekommen, da in diesem Zeitraum sowohl Ammonium als auch Nitrat in sehr geringen Konzentrationen auftraten. Der Anstieg der Ammoniumwerte Anfang Juli fällt mit sehr niedrigen Sauerstoffwerten deutlich unter 1 mg l⁻¹ (Abb. 56) und hohen Wassertemperaturen zusammen. Offensichtlich wurde im Ostpolder der Sauerstoff durch mikrobielle Umsetzungsprozesse verbraucht, so dass sich Ammonium anreichern konnte. Die höchsten Werte wurden Ende August festgestellt, als während einer langanhaltenden Schönwetterphase das Wasser im Ostpolder stagnierte und sich stark erwärmte. Im September nahmen nach den ersten Herbststürmen die Sauerstoffwerte wieder zu, so dass Ammonium wieder nitrifiziert wurde.

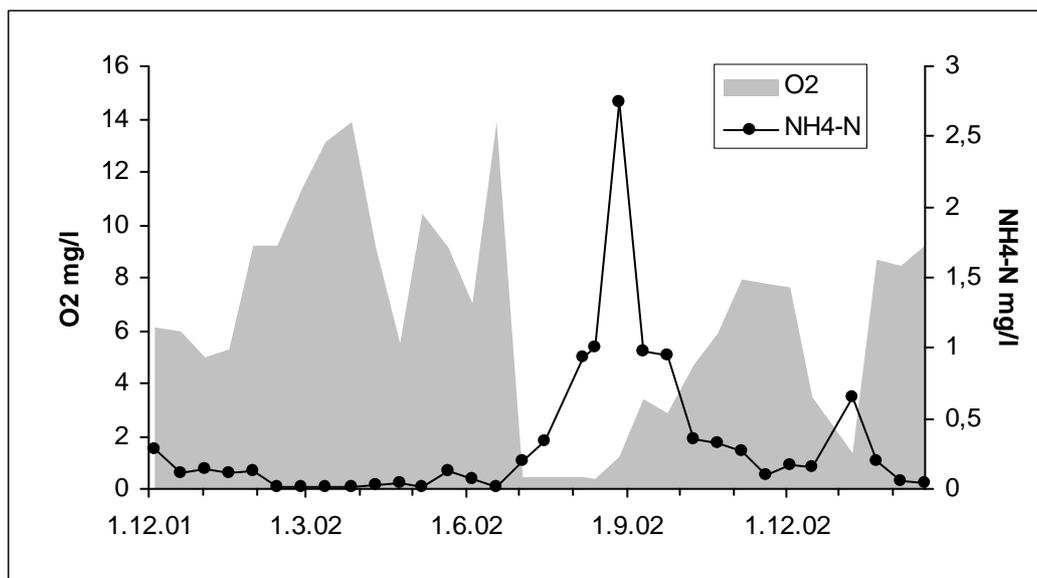


Abb. 56: Dynamik der Ammonium-N und der Sauerstoffkonzentration im Ostpolder (Messstelle Auslauf).

Der Ammoniumpeak Ende August im Ostpolder wurde fast zeitgleich mit dem Ammoniumpeak im Westpolder festgestellt. In beiden Poldern stagnierte zu dieser Zeit das Wasser nach einer längeren Schönwetterperiode und erwärmte sich stark. Unterschiede zwischen den beiden Poldern in der Ammoniumdynamik sind vor allem in den Herbst und Wintermonaten zu beobachten. Während im Westpolder ab Oktober die Ammoniumwerte bei weiterhin stagnierenden Bedingungen wieder anstiegen, fielen sie im Ostpolder, der zu diesem Zeitpunkt wieder durchströmt wurde, kontinuierlich ab (Abb. 57).

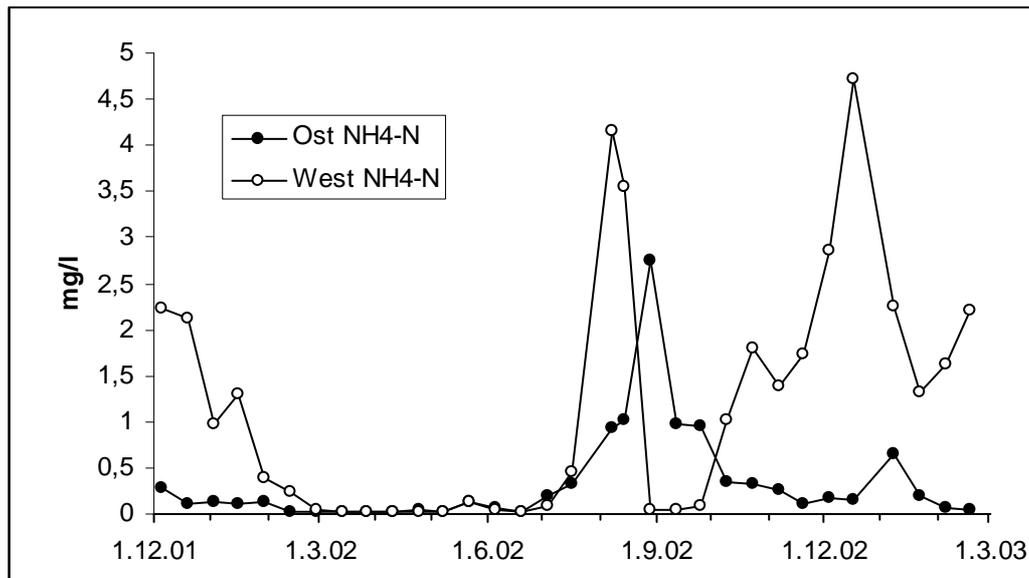


Abb. 57: Ammoniumdynamik im Westpolder (Punkte) und im Ostpolder (Kreise) von Dezember 2001 bis März 2003. Der hohe Ammoniumwert im Dezember 2002 wurde zu einem Zeitpunkt gemessen, als der Westpolder eine feste Eisdecke trug.

Ein Vergleich der Sauerstoffkonzentrationen zeigt allerdings, dass im Herbst die Sauerstoffversorgung in beiden Poldern ähnlich günstig ist (Abb. 58). Wie bei der Diskussion der Ammoniumdynamik im Westpolder bereits erwähnt, werden die erhöhten Ammoniumwerte im Westpolder im Herbst auf den Abbau der in großen Mengen vorhandenen organischen Substanz, insbesondere der Algenbiomasse, zurückgeführt. Im Ostpolder war die Algenbiomasse 2002 deutlich geringer als im Westpolder (nur 10% der Westpolderkonzentration, s.u.), so dass dies ein Grund für die niedrigeren Ammoniumwerte sein könnte.

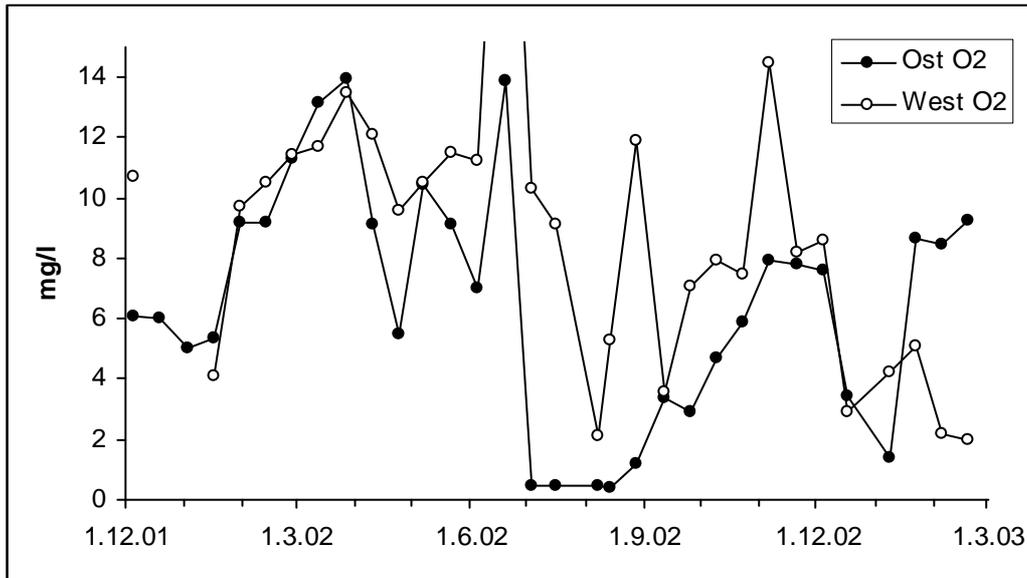


Abb. 58: Dynamik der Sauerstoffkonzentration im West- und im Ostpolder von Dezember 2001 bis Februar 2003. Die niedrigen Werte im Dezember 2002 und Januar 2003 wurden während einer geschlossenen Eisdecke auf den Poldern gemessen.

Beim *organisch gebundenen Stickstoff* liegt der gelöste organische Stickstoff (DON) deutlich über der partikulären Form (PON). Die PON-Konzentrationen erreichten im Sommer 2002 mit maximal 1 mg l^{-1} nicht einmal 10% des Westpolderwertes und auch die für den Westpolder typischen, durch Planktonblüten hervorgerufenen Jahreszyklen blieben 2002 im Ostpolder weitgehend aus. Die Ursache für die unterschiedliche Bedeutung des Phytoplanktons in den beiden Poldern muss zunächst offen bleiben. Aus dem Ostpolder liegen nur Daten aus einem Jahr vor, so dass jährweise Unterschiede eine Rolle spielen können. Auch im Westpolder treten Algen von Jahr zu Jahr in unterschiedlich hoher Populationsdichte auf. So waren die Jahre 1999, 2000 und 2002 durch auffallende Algenblüten gekennzeichnet (PON bis max. $19,8 \text{ mg l}^{-1}$), während sie 2001 nur schwach ausgebildet waren (max. PON-Konzentration $4,1 \text{ mg l}^{-1}$) (vgl. Abb. 40).

Phosphordynamik

Die niedrigen Phosphor-Konzentrationen während der Durchströmungsphase im Winter und Frühjahr fallen mit hohen Sauerstoffwerten zusammen, so dass Phosphor unter oxidischen Bedingungen gut gebunden vorlag. Der Anstieg der Phosphat-P-Konzentrationen im Sommer erfolgte parallel mit dem Anstieg der Ammoniumkonzentration (Abb. 59) und ist auf die stark abgesunkenen Sauerstoffgehalte unter stagnierenden Bedingungen (kein Wasserdurchstrom von Mitte Mai bis Ende Juni) zurückzuführen (vgl. Ammonium), die zu einer Rücklösung aus dem Sediment und eine Freisetzung im Wasserkörper geführt haben. Auffallend ist, dass während der sommerlichen Durchströmungsphase im Juli und Anfang August die Sauerstoffwerte nicht anstiegen, so dass sich die Phosphatkonzentrationen noch erhöhten. Der Rückgang der Phosphatkonzentration im September fällt mit ansteigenden

Sauerstoffkonzentrationen zusammen. Da zu diesem Zeitpunkt das Wasser im Ostpolder ohne Zu- und Abfluss stagnierte, muss der Sauerstoff durch Windbewegung in das Wasser gelangt sein.

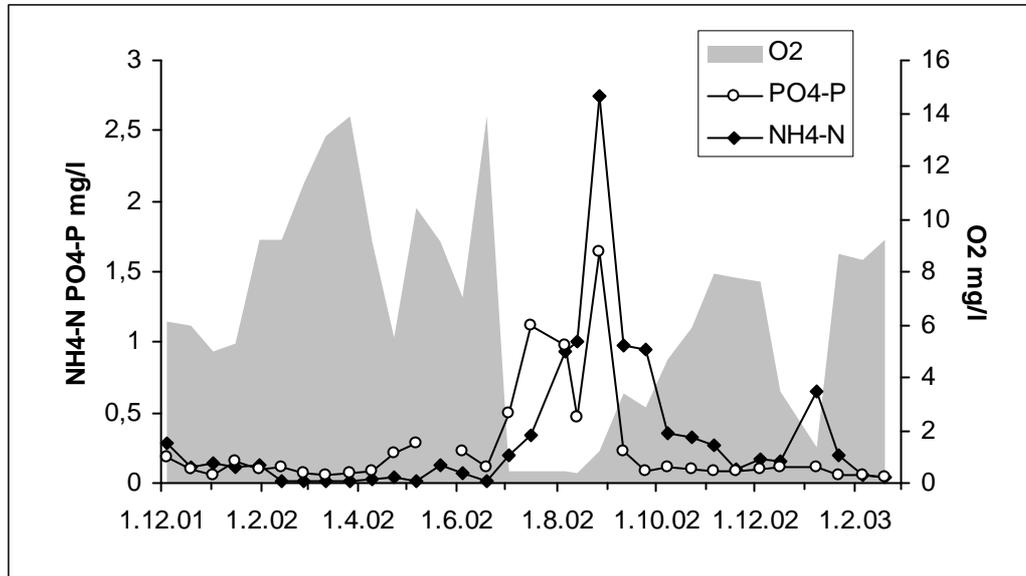


Abb. 59: Phosphat-P, Ammonium-N und Sauerstoffdynamik im Ostpolder (Messstelle Ausfluß).

Ein Vergleich von drei Standorten im Ostpolder zeigt eine vergleichbare Konzentrationsentwicklung (Abb. 60). Im geschützten Erlenbruch („erle“) nahm im September der Sauerstoffgehalt nur langsam zu und die Phosphatkonzentration entsprechend langsam ab, während am windexponierten Standort am Rande der großen Wasserfläche („solar“) die Sauerstoff- und Phosphatkonzentrationen mit denen am Auslauf vergleichbar sind.

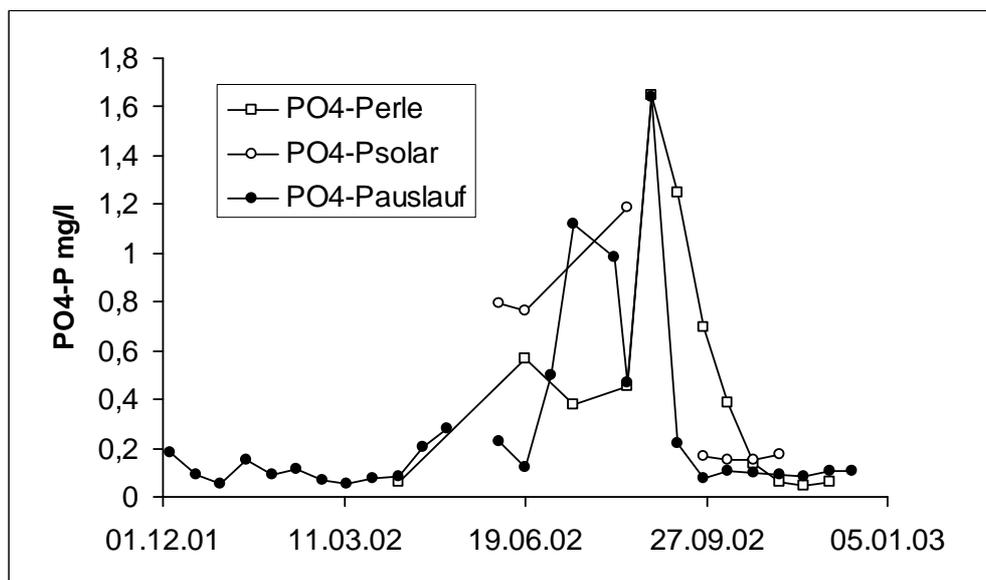


Abb. 60: Phosphatdynamik an drei Untersuchungsstandorten im Ostpolder.

Auch ein Vergleich mit der Phosphatdynamik im Westpolder zeigt eine weitgehende zeitliche Übereinstimmung der Konzentrationsverläufe (Abb. 61). Dies deutet darauf hin, dass für die erhöhten Phosphatwerte im August und September in beiden Poldern die gleichen Ursachen verantwortlich sind (Phosphatrücklösung bei geringen Sauerstoffkonzentrationen während einer Schönwetterperiode mit hohen Wassertemperaturen, stagnierender Wasserführung und hohen Ammoniumwerten, s.o.).

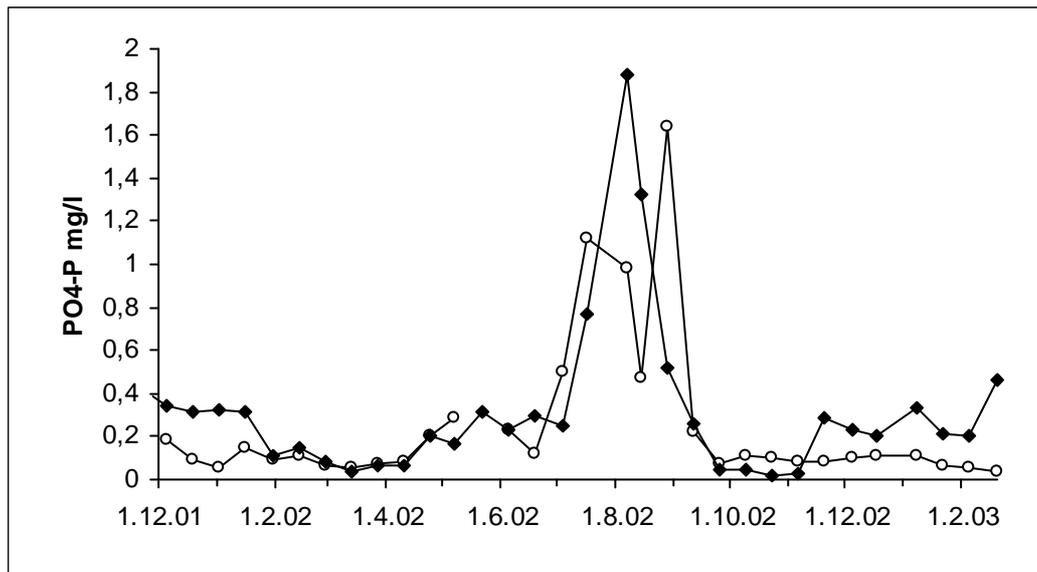


Abb. 61: Vergleich der Phosphatdynamik im West- und im Ostpolder von Dezember 2001 bis Februar 2002.

4.3.3.3 Vergleich der Nährstoffkonzentration in der Pohnsdorfer Stauung mit anderen überstauten, ehemals landwirtschaftlich genutzten Niedermoorflächen

Klenzauer See

Eine andere in jüngster Zeit flach überflutete Niedermoorfläche in Schleswig-Holstein ist der Klenzauer See in der Gemeinde Bosau/Ostholstein. Der 1995 wiederangestaute See umfasst eine Wasserfläche von 9 ha bei einer mittleren Tiefe von nur 0,5 und einer maximalen Tiefe von 1 Meter. Der See wurde Anfang des 20. Jahrhunderts durch Tieferlegung seines Ablaufes (Linsfelder Au) trockengelegt und die ehemalige Seefläche als Grünland genutzt. Das Einzugsgebiet ist mit 6,85 km² im Bezug zur Seefläche groß. Vor allem im Winterhalbjahr wird Wasser über die Linsfelder Au zugeführt, die den See durchfließt. In Abhängigkeit von Witterungseinflüssen kommt es zu Wasserspiegelschwankungen von 35 cm.

Die folgenden Konzentrationsmessungen (Tab. 10) erfolgten im Rahmen einer Beprobung für das Seenkurzprogramm 1997 (LANU 2000a). Da nur an vier Tagen Proben genommen wurden, ist lediglich eine grobe Charakterisierung der Nährstoffdynamik möglich.

Tab. 10: Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen (mg l⁻¹) im Klenzauer See 1997.

	05.03.1997	18.06.1997	23.07.1997	28.08.1997
Gesamt-N	11	3	2,1	1,7
Nitrat-N	9,11	0,08	<0,05	<0,05
Ammonium-N	0,114	1,41	0,025	0,011
N _{org}	1,7	1,4	2	1,6
Gesamtphosphor	0,063	0,25	0,27	0,11
o-Phosphat-P	0,026	0,103	0,067	0,038

Im Frühjahr ist Nitrat die dominierende Stickstoffspezies. Nitratbelastetes Wasser aus dem intensiv landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet fließt schnell durch den See, ohne dass es zu einem deutlichen Nitratabbau kommt. Im Sommer kann Nitrat dagegen bei niedrigerer Wasserführung und einer längeren Aufenthaltszeit denitrifiziert werden, so dass die Nitratkonzentration unterhalb der Nachweisgrenze liegt. Ammonium reichert sich dagegen unter den warmen Fröhsommerbedingungen an, so dass der höchste Wert mit 1,41 mg l⁻¹ im Juni auftrat. Zu dieser Zeit sank die Sauerstoffkonzentration auf 4 mg l⁻¹ ab. Die Gesamtphosphor- und die Phosphat-P-Konzentration stieg vom Frühjahr bis zum Sommer auf 0,27 bzw. 0,103 mg l⁻¹ an, und erst im August wurden wieder niedrigere Werte gemessen. Der Anstieg im Fröhsommer ist vermutlich auf Rücklösungsprozesse aus dem Phosphor-Pool im Sediment der ehemals landwirtschaftlich genutzten Niederung zurückzuführen.

Insgesamt weist die Stoffdynamik eine große Ähnlichkeit mit dem Ostpolder auf, mit hohen Nitratkonzentrationen aufgrund eines starken Eintrages im Fröhring und geringen Werten bei geringer Wasserführung im Sommer sowie erhöhten Ammonium- und Phosphatkonzentrationen bei stagnierenden Bedingungen und niedrigen Sauerstoffkonzentrationen im späten Fröhring.

Nuthe-Nieplitz-Niederung

Eine überstaute Niedermoorfläche, die viele Parallelen zum Westpolder aufweist, ist die Nuthe-Nieplitz-Niederung in Brandenburg. Hier führte der Ausfall eines Schöpfwerkes zur Überflutung ehemals intensiv landwirtschaftlich genutzter Niedermoorflächen beiderseits des Pfefferfließes. Der Nährstoffeintrag mit dem Oberflächenwasser ist gering.

Landgraf (1998) untersuchte die Nährstoffdynamik in den Flachwasserseen von Juni 1996 bis Mai 1997, allerdings mit einer Unterbrechnung von November bis Februar. Nitrat wies mit maximal 2,5 mg l⁻¹ insgesamt niedrige Werte auf. Die Ammoniumkonzentration erreichte in den Sommermonaten (Juli bis Oktober) die höchsten Werte. Mit maximal 6,5 mg l⁻¹ NH₄-N lagen die Konzentrationen für Oberflächengewässer in einem hohen Bereich. Die Phosphatkonzentrationen stiegen von Juni bis August 1996 von 1,0 auf 3 mg l⁻¹ PO₄-P an

und gingen anschließend wieder auf $0,6 \text{ mg l}^{-1}$ im Oktober zurück. Aus dem folgenden Winterhalbjahr und Frühjahr liegen nur von März ($0,5 \text{ mg l}^{-1}$), April ($0,1 \text{ mg l}^{-1}$) und Mai 1997 ($0,5 \text{ mg l}^{-1} \text{ PO}_4\text{-P}$) Messungen vor.

Insgesamt treten vergleichbare Jahresverläufe wie in der Pohnsdorfer Stauung auf. Insbesondere die erhöhten Phosphat- und Ammoniumkonzentrationen bei warmer Witterung und stagnierender Wasserführung im Sommer weisen deutliche Parallelen zum Westpolder auf. Da die Phosphatkonzentrationen in den Zuflüssen gering waren, nimmt Landgraf (1998) eine Freisetzung von Phosphat im Gebiet selbst an.

4.3.3.4 Zusammenfassende Betrachtung der Nährstoffdynamik auf flach überstauten Niedermoorflächen

Die Untersuchungen im überfluteten West- und Ostpolder zeigen, dass die einzelnen Stickstoff- und Phosphorspezies und -fraktionen eine starke saisonale und jährliche Dynamik aufweisen. Dabei macht sich die unterschiedliche hydraulische Einbindung der beiden Flächen bemerkbar.

Im *Westpolder* dominieren gewässerinterne Rücklösungsprozesse, Algenzyklen sowie deren Abbau die Nährstoffkonzentrationen. Die im Sediment vorhandenen Nährstoffe sind die Hinterlassenschaft der landwirtschaftlichen Vornutzung der Niedermoorfläche. Dominierende Stoffspezies und Fraktionen sind im Stickstoffkreislauf Ammonium sowie organisch gebundener Stickstoff und im Phosphorkreislauf sowohl Phosphat als auch organisch gebundener Phosphor. Kennzeichnend sind zeitweise geringe Sauerstoffgehalte aufgrund einer hohen biologischen Sauerstoffzehrung bei gleichzeitig geringer Sauerstoffnachlieferung aufgrund stagnierender Wasserführung. Der geringe Nährstoffeintrag aus dem Einzugsgebiet macht sich vor allem beim Nitrat bemerkbar, dass nur in den Wintermonaten in geringen Konzentrationen vorhanden ist. Insbesondere im Sommer bietet der Polder ein hohes Denitrifikationspotenzial. Aufgrund der Bedeutung der gewässerinternen Prozesse kann der Westpolder als Beispiel für eine Wiedervernässungsfläche mit einem weitgehend **autochthonen** Nährstoffhaushalt angesehen werden.

Im *Ostpolder* haben dagegen während der Durchströmungsphase die mit dem Auwasser eingetragenen Stoffe für die Konzentration im Oberflächenwasser eine große Bedeutung. Dies gilt insbesondere für Nitrat, während Ammonium und Phosphat nur in geringen Konzentrationen vorliegen. Im Frühjahr und Sommer sind bei niedrigen Wasserständen und stagnierender Wasserführung allerdings auch im Ostpolder die für den Westpolder beschriebenen Prozesse wirksam, und erst mit wiedereinsetzender Durchströmung im Herbst gewinnen eingetragene Stoffe erneut an Bedeutung. Der Ostpolder ist im Winterhalbjahr ein Beispiel für eine wiedervernässte Niedermoorflächen mit einem **allochthonen** Nährstoffhaushalt, während in abflusslosen Sommermonaten autochthone Prozesse vorherrschen.

4.4 Nährstoffbilanzen und Nährstoffausträge

Nachdem im vorangehenden Kapitel die Nährstoffdynamik in den beiden im Zuge der Wiedervernässung entstandenen Flachwasserseen dargestellt und diskutiert wurde, folgen in diesem Abschnitt Nährstoffbilanzen (Kap. 4.4.1) und Frachtberechnungen (Kap. 4.4.2) für den Westpolder, den Ostpolder und die gesamte Stauung (Austrag über das Schöpfwerk). Im dritten Unterkapitel (4.4.3) werden die Einflüsse der Wiedervernässungsmaßnahmen in der Pohnsdorfer Stauung auf die Wasserqualität der Neuwührener Au dargestellt.

Anhand der Bilanzierung der Ein- und Austräge soll die Hypothese 1: *„Die durch die Wiedervernässung in der Pohnsdorfer Stauung entstandenen Flachwasserseen im West- und Ostpolder wirken als Nährstoffsенke“* beantwortet werden. Anhand der Nährstofffrachten wird die Hypothese 2: *„Die durch die Wiedervernässung in der Pohnsdorfer Stauung entstandenen Flachwasserseen weisen im Vergleich zu anderen schleswig-holsteinischen Fließgewässereinzugsgebieten im Östlichen Hügelland geringe Nährstoffausträge auf“* und anhand der hydrochemischen Messungen in der Neuwührener Au die Hypothese 3: *„Die Wasserqualität der angrenzenden Oberflächengewässer wird durch die Wiedervernässungsmaßnahmen in der Pohnsdorfer Stauung verbessert“* geprüft.

4.4.1 Nährstoffbilanz Westpolder

Im Westpolder werden seit Mai 1999 die Ein- und Austräge durch Konzentrations- und Abflussmessungen erfasst (vgl. Kap. 2.4.2). Nährstoffeinträge erfolgen mit der Deposition, über einen periodisch fließenden Waldbach und in geringem Maße über das Grundwasser. Eine Anbindung an ein Fließgewässer besteht nicht. Nährstoffausträge mit dem Oberflächenwasser wurden an der Überlaufschwelle gemessen. Durch die starke Abhängigkeit von den aktuellen Niederschlägen kommt es zu starken Wasserstandsschwankungen (vgl. Kap. 3.3), die dazu führen, dass in den Sommermonaten kein Wasser aus dem Polder abfließt. Beim Vergleich der Jahresbilanzen sind die unterschiedlich hohen Abflüsse in den drei Untersuchungsjahren zu beachten.

Die Bilanzen beziehen sich auf die drei hydrologischen Jahre 2000, 2001 und 2002 und eine Feuchtgebietsfläche von 25 Hektar.

Stickstoff

Die *Einträge* mit der Deposition, über den Waldbach und mit dem Grundwasser sind gering (Tab. 11). Bedeutendste Stoffspezies sind Nitrat und Ammonium, während organisch gebundener Stickstoff kaum eingetragen wird. Die *Austräge* über die Überlaufschwelle erfolgten vor allem in organisch gebundener Form.

Tab. 11: Stickstoffeinträge (kg ha⁻¹ a⁻¹) im Westpolder für die drei hydrologischen Jahre 2000, 2001 und 2002 bezogen auf eine Feuchtgebietsfläche von 25 ha.

		2000	2001	2002
Nitrat	Waldbach	4,3	1,5	3,6
	Grundwasser	1,1	1,1	1,1
	Deposition	<u>6,4</u>	<u>6,4</u>	<u>6,4</u>
	Summe	11,8	9,0	11,1
Ammonium	Waldbach	0,1	0,1	0,1
	Grundwasser	0,2	0,2	0,2
	Deposition	<u>9,5</u>	<u>9,5</u>	<u>9,5</u>
	Summe	9,8	9,8	9,8
Norg	Waldbach	2,7	0,9	1,4
	Grundwasser	0,1	0,1	0,1
	Deposition	<u>0,3</u>	<u>0,3</u>	<u>0,3</u>
	Summe	3,1	1,3	1,8
Gesamt-N		24,7	20,1	22,7

Nitrat wies in allen drei Untersuchungsjahren eine positive Bilanz zwischen 3,5 und 8,3 kg ha⁻¹ a⁻¹ auf; die jährlichen Retentionsraten lagen zwischen 32 und 92% (Tab. 12). Auch *Ammonium* hatte eine leicht positive Bilanz (1,1 bis 4,6 kg ha⁻¹ a⁻¹) und Retentionsraten zwischen 11 und 47%. Eine deutlich negative Stoffbilanz zwischen -17 und -20,5 kg ha⁻¹ a⁻¹ wurde für den *organisch gebundenen Stickstoff* berechnet. Da kaum organischer Stickstoff eingetragen wurde, lagen die Retentionsraten zwischen -645 und -1308%. Aufgrund dieser hohen negativen organischen Stoffbilanz war auch die Bilanz für Gesamtstickstoff in allen drei Jahren negativ (zwischen -5,4 und -15,2 kg ha⁻¹ a⁻¹ bzw. zwischen -27 und -62%).

Tab. 12: Stickstoffbilanz ($\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) im Westpolder für die drei hydrologischen Jahre 2000, 2001 und 2002 bezogen auf eine Feuchtgebietsfläche von 25 ha.

	2000	2001	2002	Mittelwert
Eintrag				
Nitrat	11,8	9,0	11,1	
Nitrit	<0,1	<0,1	<0,1	
Ammonium	9,8	9,8	9,8	
Norg	3,1	1,3	1,8	
Gesamt-N	24,7	20,1	22,7	
Austrag				
Nitrat	8,0	0,7	7,6	
Nitrit	0,1	0,1	0,2	
Ammonium	8,7	6,4	5,2	
Norg	23,1	18,3	22,3	
Gesamt-N	39,9	25,5	35,3	
Bilanz				
Nitrat	3,8 (32%)	8,3 (92%)	3,5 (32%)	5,2 (52%)
Nitrit	-0,1	-0,1	-0,2	-0,1
Ammonium	1,1 (11%)	3,4 (35%)	4,6 (47%)	3,0 (31%)
Norg	-20,0 (-645%)	-17,0 (-1308%)	-20,5 (-1139%)	-19,2 (-1031%)
Gesamt-N	-15,2 (-62%)	-5,4 (-27%)	-12,6 (-56%)	-11,1 (-48%)

Phosphor

Phosphor wurde vor allem als Phosphat in den Polder eingetragen (Tab. 13). Die Frachten wurden analog der Vorgehensweise beim Stickstoff kalkuliert. Die Konzentrationen für den Grundwasserpfad wurden mit $0,02 \text{ mg l}^{-1}$ Phosphat-P und $0,05 \text{ mg l}^{-1}$ Gesamt-P angenommen.

Tab. 13: Phosphoreinträge ($\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) im Westpolder für die drei hydrologischen Jahre 2000, 2001 und 2002 bezogen auf eine Feuchtgebietsfläche von 25 ha.

		2000	2001	2002
Phosphat	Waldbach	0,09	0,04	0,10
	Grundwasser	0,12	0,12	0,12
	Deposition	<u>0,48</u>	<u>0,48</u>	<u>0,48</u>
	Summe	0,69	0,64	0,70
Gesamt-P		0,82	0,74	0,86

Die Austräge über die Überlaufschwelle erfolgten wie beim Stickstoff zu einem Großteil in organisch gebundener Form (Tab. 14).

Obwohl Phosphor kaum in den Polder eingetragen wird, liegen im Überflutungswasser zeitweise hohe Phosphorkonzentrationen vor (vgl. Kap. 4.3.1), so dass die Bilanzen sowohl für Phosphat (zwischen -0,9 und -1,6 kg ha⁻¹ a⁻¹) als auch für Gesamt-P (zwischen -3,3 und -5,8 kg ha⁻¹ a⁻¹) in allen drei Untersuchungsjahren deutlich negativ waren.

Tab. 14: Phosphorbilanz (kg ha⁻¹ a⁻¹) im Westpolder für die drei hydrologischen Jahre 2000, 2001 und 2002 bezogen auf eine Feuchtgebietsfläche von 25 ha.

	2000	2001	2002	Mittelwert
Eintrag				
Phosphat	0,69	0,64	0,70	
Gesamt-P	0,82	0,74	0,86	
Austrag				
Phosphat	1,62	2,28	2,10	
Gesamt-P	4,13	6,54	5,32	
Bilanz				
Phosphat	-0,9 (-137%)	-1,6 (257%)	-1,4 (-202%)	-1,3 (-199%)
Gesamt-P	-3,3 (-401%)	-5,8 (-787%)	-4,5 (-515%)	-4,5 (-568%)

Insgesamt wirkt der Westpolder für Nitrat und Ammonium als *Stoffsenke* und für organisch gebundenen Stickstoff und Phosphat als *Stoffquelle*. Aufgrund der großen Bedeutung der organisch und partikulär gebundenen Nährstoffe für die Gesamtbilanz weist der Polder sowohl für Gesamt-P als auch für Gesamt-N eine negative Bilanz und damit eine *Quellenfunktion* auf.

4.4.2 Nährstoffbilanz Ostpolder

Im Ostpolder erfolgt seit der Wiederanbindung an die Neuwührener Au der bedeutendste Stoffeintrag mit dem Auwasser, der bei Nitrat 91%, bei Ammonium 69% und bei Phosphat 75% der Gesamteinträge ausmacht. Weitere Einträge erfolgen über die Deposition (siehe Bilanz Westpolder) sowie über das Grundwasser. Da der Polder quellige Bereiche aufweist, und die aus dem oberirdischen lateralen Einzugsgebiet (60 ha) aus der Grundwasserneubildungsrate berechnete Wassermenge offensichtlich zu niedrig liegt (vgl. Kap. 2.4.2), wird der Grundwasserzustrom (16 l s⁻¹ = Basisabfluss aus dem Polder) in oxisches (entsprechend dem oberirdischen Einzugsgebiet 6 l s⁻¹) und anoxisches Grundwasser (10 l s⁻¹) unterteilt. Für das oxische Grundwasser liegen Konzentrationsmessungen aus Dränagen und Gräben vor (Tab. 15). Für das anoxische Grundwasser wurden

Konzentrationen aus der Literatur und anhand von eigenen Messungen im Eidertal abgeschätzt (Tab. 15).

Tab. 15: Konzentrationen und Frachten über den Grundwasserpfad im Ostpolder.

	Konzentration mg l ⁻¹ oxisches GW	Eintrag kg ha ⁻¹ a ⁻¹	Konzentration mg l ⁻¹ anoxisches GW	Eintrag kg ha ⁻¹ a ⁻¹
Nitrat-N	10	47,3	0,1	0,8
Ammonium-N	0,1	0,5	0,1	0,8
Gesamt-N		48,0		1,7
Phosphat-P	0,01	0,05	0,03	0,24
Gesamt-P	0,06	0,28	0,1	0,8

Durch den Zustrom von Auwasser kommt es im Ostpolder zu großen saisonalen Schwankungen der ein- und ausgetragenen Stoffmenge, so dass im Folgenden neben der Jahresbilanz auch die täglichen Ein- und Austräge dargestellt werden. Die Bilanzierungen beziehen sich auf das Jahr 2002 und eine Feuchtgebietsfläche von 40 ha.

4.4.2.1 Stickstoff

Die Jahresbilanz für *Gesamtstickstoff* liegt bei 14% (132 kg ha⁻¹ a⁻¹), so dass der Polder eine *Senke* für Stickstoff ist (Tab. 16). Die positive Gesamtbilanz des Ostpolders ist das Ergebnis einer hohen Senkenfunktion für Nitrat und einer leichten bis mäßigen Quellenfunktion für Ammonium und organisch gebundenen Stickstoff (Tab. 16).

Tab. 16: Stickstoffeintrag und -bilanz (kg ha⁻¹ a⁻¹) im Ostpolder im Jahr 2002 bezogen auf eine Feuchtgebietsfläche von 40 ha (Rundungsunschärfen bei PON).

	Eintrag kg ha ⁻¹ a ⁻¹	Austrag kg ha ⁻¹ a ⁻¹	Retention	
			kg ha ⁻¹ a ⁻¹	%
Nitrat	620	413	207	33%
Nitrit	6	4	2	33%
Ammonium	34	38	-4	-11%
Norg	268	341	-73	-27%
DON	203	279	-76	-37%
PON	65	63	2	3%
Gesamt-N	928	796	132	14%

Die *Nitratbilanz* im Ostpolder ist fast das ganze Jahr über positiv (Abb. 62). Eine hohe *absolute* Nitratretention wurde sowohl im Spätwinter als auch im Juli und August festgestellt, während sie im Frühjahr und Spätsommer/Herbst deutlich niedriger lag.

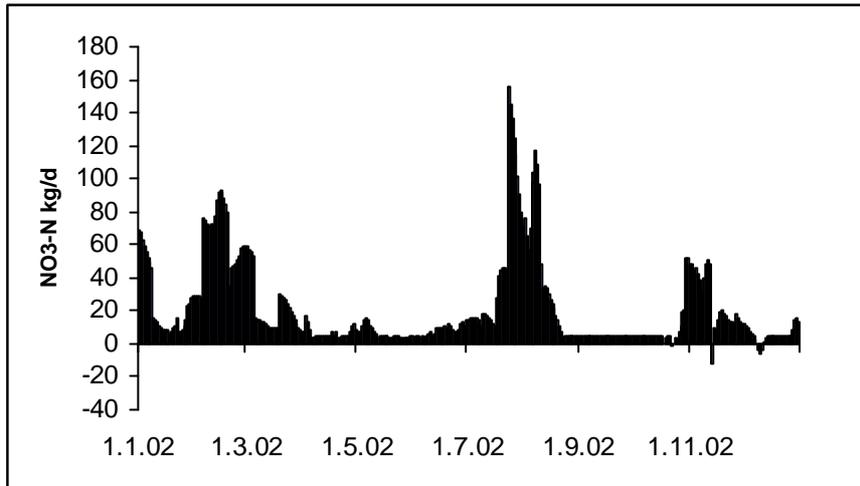


Abb. 62: Tägliche absolute Nitratbilanz (Einträge-Austräge) im Ostpolder im Jahr 2002. Positive Werte zeigen eine Verringerung (Retention), negative eine Erhöhung der Nitratfracht an.

Die Berechnung der *relativen* Nitratretention (Nitratbilanz in Prozent der eingetragenen Nitratfracht) ergab große saisonale Unterschiede (Abb. 63). Eine besonders hohe Nitratretention von annähernd 100% wurde von April bis Oktober festgestellt. Dies gilt sowohl für Monate mit geringen Einträgen (April-Juni, Ende August-Ende Oktober) als auch für Zeiträume mit hohen Einträgen infolge sommerlicher Starkregenereignisse (Juli-August). Am Auslauf wurde zu dieser Zeit kein Nitrat nachgewiesen, so dass die Retention zeitweise bei 100% lag. In den Wintermonaten wurden hingegen bei hohen Nitratreinträgen über das Auwasser nur Retentionsraten zwischen 10 und 30% festgestellt. Bezogen auf die Jahresfracht liegt die Nitratretention bei 33% ($207 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) (Tab. 16).

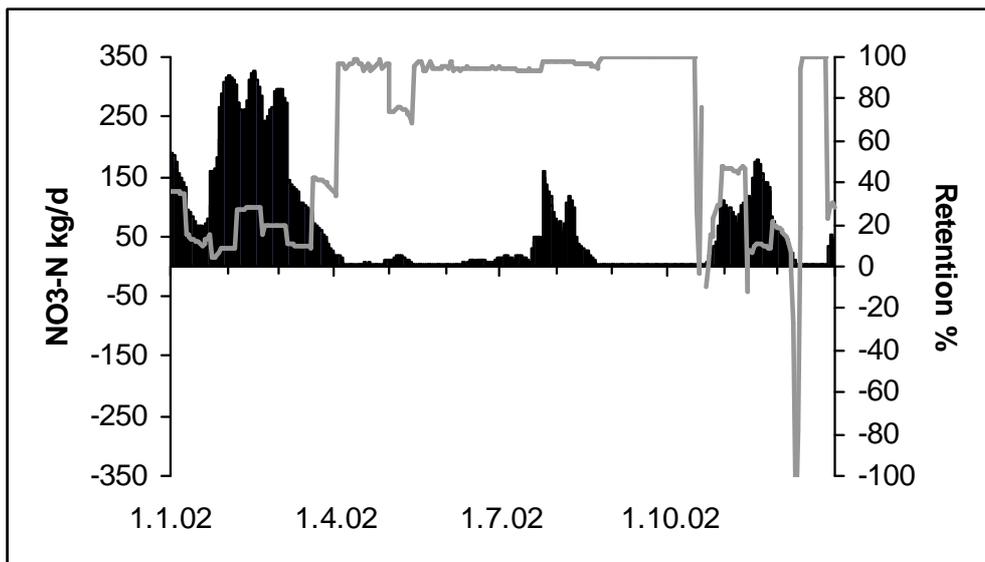


Abb. 63: Tägliche Nitratreinträge (schwarze Fläche) (kg d^{-1}) und Nitratretention (graue Linie) (%) im Ostpolder im Jahr 2002.

Im Gegensatz zu Nitrat kommt es bei *Ammonium* zu ausgeprägten Phasen, in denen der Polder als Senke und als Quelle wirkt. In den Wintermonaten wurde Ammonium im Polder zurückgehalten, während es im Juli und August nach sommerlichen Starkregen zu deutlichen Austrägen kam (Abb. 64). Aufgrund dieser bedeutenden Austräge ist die Bilanz auf die Jahresfracht bezogen mit -11% ($-4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) leicht negativ (Tab. 16).

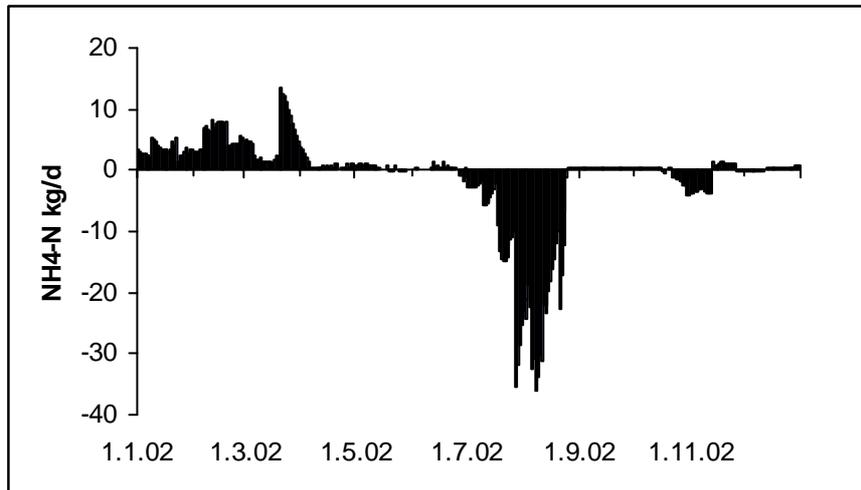


Abb. 64: Tägliche Ammoniumbilanz (Einträge-Austräge) im Ostpolder im Jahr 2002. Positive Werte zeigen eine Verringerung (Retention), negative eine Erhöhung der Ammoniumfracht an.

Auffallend ist die hohe *relative* Retentionsrate von 80-95% während starker Ammoniumeinträge in den Winter- und Frühjahrsmonaten (Abb. 65). Für die hohen Austräge in den Sommermonaten ist eine starke Ammoniumanreicherung im Oberflächenwasser verantwortlich (vgl. Kap. 4.3.1).

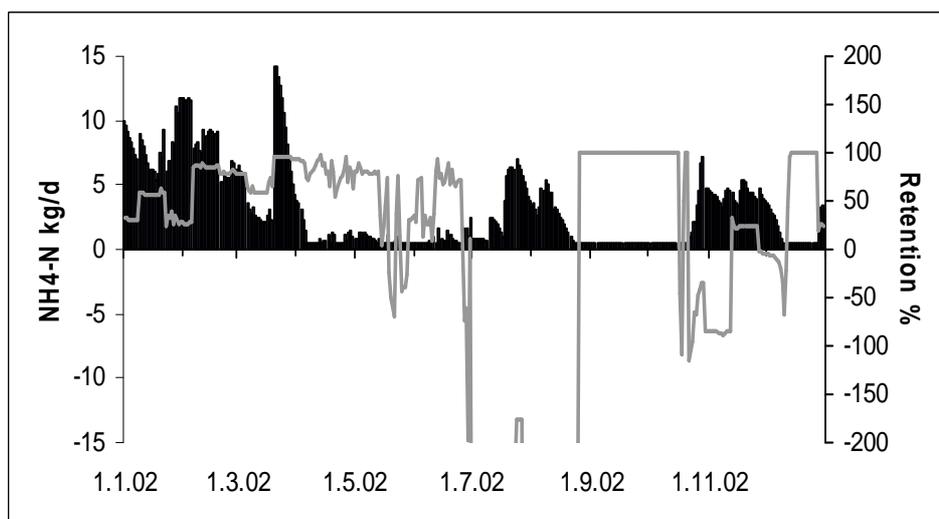


Abb. 65: Tägliche Ammoniumeinträge (kg d^{-1}) (schwarze Fläche) und relative Ammoniumretention (%) (graue Linie) im Ostpolder 2002.

Die Bilanz für *organisch gebundenen Stickstoff* (TON) war im Jahr 2002 mit -27% (- 73 kg ha⁻¹ a⁻¹) negativ (Tab. 16).

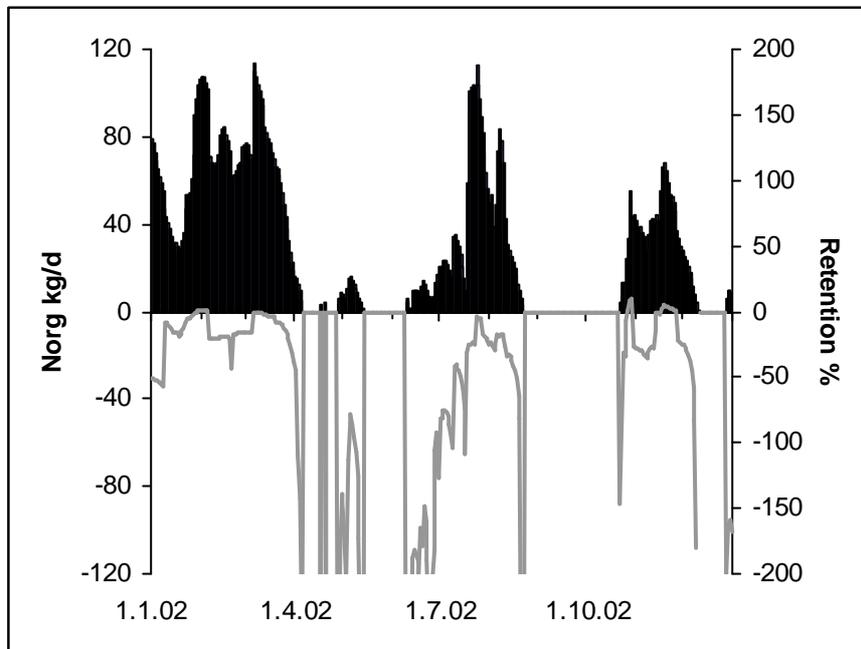


Abb. 66: Tägliche Einträge an organisch gebundenem Stickstoff (TON) (kg d⁻¹) (schwarze Fläche) und Retention (%) (graue Linie) im Ostpolder 2002.

Eine Auftrennung in gelösten (DON) und partikulären organisch gebundenen Stickstoff (PON) zeigt, dass der DON die bedeutendere Fraktion war (Abb. 67, 68). Die Bilanz für DON war fast das ganze Jahr über negativ, während PON insbesondere bei hohen Einträgen mit dem Auwasser im Polder zurückgehalten wurde. Dadurch hatte der PON bei der Jahresfracht eine leicht positive Retention von 3% (2 kg ha⁻¹ a⁻¹), während der DON eine negative Bilanz aufwies (-37%, 76 kg ha⁻¹ a⁻¹) (Tab. 16).

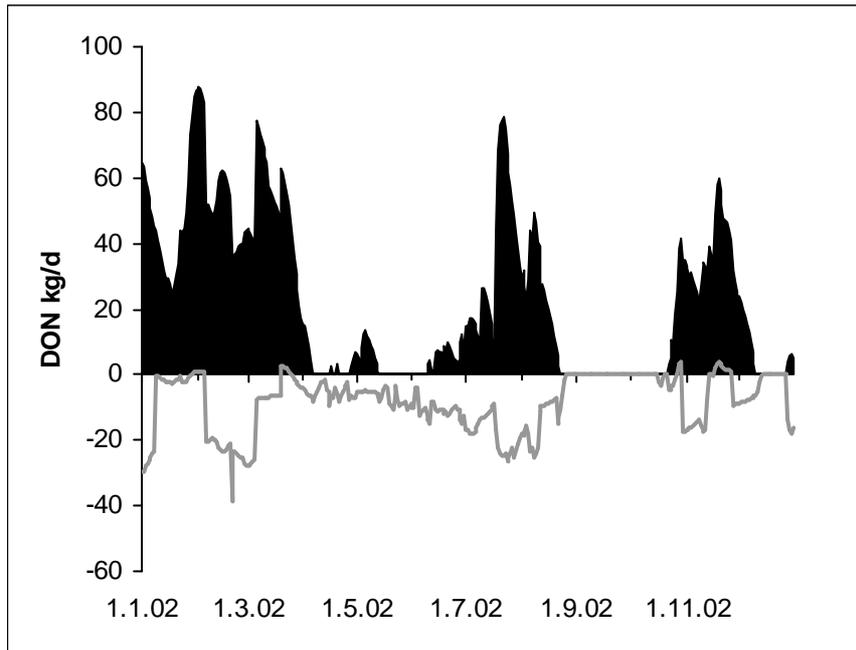


Abb. 67: Tägliche Einträge (schwarze Linie) und Bilanz (graue Linie) von gelösten organisch gebundenem Stickstoff (DON) im Ostpolder 2002.

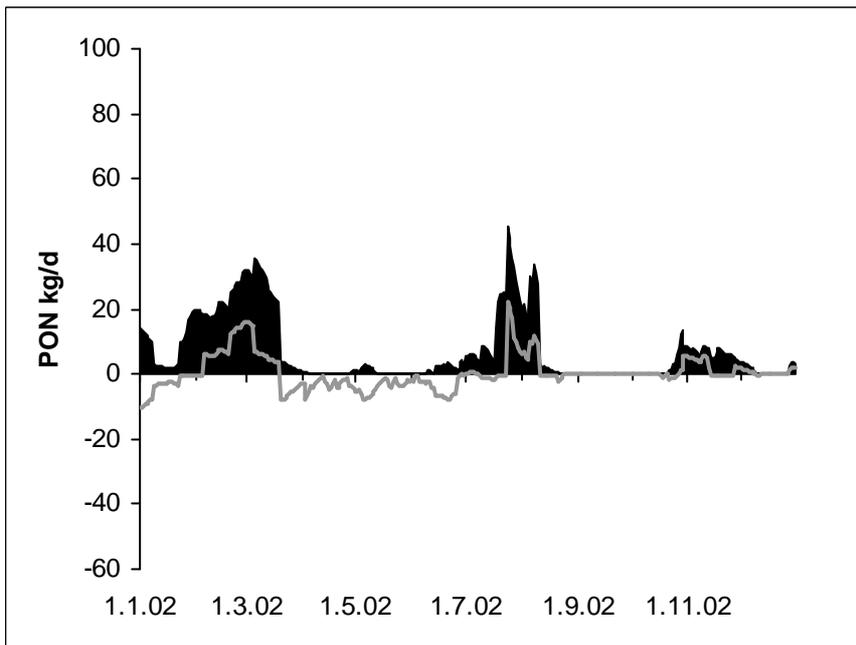


Abb. 68: Tägliche Einträge (schwarze Linie) und Bilanz (graue Linie) von partikulären organisch gebundenen Stickstoff (PON) im Ostpolder 2002.

4.4.2.2 Phosphor

In den Winter und Frühjahrsmonaten ist die *Phosphatbilanz* bei hohen Phosphateinträgen ausgeglichen oder leicht negativ (Abb. 69). Erst nach heftigen Sommerniederschlägen im Juli und August kommt es zu starken Austrägen, so dass zu diesem Zeitpunkt trotz hoher Einträge die Bilanz negativ ist. Die Jahresbilanz beträgt -276% (-39 kg ha⁻¹ a⁻¹).

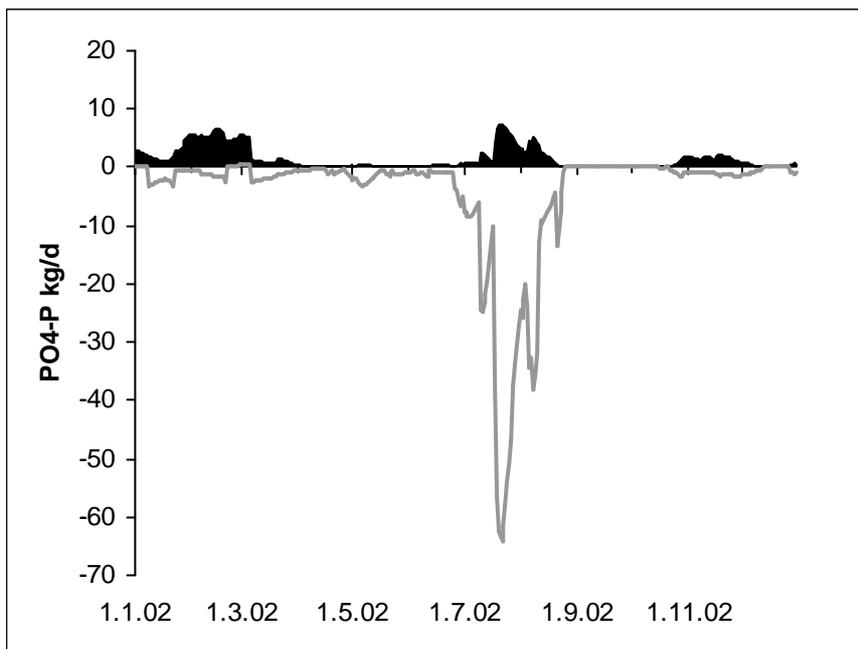


Abb. 69: Tägliche Phosphateinträge (kg d^{-1}) (schwarze Fläche) und Phosphatbilanz (graue Linie) im Ostpolder 2002.

Der *organisch gebundene Phosphor* (PP+DOP) weist dagegen während der hohen Einträge mit dem Auwasser im Februar und März eine positive Bilanz auf (Abb. 70). In den Sommermonaten kommt es zu Austrägen, so dass die Jahresbilanz mit -23% negativ ist ($-4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$).

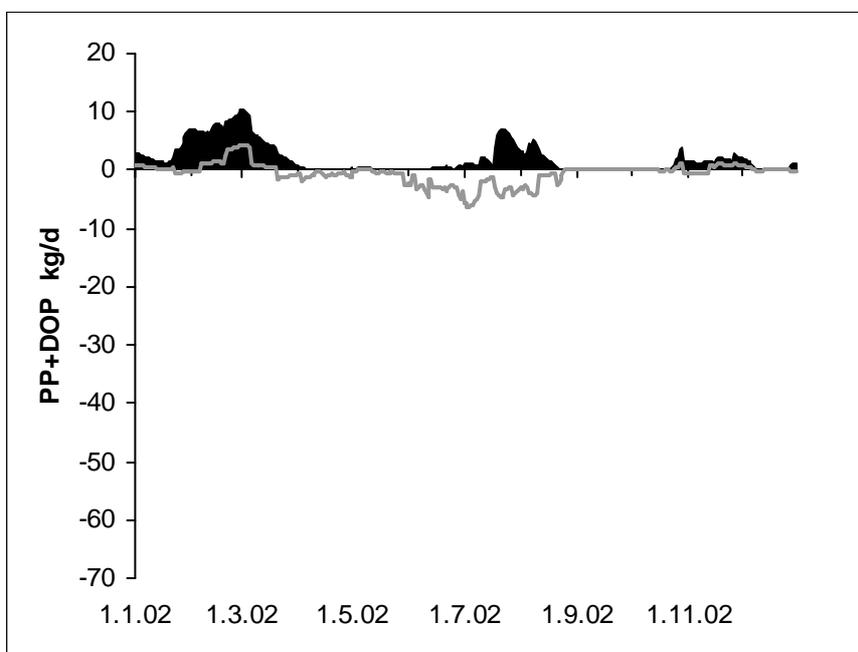


Abb. 70: Einträge (schwarze Linie) und Bilanz (graue Linie) von organisch gebundenem Phosphor im Ostpolder 2002.

Die *Gesamtphosphorbilanz* liegt bei -132% ($-43 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) (Tab. 17).

Tab. 17: Phosphorbilanz im Ostpolder.

	Eintrag $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	Austrag $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	Retention $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	
PO ₄ -P	14	53	-39	-276%
Porg	19	23	-4	-23%
Gesamt-P	33	76	-43	-132%

4.5 Nährstoffausträge auf Einzugsgebietsebene

Bei den im vorangehenden Kapitel vorgestellten Nährstoffbilanzen wurden die Ein- und Austräge gegenübergestellt, um die Quellen- und Senkenfunktion der Polder zu ermitteln. Die im folgenden Abschnitt besprochenen Nährstofffrachten geben die Stoffmengen an, die aus dem Westpolder bzw. über das Schöpfwerk (Kap. 4.5.2) ausgetragen wurden.

4.5.1 Westpolder

Da der Westpolder nur geringe Nährstoffeinträge aus seinem kleinen, bewaldeten Einzugsgebiet erhält und keine Anbindung an ein Fließgewässer hat, weisen die Nährstoffeinträge über die drei Eintragspfade Deposition, Waldbach und Grundwasser nur eine geringe jährliche Variabilität auf. Demgegenüber zeigen die aus dem Westpolder ausgetragenen Stofffrachten große jährliche und saisonale Schwankungen. Da sich die Austräge aus der Stoffkonzentration und der Wassermenge berechnen, weisen die einzelnen Nährstoffe aufgrund ihrer unterschiedlichen jahreszeitlichen Konzentrationsdynamik (vgl. Kap. 4.3.1) verschiedene Austragsmuster auf.

Hohe Abflüsse wurden mit 230.068 und $309.550 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$ in den hydrologischen Jahren 2000 und 2002 gemessen, während 2001 mit $92.319 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$ einen deutlich niedrigeren Abfluss aufwies. Die Zeiträume mit den höchsten Abflüssen in den Untersuchungsjahren waren Dezember 1999 und Februar/März 2002. Im Sommer sank der Wasserstand stark ab, so dass zeitweise kein Wasser aus dem Polder abfloss (vgl. Kap. 3.3).

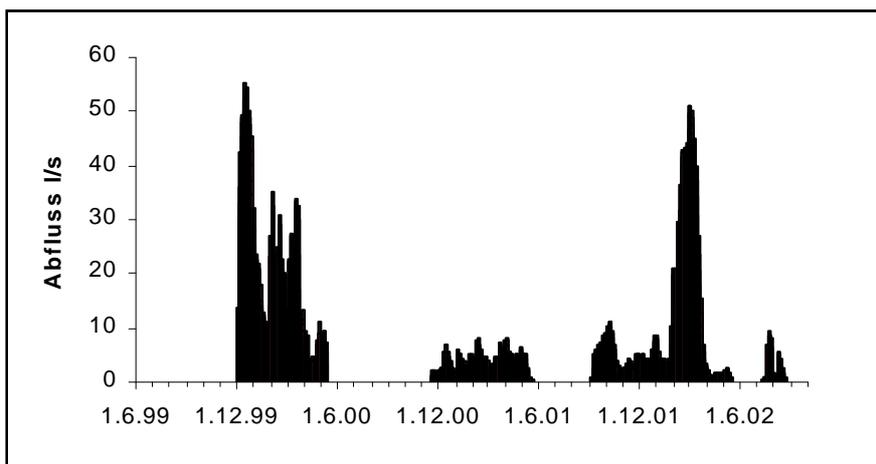


Abb. 71: Täglicher Abfluß ($l\ s^{-1}$) aus dem Westpolder in den hydrologischen Jahren 2000 bis 2002.

Während die Nährstoffbilanzen auf die Feuchtgebietsfläche des Westpolders (25 ha) bezogen wurden, werden die Nährstoffausträge, die an der Überlaufschwelle aus dem Polder abfließen, für die Einzugsgebietsfläche (150 ha) berechnet, um die Austräge mit anderen Einzugsgebieten in Schleswig-Holstein vergleichen zu können.

4.5.1.1 Stickstoff

Die *Gesamtstickstoffausträge* aus dem Einzugsgebiet des Westpolders lagen in den drei untersuchten hydrologischen Jahren bei 6,6 (2000), 4,2 (2001) und 5,9 $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$ (2002).

Die *Nitratausträge* lagen in den Jahren 2000 und 2001 jeweils bei 1,3 $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$, während im Jahr 2001 nur 0,1 $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$ ausgetragen wurden. Da die Nitrat-N-Konzentrationen in den drei Winterhalbjahren nur geringe Schwankungen aufweisen (vgl. Abb. 4.3.1), hängt die Höhe des Nitrataustrages vor allem von der aus dem Polder fließenden Wassermenge ab.

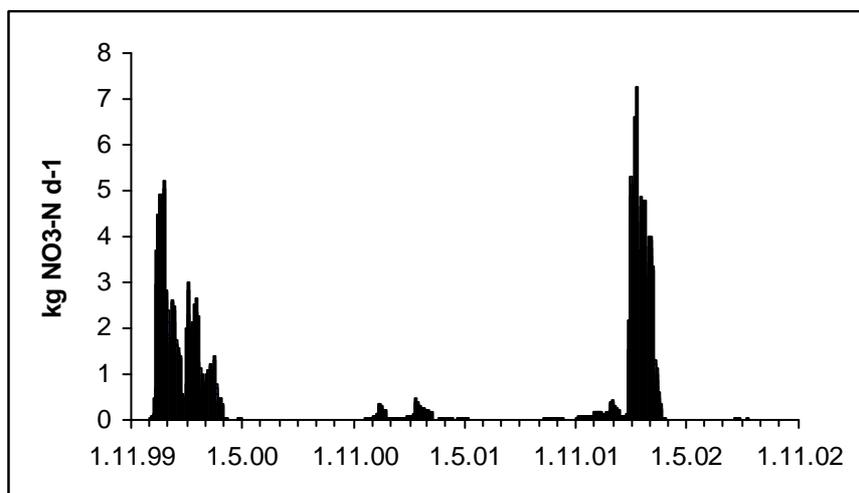


Abb. 72: Täglicher Nitrataustrag aus dem Westpolder in den hydrologischen Jahren 2000 bis 2002.

Die *Ammoniumfracht* war mit 1,4 (2000), 1,1 (2001) und 0,9 kg ha⁻¹ a⁻¹ (2002) in den drei untersuchten hydrologischen Jahren deutlich ausgeglichener. Die im Vergleich mit Nitrat hohen Austräge im hydrologischen Jahr 2001 sind auf hohe Ammoniumkonzentrationen in den niederschlagsarmen Wintermonaten und bedeutende Austräge im September und Oktober 2001 zurückzuführen, als nach ungewöhnlich hohen Niederschlägen bereits ab September wieder Wasser aus dem Westpolder abfloss. Zu diesem Zeitpunkt wurde Ammonium in Konzentrationen von 5 mg l⁻¹ NH₄-N im Westpolder festgestellt (vgl. Kap. 4.3.1).

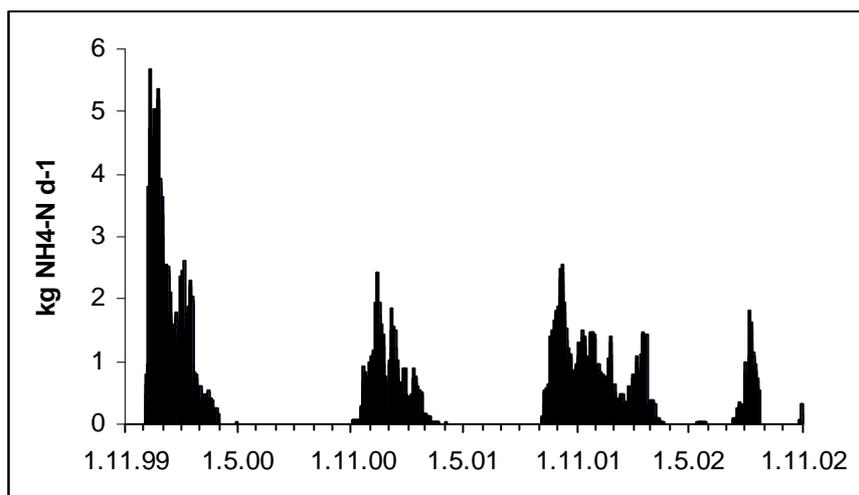


Abb. 73: Täglicher Ammoniumaustrag aus dem Westpolder von 2000 bis 2002.

Die höchsten Stickstoffausträge aus dem Westpolder erfolgten als *organisch gebundener Stickstoff*. Auch der TON-Austrag weist nur geringe Unterschiede in den drei Untersuchungsjahren auf: 3,9 (2000), 3,1 (2001) und 3,7 (2002) kg ha⁻¹ a⁻¹. Wie beim Ammonium wurden die im Vergleich mit Nitrat hohen Frachten im hydrologischen Jahr 2001 durch höhere Konzentrationen in den Wintermonaten und die jahreszeitlich frühen Austräge im Herbst 2001 verursacht.

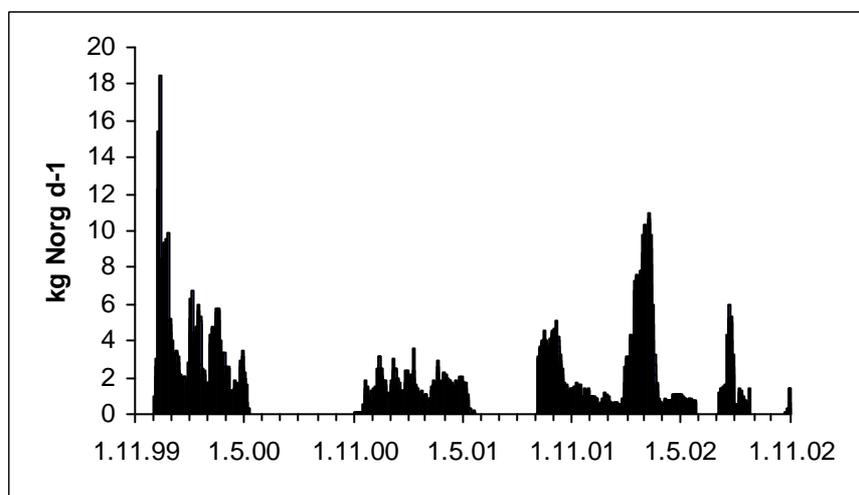


Abb. 74: Tägliche Austräge an organisch gebundenen Stickstoff (TON) aus dem Westpolder von 2000 bis 2002.

Für die Frage der Bioverfügbarkeit und der damit einhergehenden Eutrophierungswirksamkeit ist eine Auftrennung des organisch gebundenen Stickstoffs in die gelöste (DON) und partikuläre (PON) Fraktion aufschlussreich (vgl. Kap. 4.3.1). Der PON hat vor allem zu Beginn der Ausflussphasen einen hohen Anteil am ausgetragenen TON (Dezember 1999, September 2001), da in dieser Zeit die sommerlichen Algenblüten gerade erst abgebaut werden. In den folgenden Wintermonaten dominiert meistens der DON (Abb. 75).

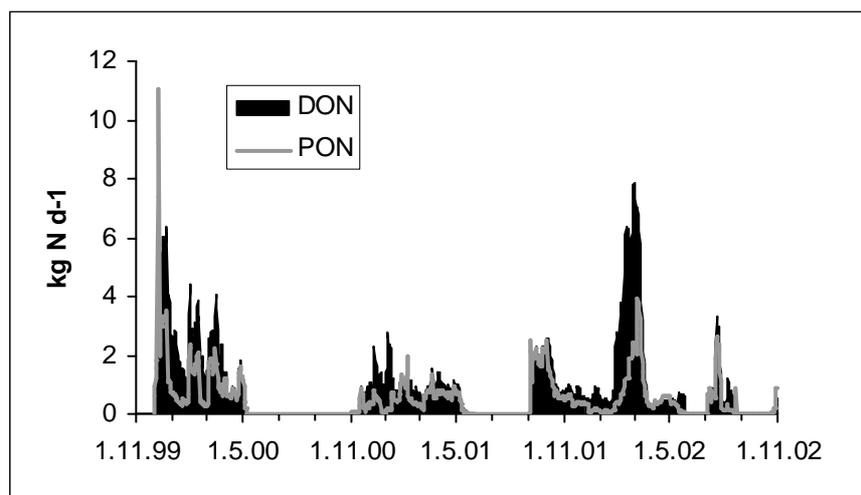


Abb. 75: Tägliche Fracht von DON und PON aus dem Westpolder von 2000 bis 2002.

Insgesamt liegen in allen drei Untersuchungsjahren die DON-Austräge über den Austrägen an PON (Tab. 18). Der DON macht 64 (2000), 60 (2001) und 71% (2002) des ausgetragenen organisch gebundenen Stickstoffs aus.

Tab. 18: Jährliche Austräge von DON und PON aus dem Westpolder ($\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) in den hydrologischen Jahren 2000 bis 2002, bezogen auf das Einzugsgebiet des Polders (150 ha)

	DON	PON
2000	2,5	1,4
2001	1,8	1,2
2002	2,6	1,1

4.5.1.2 Phosphor

Die *Gesamtphosphorfrachten* aus dem Einzugsgebiet des Westpolders lagen in den drei untersuchten hydrologischen Jahren bei 0,69 (2000), 1,09 (2001) und 0,89 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (2002).

Beim *Phosphat* lagen die Austräge im Jahr 2000 mit 0,27 $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ etwas niedriger als in den anderen beiden Untersuchungsjahren (0,38 $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ 2001 und 0,35 $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ 2002).

Auffallend sind die hohen Austräge jeweils zu Beginn der Abflussphasen, die durch hohe Phosphatkonzentrationen verursacht wurden (Abb. 76). Hohe Phosphatfrachten im Spätwinter (z.B. im März 2002) sind auf hohe Wassermengen zurückzuführen.

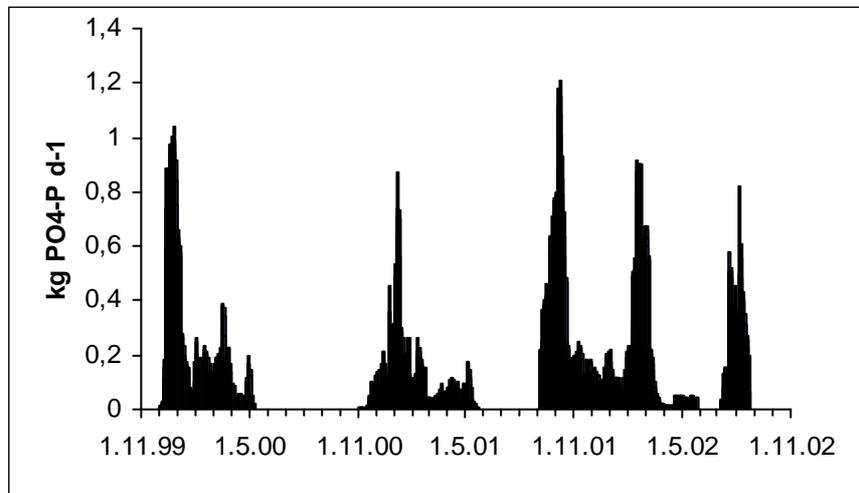


Abb. 76: Tägliche Phosphatfracht aus dem Westpolder von 2000 bis 2002.

Die Phänologie des täglichen Austrags des *organisch gebundenen Phosphors* (PP+DOP) zeigt große Ähnlichkeit mit der des Phosphats. Mit $0,71 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ 2001 gegenüber $0,42$ (2000) und $0,52 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (2002) macht sich auch hier der Einfluß des jahreszeitlich frühen Ausstroms im Herbst 2001 bei noch hohen Konzentrationen bemerkbar.

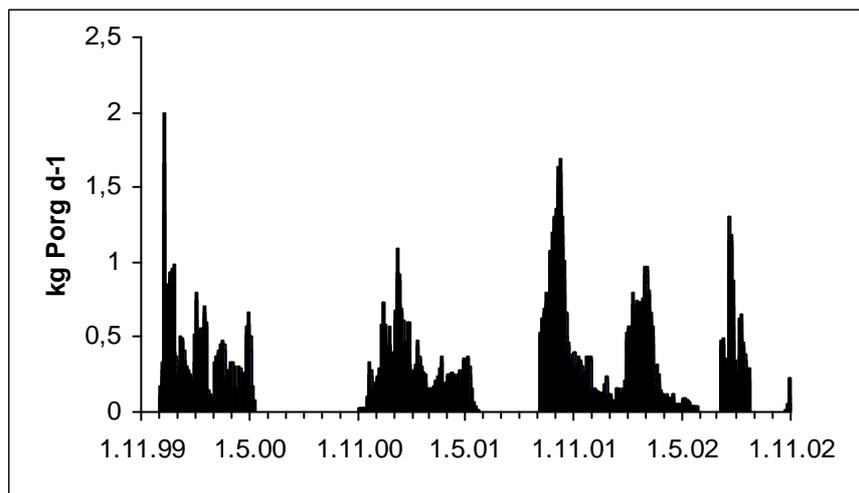


Abb. 77: Tägliche Fracht des organisch gebundenen Phosphors (PP+DOP) aus dem Westpolder in den hydrologischen Jahren 2000 bis 2002.

4.5.1.3 Austräge weiterer Stoffe aus dem Westpolder

Organisch gebundener Kohlenstoff wurde vor allem in gelöster Form (DOC) ausgetragen (Abb. 78). Aufgrund des hohen Huminstoffgehaltes im Oberflächenwasser des Westpolders belaufen sich die DOC-Austräge in den drei Jahren auf 39, 28 und 39 kg ha⁻¹ a⁻¹ (bezogen auf das Einzugsgebiet). Partikulärer Kohlenstoff (POC) wird dagegen mit 6,7, 5,3 und 5 kg ha⁻¹ a⁻¹ in deutlich geringeren Mengen ausgetragen. Die höchsten Stoffausträge erfolgten bei hohem Wasserausfluss aus dem Polder (Dezember 1999, März 2002).

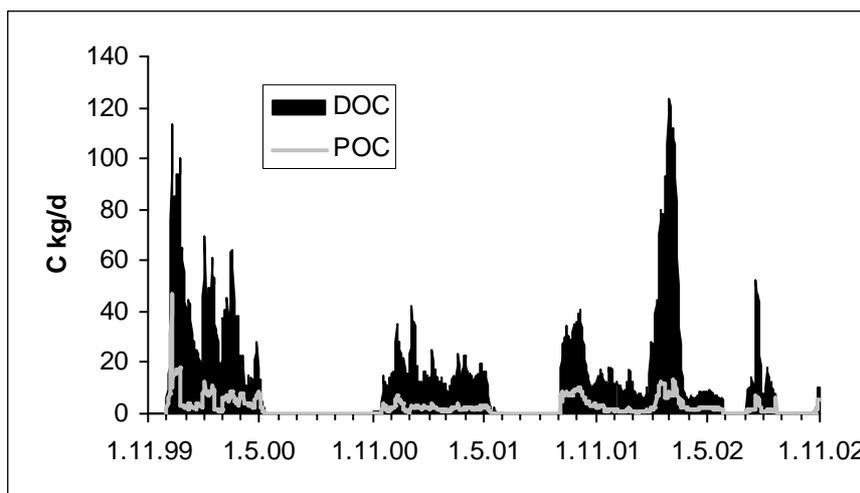


Abb. 78: Tägliche Fracht des gelösten (DOC) und des partikulären organisch gebundenen Kohlenstoffs (POC) aus dem Westpolder in den hydrologischen Jahren 2000 bis 2002.

Die jährlichen Austräge von *Kalium*, *Chlorid* und *Sulfat* sind in Tabelle 19 zusammengefasst. Wie Abb. 79 zeigt, weisen alle drei Stoffe ein ähnliches Austragsmuster auf, dass in erster Linie von der abfließenden Wassermenge abhängig ist. Dies begründet auch die hohen Austräge in den Jahren 2000 und 2002, in denen im Vergleich zu 2001 deutlich mehr Wasser aus dem Polder floss.

Tab. 19: Jährliche Austräge (kg ha⁻¹ a⁻¹) von Kalium, Chlorid und Sulfat aus dem Westpolder in den hydrologischen Jahren 2000 bis 2002 bezogen auf das Einzugsgebiet des Polders (150 ha).

	Kalium	Chlorid	Sulfat
2000	3,3	25	44
2001	1,6	9	11
2002	3,0	31	41

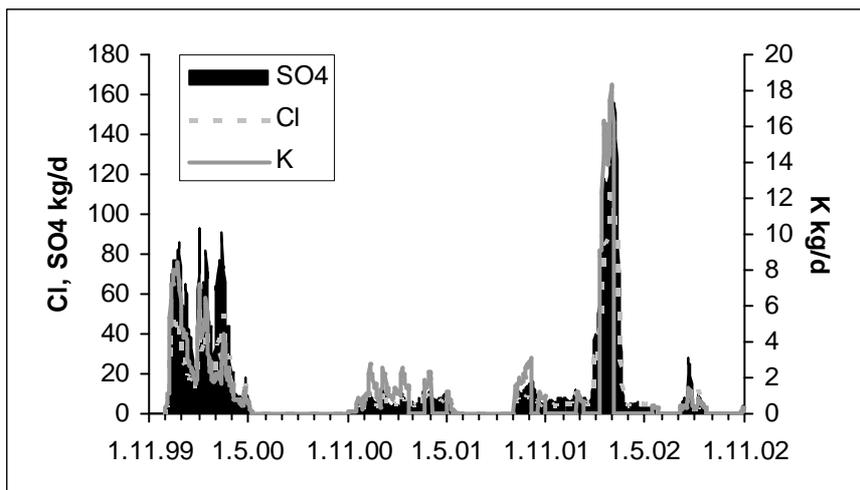


Abb. 79: Tägliche Fracht von Chlorid, Sulfat und Kalium aus dem Westpolder in den hydrologischen Jahren 2000 bis 2002.

4.5.2 Nährstofffrachten aus der Pohnsdorfer Stauung (Schöpfwerk)

Bis zur Wiederanbindung des Ostpolders an die Neuwührener Au im Dezember 2001 wurde das Wasser aus der gesamten Stauung über das Schöpfwerk in die Au gepumpt. Um die Nährstoffausträge über das Schöpfwerk in die Neuwührener Au abzuschätzen, wurde seit Mai 1999 der Graben vor dem Schöpfwerk vierzehntägig beprobt. Die Kalkulation der geschöpften Wassermenge erfolgt über den monatlichen Stromverbrauch und die Pumpleistung der beiden Pumpen (vgl. Kap. 2.5). Ab November 2001 wurde das Schöpfwerk weitgehend funktionslos, da im Rahmen der Wiedervernässungsmaßnahmen ein Deich zwischen Ostpolder und Schöpfwerksgraben aufgeschüttet wurde.

Die Verteilung der gepumpten Wassermenge von Juni 2000 bis September 2001 spiegelt die außergewöhnlich hohen Niederschläge im Herbst 2001 im Vergleich zum Vorjahr wider (Abb. 80).

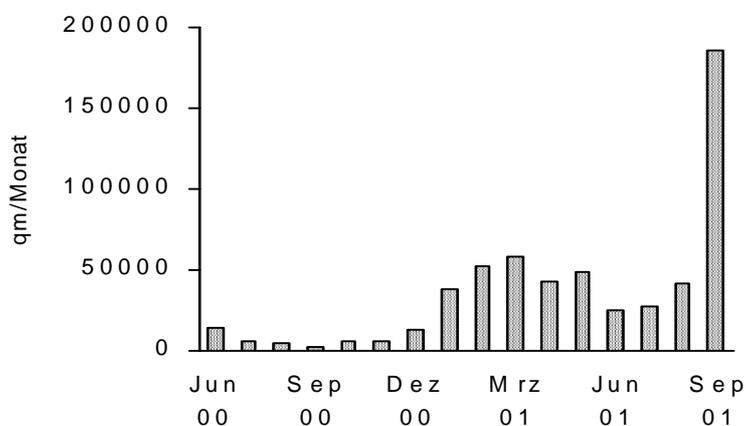


Abb. 80: Monatliche Summen der vom Schöpfwerk gepumpten Wassermenge von Juni 2000 bis September 2001.

Das Schöpfwerk hat ein Einzugsgebiet von ca. 289 Hektar (Heidel 1992). Neben den Niedermoorflächen (zum Zeitpunkt der Untersuchung 2000/2001: Westpolder vernässt, Ostpolder teilweise vernässt, Mittelpolder entwässert), die etwa 1/3 des Einzugsgebietes ausmachen, schließt es auch Mineralbodenflächen ein. Das Wasser aus den Mineralbodenflächen muss aber auf dem Weg zum Schöpfwerk die Niedermoorbereiche passieren. Für den Zeitraum 01.06.2000 bis 31.05.2001 ergeben sich folgende Frachten aus dem Einzugsgebiet ($\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), die mit dem Pumpwasser in die Neuwührener Au gelangt sind:

Tab. 20: Stofffrachten aus dem Einzugsgebiet des Schöpfwerkes (289 ha) in der Pohnsdorfer Stauung vom 01.06.2000 bis 31.05.2001.

	$\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	% von Gesamt
Nitrat	1,12	27%
Ammonium	0,85	20%
Norg	<u>2,21</u>	53%
Gesamt-N	4,18	
Phosphat	0,19	27%
Gesamt-P	0,70	

Bemerkenswert ist der hohe organisch gebundene Anteil an der Gesamtfracht. Bei Phosphor macht der organisch gebundene Anteil über 70% der Gesamtfracht aus, bei Stickstoff über 50%. Der organisch gebundene Stickstoff (TON) wird zu 72% als DON und zu 28% als PON ausgetragen.

4.6 Auswirkungen der Wiedervernässung auf die Wasserqualität in der Neuwührener Au und im Postsee

Nachdem in den vorangehenden Kapiteln die Nährstoffdynamik im Oberflächenwasser beschrieben und diskutiert sowie Bilanzen und Frachten dargestellt wurden, sollen im Folgenden die Auswirkungen der Vernässungsmaßnahmen in der Pohnsdorfer Stauung auf die Wasserqualität in der Neuwührener Au vorgestellt werden. Mit diesen Untersuchungen soll die dritte Hypothese überprüft werden, nach der die Vernässungsmaßnahmen zu einer Verbesserung der Wasserqualität in der Au führen sollen.

Bis zur Wiederanbindung von Au und Ostpolder im Dezember 2001 war es mit der hier angewandten Probenahmepraxis nicht möglich, die Auswirkungen der Nährstoffeinträge aus der Pohnsdorfer Stauung auf die Wasserqualität in der Neuwührener Au zu bestimmen, da die Niedermoorflächen von der Au durch Deiche abgekoppelt waren. Das Schöpfwerk pumpte

nicht kontinuierlich, sondern schaltete sich erst bei einem Wasserstand von 20,00 m NN ein, so dass in Trockenperioden längere Zeit kein Wasser aus der Stauung gepumpt wurde. Außerdem wurde aus Kostengründen im Allgemeinen nur nachts gepumpt. Die Probenahme im Gebiet erfolgte immer tagsüber, so dass die Auswirkung der Schöpfwerkstätigkeit auf die Wasserqualität nicht erfasst werden konnte. Nur bei einer kontinuierlichen Probenahme mit Hilfe von automatischen Probesammlern wäre der diskontinuierliche, nächtliche Stoffaustrag über das Schöpfwerk zu erfassen gewesen. Erst durch den Bau der Ein- und Ausströmöffnung im Ostpolder im Dezember 2001 ist die meiste Zeit des Jahres ein kontinuierlicher Wasseraustausch zwischen Polder und Au möglich. Seit Oktober 2001 werden neben der bereits im Mai 1999 eingerichteten Probenahmestelle oberhalb der Stauung auch die Wasserqualität unterhalb der Stauung in der Neuwührener Au erfasst und die Wassermengen bestimmt. Die Messungen von Oktober bis Anfang Dezember 2001 (*vor* der Deichöffnung) dienen als Referenzwerte für die Veränderung der Auwasserqualität zwischen den beiden Messstationen.

Im Folgenden wird ein Vergleich der Nährstoffkonzentrationen in der Au oberhalb (Messstelle Neuwührener Au DEA-Brücke = NWA1) und unterhalb der Stauung (Messstelle Neuwührener Au unterhalb des Schöpfwerks = NWA2) vorgestellt (zur Lage der Meßpunkte siehe Abb. 38). Zwischen den etwa 800 m auseinander liegenden Messstellen befinden sich der Ein- und Auslauf des Ostpolders sowie das Schöpfwerk. Weitere Wasserzuflüsse sind nicht vorhanden, so dass eine Verdünnung auf der vergleichsweise kurzen Strecke eine untergeordnete Rolle spielt. Zur besseren Einordnung der Jahresdynamik 2002 werden die Stoffkonzentrationen der Messstelle NWA1 seit Mai 1999 dargestellt.

4.6.1 Stickstoff

Die *Nitratdynamik* in der Neuwührener Au ist durch hohe Konzentrationen während niederschlagsreicher Wintermonate (max. 12 mg l⁻¹ Februar 2001) und niedrige Werte in den Sommermonaten (< 1 mg l⁻¹) gekennzeichnet (Messstelle NWA1, Abb. 81).

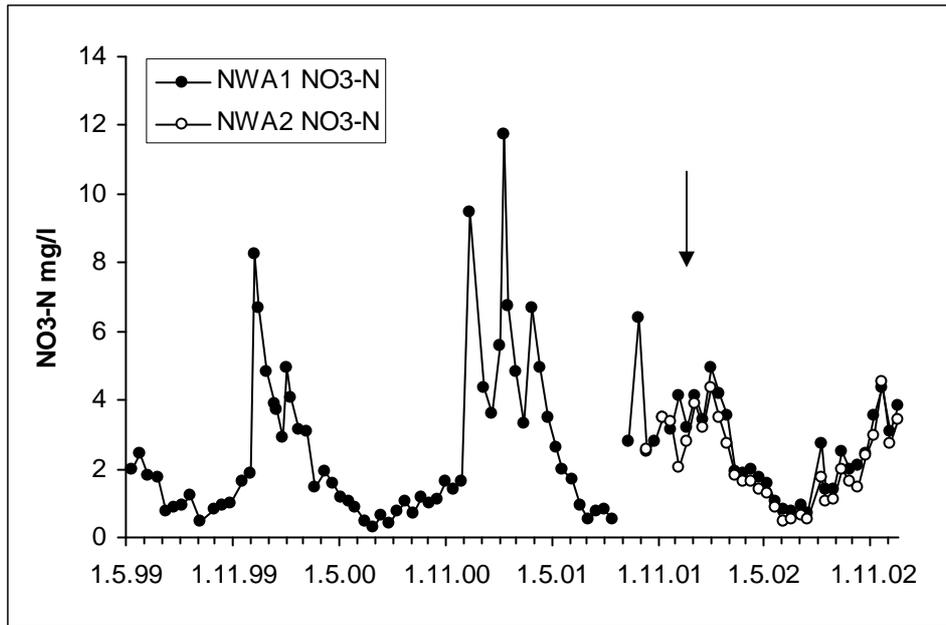


Abb. 81: Nitratdynamik in der Neuwührener Au an den Messstellen NWA1 (oberhalb) und NWA2 (unterhalb der Stauung). Seit Dezember 2001 besteht eine Verbindung zwischen der Au und dem Ostpolder (Pfeil).

Bei den Vergleichsmessungen seit Herbst 2001 wies an fast allen Untersuchungstagen die unterhalb der Stauung liegende Messstation niedrigere Werte auf als die oberhalb liegende (Abb. 81 und 82). Die Konzentrationsunterschiede lagen im Bereich um $0,5 \text{ mg l}^{-1}$. Von Mai bis Mitte Juni wurde der Ostpolder nicht durchflossen, so dass die Konzentrationsunterschiede von etwa $0,3 \text{ mg l}^{-1}$ während dieser Zeit auf Umsetzungsprozesse (z.B. Denitrifikation oder Pflanzenaufnahme) in der Au zurückzuführen sind.

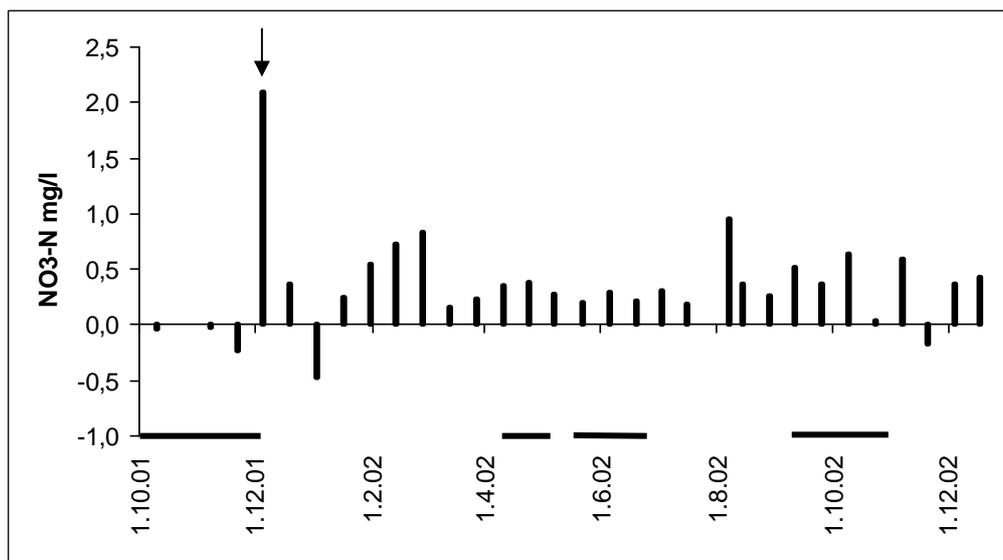


Abb. 82: Differenz der Nitratkonzentration an den Messstellen NWA1 (oberhalb) und NWA2 (unterhalb der Stauung) in der Neuwührener Au. Positive Werte = Verringerung, negative = Erhöhung der Nährstoffkonzentration. Seit Dez. 2001 besteht die Verbindung zwischen Au und Ostpolder (Pfeil). Waagerechte Balken = Phasen ohne Durchfluss im Ostpolder.

Die *Ammoniumdynamik* weist einen vergleichsweise unregelmäßigen Jahresgang auf. Von Mai 1999 bis Herbst 2000 zeigten die Werte nur geringe Schwankungen und lagen im Bereich von 0,1 bis 0,2 mg l⁻¹ NH₄-N (Abb. 83). In den Wintermonaten 2000/2001 stiegen die Werte kontinuierlich an und erreichten 0,7 mg l⁻¹ (Januar 2001). Im Sommer 2001 fielen die Werte auf < 0,1 mg/l ab, hatten aber nach starken Niederschlägen im September 2001 erneut einen hohen Wert um 0,5 mg/l. Im Jahr 2002 wurden an der Station NWA1 hohe Werte im April gemessen, während in den übrigen Monaten die Konzentration unter 0,2 mg l⁻¹ lag und erst im Herbst wieder leicht anstieg. Der eine hohe Wert im August 2000 ist auf unmittelbar vor der Probenahme durchgeführte Gewässerunterhaltungsmaßnahmen zurückzuführen, bei denen viel Sediment aufgewühlt wurde.

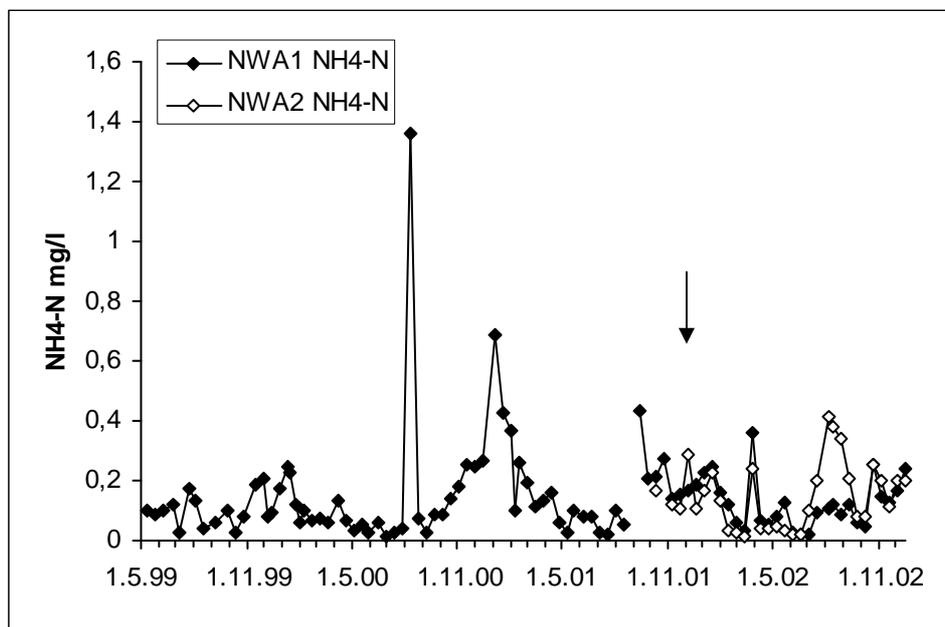


Abb. 83: Ammoniumdynamik in der Neuwührener Au an den Messstellen NWA1 (oberhalb der Stauung) und NWA2 (unterhalb der Stauung). Seit Dezember 2001 besteht eine Verbindung zwischen der Au und dem Ostpolder (Pfeil).

Ein Vergleich der beiden Messstellen NWA1 und NWA2 zeigt, dass die Ammoniumkonzentration unmittelbar nach der Öffnung des Ostpolders im Dezember 2001 unterhalb der Stauung höher lag, dass aber in den folgenden Wintermonaten die Werte in der Größenordnung von 0,1 mg l⁻¹ NH₄-N zwischen den beiden Stationen abnahmen (Abb. 84). Zu einer deutlichen Erhöhung (bis 0,3 mg l⁻¹) der Ammoniumkonzentration kam es in den Sommermonaten 2002, als nach heftigen Niederschlägen im Juli und Anfang August Wasser mit hohen Ammoniumkonzentrationen aus dem Ostpolder in die Au floss. Bemerkenswert sind die höheren Ammoniumkonzentrationen an der Station NWA2 im September 2002, da von Ende August bis Ende Oktober kein Wasser aus dem Ostpolder floss. Bei drei Messungen vor der Wiederanbindung von Au und Ostpolder im Herbst 2001 wurden an der Station NWA2 niedrigere Werte festgestellt.

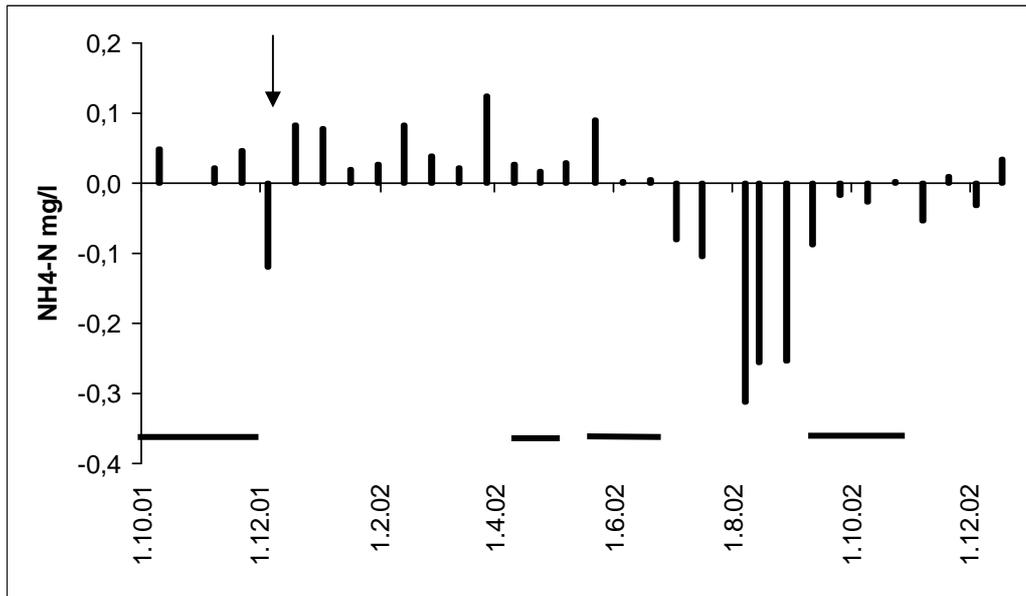


Abb. 84: Differenz der Ammoniumkonzentration an den Messstellen NWA1 (oberhalb) und NWA2 (unterhalb der Stauung) in der Neuwührener Au. Positive Werte = Verringerung, negative = Erhöhung der Nährstoffkonzentration. Seit Dez. 2001 besteht die Verbindung zwischen Au und Ostpolder (Pfeil). Waagerechte Balken = Phasen ohne Durchfluss im Ostpolder.

Der *organisch gebundene Stickstoff* (TON) liegt in der Neuwührener Au zwischen 0,5 und 2,2 mg l⁻¹. Ein Jahresgang ist nur schwach zu erkennen.

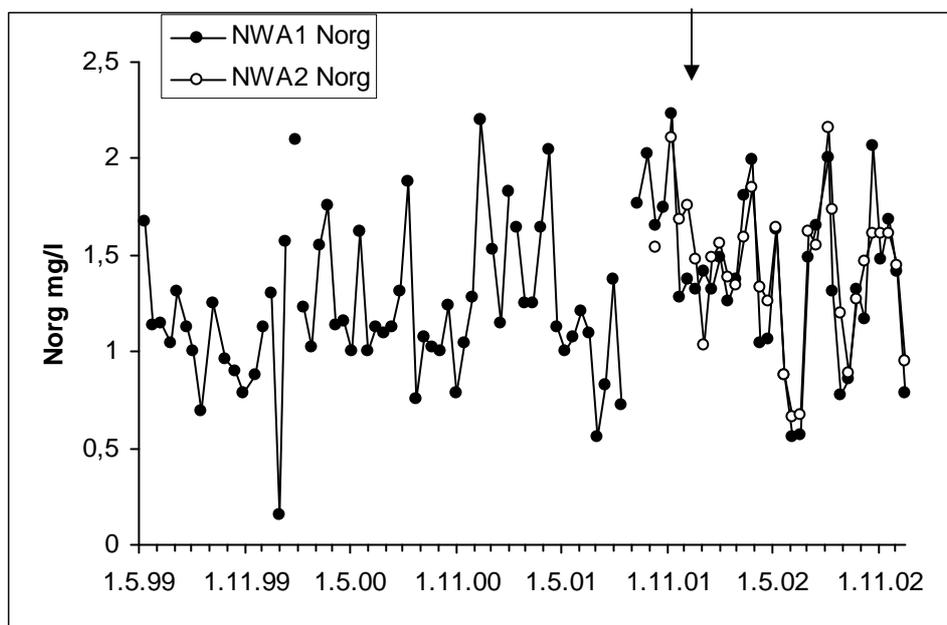


Abb. 85: Dynamik des organisch gebundenen Stickstoffs in der Neuwührener Au an den Messstellen NWA1 (oberhalb) und NWA2 (unterhalb der Stauung, Oktober 2001-Dezember 2002). Seit Dezember 2001 besteht eine Verbindung zwischen der Au und dem Ostpolder (Pfeil).

Die Differenz der beiden Messstellen zeigt positive und negative Werte (Abb. 86).

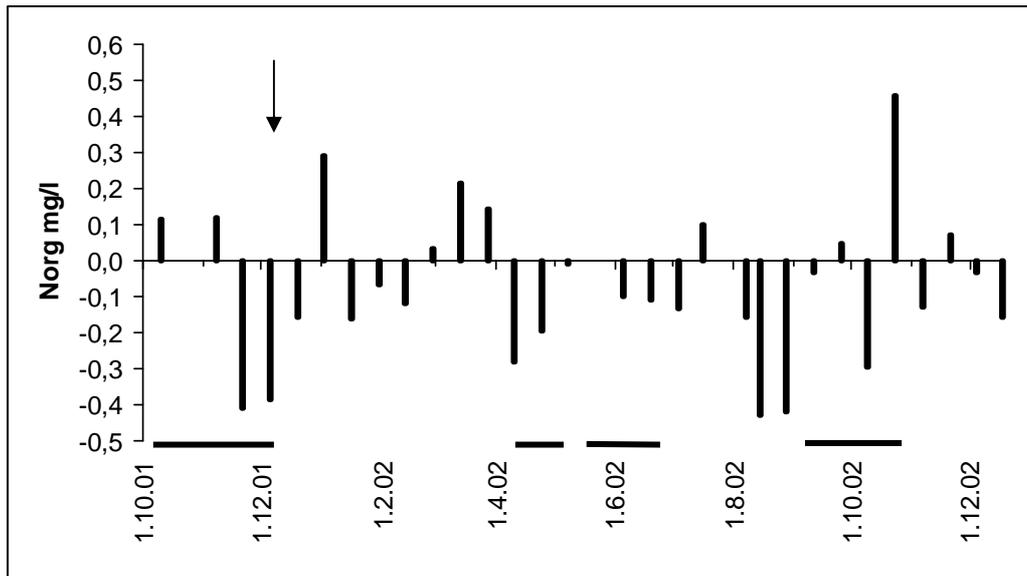


Abb. 86: Differenz der Konzentration des organisch gebundenen Stickstoffs an den Messstellen NWA1 (oberhalb) und NWA2 (unterhalb der Stauung) in der Neuwührener Au. Positive Werte = Verringerung, negative = Erhöhung der Nährstoffkonzentration. Seit Dez. 2001 Verbindung zwischen Au und Ostpolder (Pfeil). Waagerechte Balken = Phasen ohne Durchfluss im Ostpolder.

Für Gesamt-N ergibt sich vor allem aufgrund der deutlichen Konzentrationsverminderung bei Nitrat ein positives Bild. Die Gesamt-N Konzentration an der Messstelle NWA2 unterhalb der Stauung liegt fast das ganze Jahr um etwa $0,5 \text{ mg l}^{-1}$ niedriger als an der Station NWA1 (Abb. 87). Drei Messungen vor Öffnung des Ostpolders im Oktober und November 2001 zeigten Unterschiede von $0,1$ und $-0,5 \text{ mg l}^{-1}$.

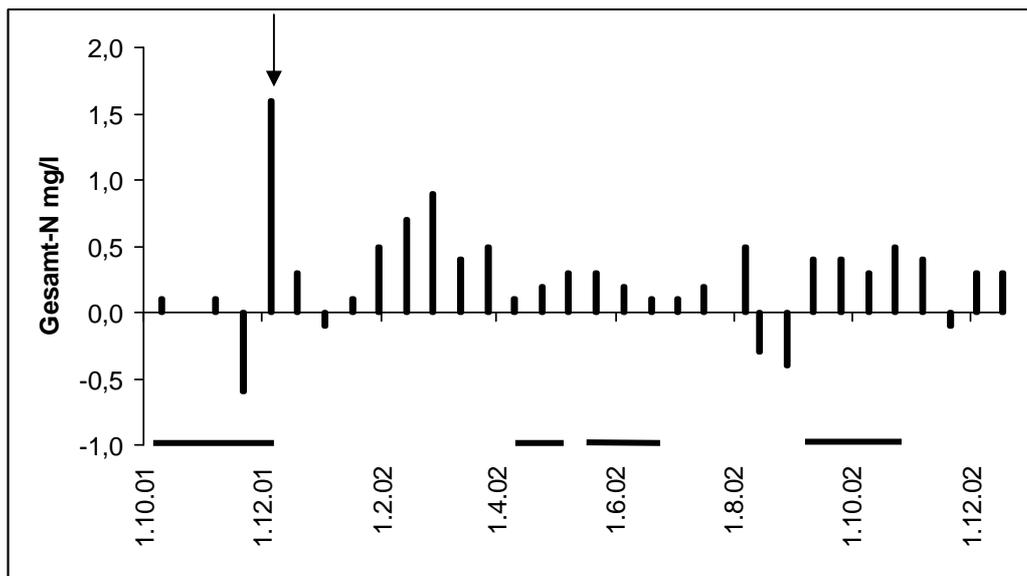


Abb. 87: Differenz der Gesamt-N-Konzentration an den Messstellen NWA1 (oberhalb) und NWA2 (unterhalb der Stauung) in der Neuwührener Au. Positive Werte = Verringerung, negative = Erhöhung der Nährstoffkonzentration. Seit Dez. 2001 besteht die Verbindung zwischen Au und Ostpolder (Pfeil). Waagerechte Balken = Phasen ohne Durchfluss im Ostpolder.

4.6.2 Phosphor

Die Phosphatdynamik in der Neuwührener Au weist an der Station NWA1 im Sommer regelmäßig hohe Werte von über $0,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ PO}_4\text{-P}$ auf, während in den Wintermonaten und zu Beginn des Frühjahrs die Konzentrationen fast durchgehend unter $0,1 \text{ mg l}^{-1}$ liegen (Abb. 88).

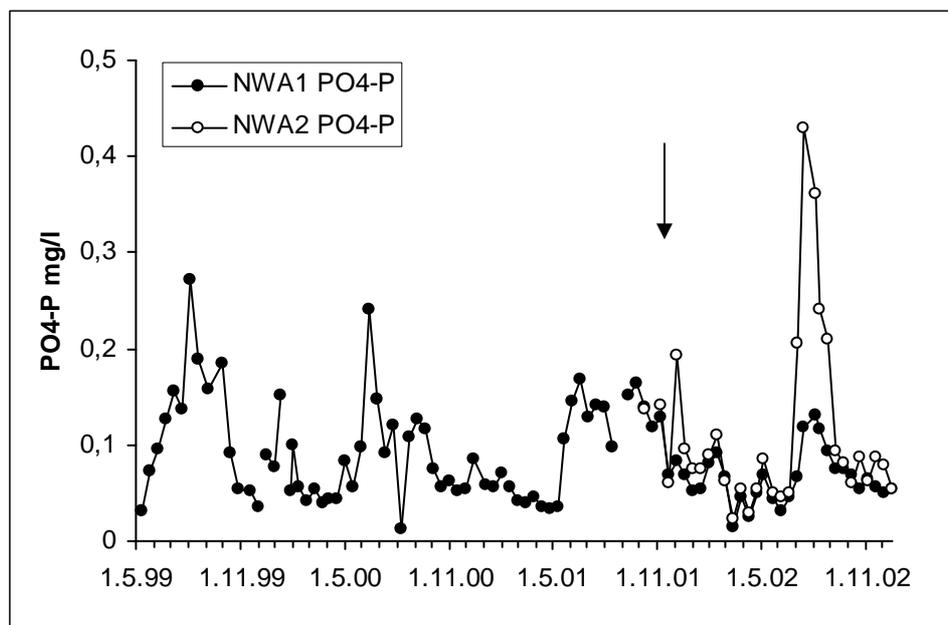


Abb. 88: Phosphatdynamik in der Neuwührener Au an den Messstellen NWA1 (oberhalb) und NWA2 (unterhalb der Stauung). Seit Dezember 2001 besteht eine Verbindung zwischen der Au und dem Ostpolder (Pfeil).

Ein Vergleich der beiden Messstandorte in der Au zeigt, dass unmittelbar nach der Öffnung des Ostpolders im Dezember 2001 die Konzentration an der Station NWA2 deutlich um $0,1 \text{ mg l}^{-1} \text{ PO}_4\text{-P}$ höher lag (Abb. 89). In den folgenden Wintermonaten mit hohen Abflüssen waren jedoch nur geringe Konzentrationsunterschiede an den beiden Messpunkten festzustellen. Zu einer deutlichen Konzentrationserhöhung von über $0,3 \text{ mg l}^{-1}$ kam es, ähnlich wie bei Ammonium beschrieben, nach heftigen Sommerniederschlägen im Juli und Anfang August 2002.

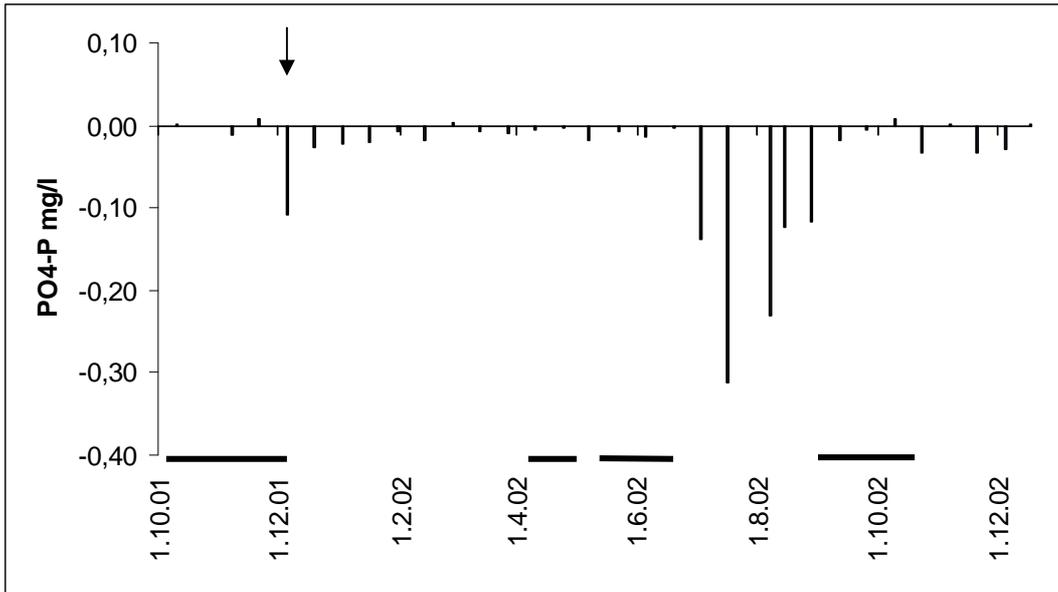


Abb. 89: Differenz der Phosphatkonzentration an den Messstellen NWA1 (oberhalb) und NWA2 (unterhalb der Stauung). Positive Werte = Verringerung, negative = Erhöhung der Nährstoffkonzentration. Seit Dez. 2001 besteht die Verbindung zwischen Au und Ostpolder (Pfeil). Waagerechte Balken = Phasen ohne Durchfluss im Ostpolder.

Da organisch gebundener Phosphor nur eine geringe Bedeutung hat, ist die Differenz der beiden Stationen in der Au für Gesamt-P ähnlich der Darstellung für Phosphat (Abb. 90).

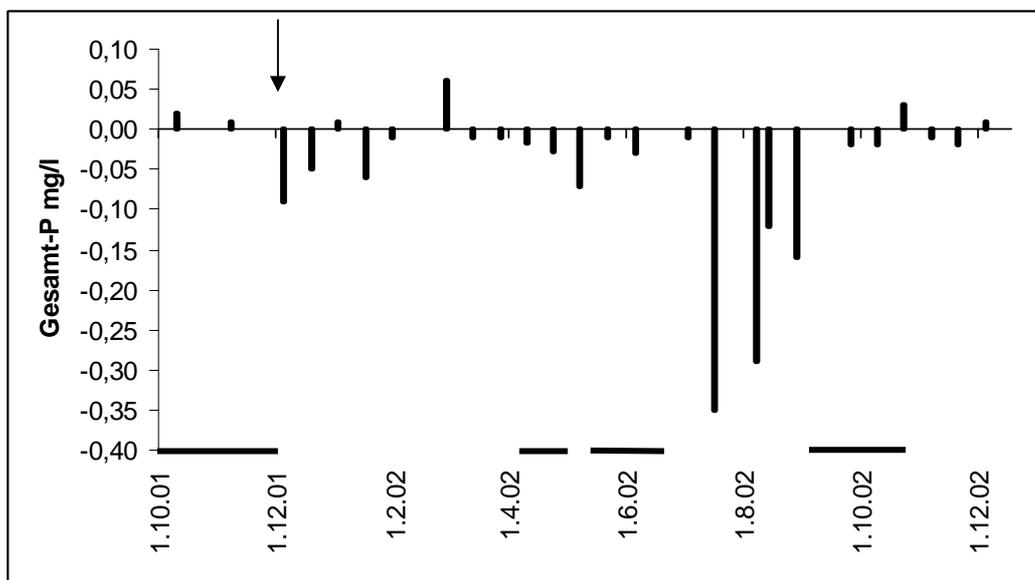


Abb. 90: Differenz der Gesamt-Phosphorkonzentration an den Meßstellen NWA1 (oberhalb der Stauung) und NWA2 (unterhalb der Stauung). Positive Werte = Verringerung, negative = Erhöhung der Nährstoffkonzentration. Waagerechte Balken = Phasen ohne Durchfluss im Ostpolder.

dieser Prozesse (u.a. Mineralisation, Denitrifikation, Pflanzenaufnahme, Phosphatrücklösung) abschätzen.

Zu den nicht berücksichtigten Einträgen zählt die N-Fixierung durch Mikroorganismen. Neben der Fixierung von freilebenden Cyanobakterien dürfte im Untersuchungsgebiet die N-Fixierung von symbiontisch an Erlen lebenden *Frankia*-Bakterien eine Rolle spielen, da der nördliche Teil des Ostpolders mit Erlen bestanden ist. Nach Dittert (1992) erreicht der Stickstoffeintrag durch Stickstofffixierung Maximalwerte von bis zu $85 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Austräge wurden ausschließlich für das Oberflächenwasser berechnet, da ein Austrag mit dem Sickerwasser ins Grundwasser in der muldeunterlagerten Pohnsdorfer Stauung auszuschließen ist. Als bedeutender Austragspfad sind gasförmige Verluste bei der Nitrifikation und Denitrifikation zu nennen (vgl. z.B. Schrautzer 2001). Diese mikrobiellen Prozessen wurden bei der Diskussion der Nährstoffdynamik erörtert (vgl. Kap. 4.3.3).

Beim Vergleich der vorgestellten Nährstoffbilanzen und Frachten mit anderen Untersuchungen ist auf den Flächenbezug zu achten. Bei den *Nährstoffbilanzen* werden die *absolute* Bilanz ($\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) sowie die *relative* Retentionsrate (prozentuale Verringerung oder Erhöhung der Nährstofffracht im Bezug auf die eingetragene Fracht) berechnet. Die absolute Bilanz wurden für ein Jahr bezogen auf die *Feuchtgebietsfläche* ($\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) berechnet.

Frachtberechnungen für Fließgewässer werden im Allgemeinen auf *Einzugsgebietsebene* durchgeführt. Dabei wird die Jahresfracht durch die Einzugsgebietsfläche geteilt, so dass die Fracht pro Hektar Einzugsgebiet angegeben wird. Um diesen Wert mit dem Nährstoffaustrag aus einem Feuchtgebiet vergleichen zu können, muss neben der Feuchtgebietsfläche auch das Einzugsgebiet mit berücksichtigt werden. Im Westpolder, der eine Feuchtgebietsfläche von 25 ha aufweist, hat das gesamte Einzugsgebiet eine Größe von 150 ha (Heidel 1992). Problematisch sind Frachtangaben auf Einzugsgebietsebene bei durchströmten Flächen wie dem Ostpolder, da hier nicht sinnvoll ein mit anderen Untersuchungen vergleichbares Einzugsgebiet definiert werden kann.

4.7.2 Wirken flach überstaute Niedermoorflächen als Nährstoffsенke oder –quelle? Vergleich der Nährstoffbilanzen im West- und Ostpolder

Die Nährstoffbilanzen im West- und Ostpolder wurden aufgestellt, um die Eingangs formulierte Hypothese: „Flach überstaute Niedermoorflächen wirken als Nährstoffsенke“ zu überprüfen. Wie die Ergebnisse zeigen, lässt sich diese Hypothese nicht einfach mit ja oder nein beantworten, da die unterschiedlichen Nährstoffspezies und Fraktionen kein einheitliches Bild aufweisen. Im Folgenden werden erst für Stickstoff und dann für Phosphor die Ergebnisse analysiert und diskutiert.

4.7.2.1 Stickstoff

Der *Westpolder* ist im Mittel der drei Untersuchungsjahre eine Senke für Nitrat und Ammonium, aber eine deutliche Quelle für organisch gebundenen Stickstoff, so dass der Westpolder auch für Gesamtstickstoff im Mittel als *Quelle* wirkt und eine negative Bilanz aufweist. Der *Ostpolder* wirkt dagegen als *Senke* für Gesamtstickstoff, da ein deutlicher Nitratrückhalt im Polder stattfindet, während das Gebiet für Ammonium und organisch gebundenen Stickstoff als leichte Quelle auftritt. In Tab. 21 sind die Bilanzierungsergebnisse für Stickstoff aus dem West- und Ostpolder zusammengefasst. Für den Ostpolder wurde das Jahr 2002, für den Westpolder die Mittelwerte aus den drei hydrologischen Jahren 2000-2002 angegeben, da die jährweisen Schwankungen vergleichsweise gering sind. (vgl. Tab. 12).

Tab. 21: Vergleich der Stickstoffbilanz für den Westpolder (Mittelwerte aus den drei hydrologischen Jahren 2000-2002) und für den Ostpolder (2002) bezogen auf die jeweilige Feuchtgebietsfläche (Westpolder 25 ha, Ostpolder 40 ha).

	Westpolder		Ostpolder	
	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	%	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	%
Nitrat	5,2	52	207	33
Ammonium	3,0	31	-4	-11
Norg	-19,2	-1031	-73	-27
Gesamt-N	-11,1	-48	132	14

Nitrat

Für Nitrat weisen beide Polder eine positive Bilanz auf und wirken somit als Stoffsenke. Die großen Unterschiede in der absoluten Retention von 5,2 zu 207 kg ha⁻¹ a⁻¹ erklären sich aus der unterschiedlichen hydrologischen Einbindung der beiden Polder. Der Ostpolder hat durch die Anbindung an die Neuwährener Au ein Einzugsgebiet von rund 3800 ha, während der Westpolder als isolierte Moorfläche nur ein Einzugsgebiet von 150 ha besitzt (4% der Einzugsgebietsfläche des Ostpolders). Das Einzugsgebiet der Neuwährener Au weist neben Waldflächen einen großen Anteil an landwirtschaftlich genutzter Fläche auf (Trepel & Palmeri 2002), und insbesondere unmittelbar nördlich der Stauung befinden sich intensiv genutzte Ackerflächen in Hanglage, so dass ein hohes Nitratauswaschungspotenzial gegeben ist (vgl. Heathwaite et al. 1993). Dementsprechend wird über die Au in den Ostpolder pro Hektar Feuchtgebietsfläche 566 kg Nitrat-N eingetragen. Das Einzugsgebiet des Westpolders besteht dagegen fast ausschließlich aus Waldfläche, so dass der oberirdische Nitratreintrag mit 1,5-4,3 kg pro Hektar Feuchtgebietsfläche nur rund 0,5% des Eintrages in den Ostpolder erreicht.

Eine positive Nitratbilanz wird von zahlreichen Autoren für ganz unterschiedliche Typen von Feuchtgebieten beschrieben. Für den Vergleich der absoluten und relativen Retentionswerte aus der Pohnsdorfer Stauung mit Literaturangaben sind nur Untersuchungen herangezogen worden, die ebenfalls auf flach überstauten Niedermoorflächen durchgeführt wurden.

Die Höhe der Nitratbilanzen in der Pohnsdorfer Stauung liegt in der Größenordnung der Ergebnisse von anderen Untersuchungen. Die Spanne der *relativen Nitratretention* reicht dabei von 24 (Devito et al. 1989) bis 86% (Lenz & Wild 2000, Tab. 22: C, V2b). Wie für den West- und Ostpolder erläutert, ist bei der Beurteilung der *absoluten Bilanzen* die Höhe der Nitratreinträge zu berücksichtigen. Bei den Untersuchungen in Tabelle 22 handelt es sich einerseits um Niedermoorflächen, die niedrige ($<100 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, Untersuchung **A** vergleichbar mit Westpolder) und andererseits mittlere Nitratfrachten ($100\text{-}1000 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, Untersuchungen **B**, **C** vergleichbar mit Ostpolder) mit dem Oberflächenwasser zugeführt bekommen. In der ersten Gruppe ist die absolute Retention erwartungsgemäß ähnlich niedrig wie im Westpolder ($8,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Devito et al. 1989), während in einzelnen Gebieten bei hohen Einträgen mehr als die doppelte Menge ($432 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Lenz & Wild 2000) im Vergleich zum Ostpolder auf den Flächen zurückgehalten wird.

Tab. 22: Nitratretention auf flach überstauten Niedermoorflächen ($\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$)

A *Biberstauteich „Paint 1 Sedge fen“ mit Seggen Carex ssp. (Kanada)* (Devito et al. 1989)

	Eintrag	Austrag	Retention	%
Nitrat	35,7	27	8,7	24
Gesamt-N	105	99,4	5,6	5
DOC	1590	1680	-90	-6

B *Mit Oberflächenwasser überflutete Feuchtwiese (Dänemark)* (Ambus & Hoffmann 1990)

	Eintrag	Austrag	Retention	%
Nitrat	409	119	290	71

C *Überstaute Niedermoorfläche mit Typha ssp. (Donaumöos, Bayern)* (Lenz & Wild 2000)

	Eintrag	Austrag	Retention	%
Erstes Versuchsjahr (Mitte Juni 1998-30. Juni 1999)				
V1a Nitrat	ca. 380		234	62
V2a Nitrat	ca. 540		265	49
V3a Nitrat	ca. 235		61	26
Zweites Versuchsjahr (1. Juli 1999-30. Juni 2000)				
V1b Nitrat	ca. 360		267	74
V2b Nitrat	ca. 502		432	86
V3b Nitrat	ca. 58		32	55

Eine Berechnung der mittleren täglichen Retentionsraten auf Monatsbasis für den Ostpolder zeigt, dass die absolute und relative Nitratretention ein unterschiedliches Bild im Laufe des Jahres aufweist (Abb. 93). In den Spätwintermonaten lag die relative Nitratretention bei hohen Nitratreinträgen zwischen 20 und 25%, während die absolute Retention im Februar den höchsten Jahreswert erreichte. Im Frühjahr wies die relative Nitratretention hohe Werte auf, aufgrund von niedrigen Einträgen (vgl. Abb. 63) war aber die absolute Retention niedrig. Im Juli und August wurde hingegen bei hohen Nitratreinträgen eine hohe absolute und relative Retention gemessen.

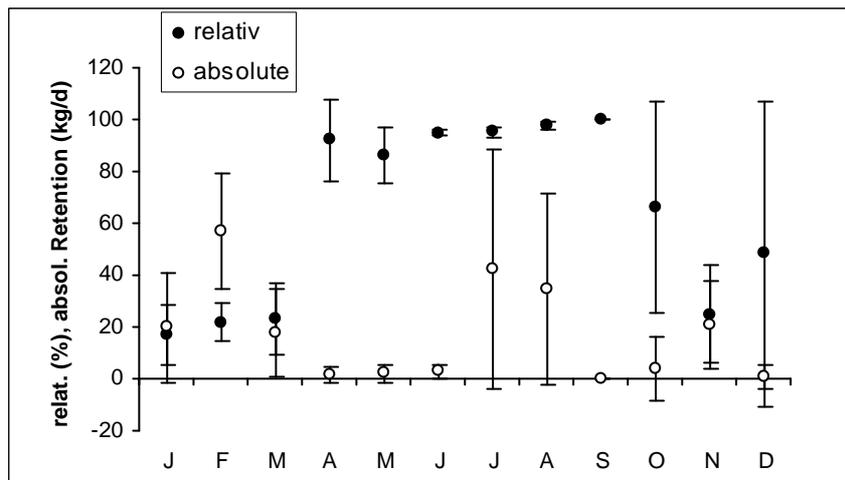


Abb. 93: Mittlere tägliche relative (%) und absolute (kg/d) Nitratretention im Ostpolder im Jahr 2002. Mittelwert und Standardabweichung auf Monatsbasis.

Ein Vergleich des Nitratreintrages und der absoluten Nitratretention als Summenkurve (Gesamtretention im Jahr 2002=100%) zeigt, dass zur Zeit der hohen Nitratreinträge im Februar und März trotz vergleichsweise geringer relativer Retention um 20% (vgl. Abb. 93) 40% der absoluten Jahresretention erfolgte (Abb. 94). Ein zweiter steiler Anstieg der Summenkurve ist erwartungsgemäß bei hoher relativer und absoluter Retention im Juli und August zu verzeichnen, der für weitere 40% der Jahresretention verantwortlich ist.

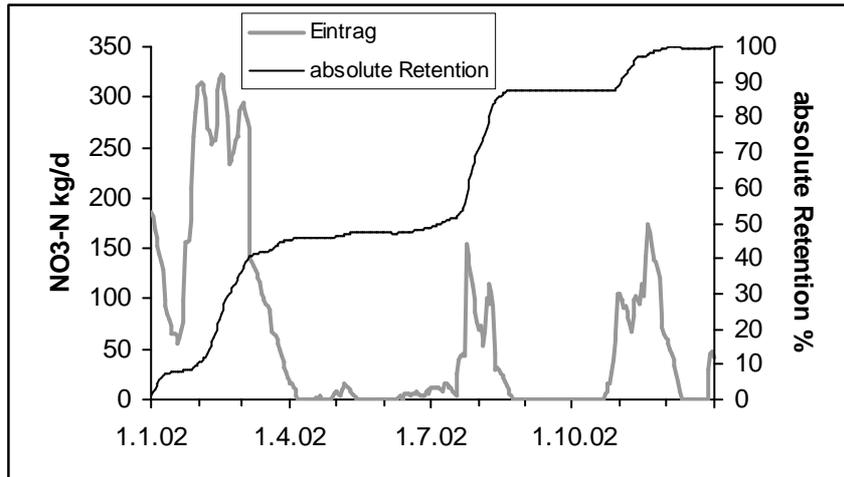


Abb. 94: Tägliche Nitratreiträge und absolute Nitratretention als prozentuale Summenkurve (100%=absolute Jahresretention) im Ostpolder im Jahr 2002.

Saisonale Unterschiede bei der Nitratretention in Feuchtgebieten werden von mehreren Autoren berichtet: bei den Untersuchungen zur Stoffretention in einem seggenbestandenen Biberstauteich durch Devito et al. (1989) wurden hohe Retentionsraten im Frühling und im Spätherbst gemessen. Insgesamt wiesen die monatlichen Nitratretentionsraten aber nur eine geringe saisonale Variabilität auf. Die Untersuchung von überstauten Niedermoorflächen mit Rohrkolbenröhricht durch Lenz & Wild (2000) ergaben im Sommerhalbjahr einen nahezu vollständigen Nitratabbau, während in den Wintermonaten die eingetragene Nitratfracht zwar vermindert, aber nicht vollständig denitrifiziert wurde. Auch aus “surfaceflow-wetlands” auf Mineralbodenstandorten wird eine große Saisonvariabilität bestätigt. In vier südschwedischen “constructed wetlands” in landwirtschaftlich genutzten Flächen mit einem hohen Nitratreitrag (70-90% Nitratanteil bei Gesamt-N Eintrag zwischen 2.140 und 57.500 kg ha⁻¹ a⁻¹) wurden hohe relative Retentionsraten von 80% in den Sommermonaten und niedrige um 5% im Winter festgestellt. Aufgrund hoher Nitratreiträge wurden im Winter trotz niedriger relativer Retentionsraten die höchsten absoluten Retentionen gemessen (Ecologgruppen 2000). In zwei “river water wetlands” in Ohio lagen die Nitratretentionsraten im Sommer und Herbst zwischen 40 und 60%, während im Winter in einem Gebiet 10% gemessen wurde, und das anderen Gebiet sogar als Nitratquelle (-30%) wirkte (Mitsch & Gosselink 2000).

Die Gründe für die niedrige relative Nitratretention im Winter liegen in der Kombination aus niedrigen Wassertemperaturen und einem hohen Wasserdurchsatz in den Feuchtgebieten (Bendoricchio et al. 2000). Der Nitratabbau in Feuchtgebieten ist im Winter auf Denitrifikationsprozesse zurückzuführen (Ecologgruppen 2000, Spieles & Mitsch 2000), bei denen das eingetragene Nitrat als gasförmiger Stickstoff das Oberflächenwasser verlässt. Die kritische Temperaturgrenze, unterhalb der die Aktivität der denitrifizierenden Mikroorganismen eingeschränkt ist, wird von Kadlac & Knight (1996) mit 10° C angegeben. Auch Lenz & Wild (2000) weisen auf diesen Wert als Temperaturgrenze für eine effektive

Denitrifikation hin. Im Westpolder wurde oberhalb von 10° C Nitrat nicht nachgewiesen, während es im Winter, bei niedrigeren Wassertemperaturen, im Oberflächenwasser (in geringen Konzentrationen) vorhanden war (vgl. Abb. 49). Wie die Nitratretentionsraten in den Wintermonaten zeigen, findet Denitrifikation in gewissen Umfang aber auch bei Temperaturen unter 10° C statt (vgl. Vymazal 2001, Vinten & Smith 1993).

Zusammen mit den niedrigen Temperaturen hat auch der hohe Wasserdurchsatz im Winter einen negativen Einfluss auf die Denitrifikation. Da die Denitrifikation nur in anaerobem Milieu stattfindet, und das Oberflächenwasser im Winter gut mit Sauerstoff versorgt ist, muss Nitrat für die Denitrifikation in anaerobe Bereiche diffundieren. In Oberflächengewässern findet Denitrifikation vor allem im Übergangsbereich zwischen den oxischen und anoxischen Sedimentschichten sowie an epiphytischen Biofilmen statt (Eriksson & Weisner 1997, Scheffer 1998). Bei einem raschen Wasserdurchsatz durchströmt ein Großteil des Nitrates den Polder, ohne dass es in anaerobe Bereiche gelangt und mit denitrifizierenden Mikroorganismen in Kontakt gekommen ist. Für eine Retentionsrate von 40% bei gelöstem Stickstoff geben Bendoricchio et al. (2000) basierend auf dem k-C* Modell von Kadlec & Knight (1996) bei einer Temperatur von 5°C 14 Tage an, während bei Wassertemperaturen von 20°C für die gleiche Retentionsrate nur 7 Tage benötigt werden. Im Ostpolder wurde im Februar 2002 bei einem Wasserzustrom von 700-800 l/s und einem Wasservolumen von rund 30.000 m³ eine theoretische Wasseraufenthaltszeit nach Mitsch & Gosselink (2000) von weniger als 5 Tagen berechnet. Bei diesem Wert und einer Wassertemperatur von 5-6°C stimmt die berechnete Nitratretention von rund 20% im Ostpolder recht gut mit der erwarteten Retentionsrate aus dem k-C* Modell überein (Bendoricchio et al. 2000). Im Sommer liegt die Verweilzeit im Ostpolder zum Teil bei einem Monat (August-September 2002), so dass bei Wassertemperaturen um 20°C die hundertprozentige Nitratretention verständlich ist.

Im Sommerhalbjahr kommt zur Denitrifikation noch die Pflanzenaufnahme als nitratzehrender Mechanismus hinzu. Für viele Feuchtgebietspflanzen ist Ammonium die bedeutendste Stickstoffquelle, da in anaeroben Böden Nitrat nur in sehr geringen Mengen anzutreffen ist (Dierßen & Dierßen 2001). In nitratreichen Oberflächenwässern wird aber auch Nitrat rasch aufgenommen, wie Untersuchungen an Wasserkresse (*Nasturtium* ssp.) von Vincet & Downes (1980) zeigen. Als mittlere Rate der Stickstoffaufnahme durch höhere Pflanzen in Feuchtgebieten wird von Howard-Williams & Downes (1993) 200 kg ha⁻¹ a⁻¹ angegeben. Bei der Aufnahme durch Pflanzen wird das Nitrat in organischen Stickstoff umgewandelt und verbleibt im System.

Insgesamt unterstreichen die Nitratbilanzen aus der Pohnsdorfer Stauung die erste Hypothese: „Flach überstaute Niedermoorflächen wirken als Nährstoffsénke“. Auch in der Literatur wird dieses Ergebnis von fast allen Autoren bestätigt, so dass auch auf anderen flach überstaute Niedermoorflächen mit einem Nitratrückhalt zu rechnen ist, so dass sie als **Nitratsénke** wirken.

Ammonium

Die jährlichen Ammoniumausträge sind im Ostpolder etwas höher als die -einträge, so dass die Retention bei -11 % ($-4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) liegt. Im Westpolder wurde eine positive Retention von 31% ($3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) kalkuliert.

Ein Vergleich mit anderen überstauten Niedermoorflächen zeigt, dass in einigen Gebieten hohe positive Retentionsraten von 83% (Lenz & Wild 2000, Tab. 23: V2b) gemessen wurden, während von anderen Flächen Ammonium exportiert wurde (-37%) (Lenz & Wild 2000, Tab.x: V3a). Wie bei Nitrat sind Flächen mit einem niedrigen Eintrag ($<15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Untersuchungen A, B und C (V3)), die mit dem Westpolder vergleichbar sind ($9,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) und Flächen mit einem mittleren Eintrag ($15\text{-}50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Untersuchung 3 (V1 und V2)) unterschieden, die eine ähnlichen Ammoniumeintrag wie der Ostpolder aufweisen ($34 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$).

Tab. 23: Ammoniumretention auf flach überstauten Niedermoorflächen ($\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$).

A *Biberteich „Paint 1 Sedge fen“ mit Seggen Carex ssp. (Kanada) (Devito et al. 1989)*

	Eintrag	Austrag	Retention	%
Ammonium	3,93	2,6	1,33	34

B *Mit Oberflächenwasser überflutete Feuchtwiese (Dänemark) (Ambus & Hoffmann 1990)*

Ammonium	12	8	4	33
----------	----	---	---	----

C *Überstaute Niedermoorfläche mit Typha ssp. (Donaumöos, Bayern) (Lenz & Wild 2000)*

Erstes Versuchsjahr (Mitte Juni 1999-30. Juni 2000)

V1a Ammonium	ca. 46		31	67
V2a Ammonium	ca. 51		38	74
V3a Ammonium	ca. 11		-4	-37

Zweites Versuchsjahr (1. Juli 1999-30. Juni 2000)

V1b Ammonium	ca. 39		29	74
V2b Ammonium	ca. 67		56	83
V3b Ammonium	ca. 10		-25	-253

D *Surface-flow wetlands USA (Kadlec & Knight 1996)*

	Eintrag	Austrag	Retention	%
Ammonium			127	50

Die Ammoniumretention im Ostpolder zeigt ausgeprägte saisonale Schwankungen, so dass die Fläche im Winter als Nährstoffsенke und im Sommer als Quelle wirkt (vgl. Abb 64). Devito et al. (1989) stellten in den von ihnen untersuchten Biberstauteichen eine gewässerspezifische Ammoniumretention fest. In einem Gewässer lag die Retention das ganze Jahr über knapp im positiven Bereich, in einem anderen wurde im Sommer ein Ammoniumrückhalt und im Winter ein Export beobachtet. Auf den Untersuchungsflächen von Lenz & Wild (2000) zeigte die Ammoniumretention nur geringe Schwankungen, ohne dass ein jahreszeitlicher Einfluss erkennbar war.

Ammonium wird in Feuchtgebieten im Sommerhalbjahr durch Pflanzenaufnahme zurückgehalten, da Hygrophyten Ammonium als Stickstoffquelle nutzen (siehe Diskussion Nitrat). Außerhalb der Vegetationsperiode muss Ammonium nitrifiziert und anschließend denitrifiziert werden, damit der Stickstoff aus dem Oberflächenwasser in gasförmiger Form entweichen kann. Die hohen Retentionsraten von 90 bis 100% im Spätwinter und Frühjahr sind auf eine weitgehende Nitrifikation des Ammoniums zurückzuführen. Zu diesem Zeitpunkt war die Sauerstoffversorgung im Ostpolder hoch, so dass die obligat aeroben Nitrifikanten bei ansteigenden Wassertemperaturen günstige Bedingungen vorfanden. Die Ammoniumausträge aus dem Ostpolder in den Sommermonaten sind auf eine Ammoniumrücklösung aus dem Sediment bei hohen Wassertemperaturen und niedrigen Sauerstoffgehalten zurückzuführen (vgl. Diskussion Nährstoffdynamik im Ostpolder, Kap. 4.4.2).

In Feuchtgebieten, die eine hohe Ammoniumfracht erhalten, ist die Sauerstoffnachlieferung für die Nitrifikation der retentionslimitierende Prozess (Vymazal 2001). Sauerstoff wird mit dem Oberflächenwasser, durch Gasaustausch an der Wasseroberfläche, durch die Photosyntheseaktivität von Algen und durch Pflanzenwurzeln eingetragen (Bendoricchio et al. 2000). In den oben aufgeführten Feuchtgebieten mit einer hohen positiven Ammoniumretentionsrate reichen diese Prozesse offensichtlich für eine ganzjährig hohe Nitrifikation aus. In Gebieten mit einer negativen Ammoniumbilanz ist dies dagegen nicht der Fall. Ein Hinweis auf anaerobe Verhältnisse sind gemeinsam auftretende hohe Ammonium- und Phosphatkonzentrationen, wie sie nicht nur im Ostpolder, sondern auch zum Beispiel auf der Versuchfläche V3 von Lenz & Wild (2000) aufgetreten sind. Für die Ammonium- und Phosphatrücklösung machen die Autoren reduzierende Bedingungen an der Wasser-Sediment-Oberfläche verantwortlich.

Für das Verständnis der saisonalen Retentionsmuster im Ostpolder ist es bedeutsam, dass der Polder nicht das ganze Jahr kontinuierlich durchflossen wird, wie etwa die Untersuchungsflächen von Lenz & Wild (2000) oder die Biberstauteiche von Devito et al. (1989), sondern im Frühjahr (April-Juni) und im Spätsommer (Ende August-Oktober) nur einen minimalen oder keinen Wasserzu- und -abfluss aufweist. Dies hat zur Folge, dass zum Einen der Wasserspiegel absinkt und Torfschlammflächen trockenfallen, und dass zum

Anderen für eine Sauerstoffnachlieferung ungünstige stagnierende Bedingungen herrschen. In dieser Phase kommt es zur Mineralisation und starken Sauerstoffzehrung, so dass Ammonium in hohen Konzentrationen im Wasser auftritt (vgl. Diskussion Kap. 4.3.3). Durch heftige Sommerniederschläge im Juli und August 2002 wurde das kurz zuvor freigesetzte Ammonium aus dem Polder ausgewaschen. Bei einer kontinuierlichen Wasserführung ist die Mineralisation dagegen eingeschränkt und durch die Wasserbewegung kommt es zu einer ständigen Sauerstoffnachlieferung, so dass die Ammoniumkonzentrationen im Oberflächenwasser gering bleiben und geringere Ammoniummengen ausgetragen werden.

Auch im Westpolder liegen im Sommerhalbjahr aufgrund absinkender Wasserstände stagnierende Verhältnisse und trockenfallende Schlammflächen vor, die zu hohen Ammoniumkonzentrationen führen (vgl. Kap. 4.3.1). Im Unterschied zum Ostpolder kommt es jedoch aufgrund des kleinen Einzugsgebietes auch nach sommerlichen Starkregenereignissen nur selten zu einem starken Wasser- und damit verbundenen Nährstoffausstrom, während im Ostpolder in der gleichen Situation mit dem schnell ansteigenden Auwasser aus dem deutlich größeren Einzugsgebiet, hohe Nährstofffrachten ausgewaschen wurden (s.o.). Daher weist der Westpolder trotz zeitweise deutlich höherer Ammoniumkonzentrationen als der Ostpolder eine positive Ammoniumbilanz auf.

Die Sauerstoffversorgung im Boden wird durch die Sauerstoffabgabe über die Wurzeln von Sumpfpflanzen verbessert. Dabei gibt es artspezifische Unterschiede in der Effektivität der Sauerstoffabgabe. Hohe Werte wurden für Schilf mit bis zu $12 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ gemessen (Armstrong 1990 in Bendoricchio et al. 2000). Auch für *Typha*, das ein ausgeprägtes Aerenchym aufweist, sind hohe Werte zu erwarten, so dass die hohen Retentionsraten bei Ammonium von Lenz & Wild (2000) auf den mit Rohrkolben bepflanzten Flächen V1 und V2 möglicherweise auf eine gute Bodendurchlüftung zurückzuführen sind. Im Ostpolder sind Schilf- und Rohrkolbenbestände nur auf kleinen Flächen vorhanden, während vegetationslose Torfschlammبانke, die vermutlich eine schlechte Sauerstoffversorgung aufweisen, größere Bereiche einnehmen.

Insgesamt sind flach überstaute Niedermoorflächen bei einer ausreichenden Sauerstoffversorgung als Ammoniumsensenken anzusehen. Problematisch sind die Sommermonate, wenn sich bei hohen Temperaturen, hoher Sauerstoffzehrung und Stagnation Ammonium im Oberflächenwasser anreichert. Auch bei stark schwankenden Wasserständen ist von einer verstärkten Mineralisation auszugehen, die zu Ammoniumausträgen führen kann. Die Mobilisierung von Ammonium ist offenbar ein besonderes Problem von ehemals landwirtschaftlich genutzten, flach überstaute Niedermoorflächen, da diese im Oberboden als Altlast besonders hohe Stickstoffgehalte aufweisen. Die Frage ist hier, wie lange es dauert, bis der Stickstoffpool erschöpft ist. Eine Maßnahme, mit der die Quellenfunktion im Sommer verhindert werden könnte, ist die Stauregulation, die Wasserstandsschwankungen minimiert

und verhindert, dass Wasser mit hohen Ammoniumkonzentrationen im Sommer aus dem Polder fließt (ausführlicher. Kap. 5.2.1).

Organisch gebundener Stickstoff

Organisch gebundener Stickstoff (TON) wird aufgrund einer deutlich negativen Bilanz der gelösten Fraktion (DON -37%) aus dem Ostpolder exportiert (-27%, -73 kg ha⁻¹ a⁻¹). Auch im Westpolder liegt eine negative Bilanz vor (-1031%, -19,2 kg ha⁻¹ a⁻¹). Aus anderen Untersuchungen werden sowohl positive wie negative Bilanzen berichtet, wobei von den Autoren nicht zwischen DON und PON unterschieden wurde (Tab. 24).

Tab. 24: Retention von organisch gebundenem Stickstoff (TON) auf flach überstauten Niedermoorflächen (kg ha⁻¹ a⁻¹).

A *Biberteich „Paint 1 Sedge fen“ mit Seggen Carex ssp. (Kanada) (Devito et al. 1989)*

	Eintrag	Austrag	Retention	%
Norg	65,3	69,8	-4,5	-7

B *Mit Oberflächenwasser überflutete Feuchtwiese (Dänemark) (Ambus & Hoffmann 1990)*

Norg	115	20	95	83
------	-----	----	----	----

C *Überstaute Niedermoorfläche mit Typha ssp. (Donaumoos, Bayern) (Lenz & Wild 2000)*

Erstes Versuchsjahr (Mitte Juni 1999-30. Juni 2000)

V1a Norg	ca. 504		121	24
V2a Norg	ca. 753		241	32
V3a Norg	ca. 433		-13	-3

Zweites Versuchsjahr (1. Juli 1999-30. Juni 2000)

V1b Norg	ca. 175		28	16
V2b Norg	ca. 280		70	25
V3b Norg	ca. 169		-27	-16

D *Surface-flow wetlands USA (Kadlec & Knight 1996)*

Norg			187	57
------	--	--	-----	----

Bemerkenswert sind die Retentionsmuster des *partikulär gebundenen Stickstoffs* (PON) im Ostpolder. Hohe positive Retentionsraten wurden immer gleichzeitig mit hohem Wasserzustrom zum Ostpolder beobachtet (Abb. 95). Einen ähnlichen Verlauf zeigt auch der partikulär gebundene Kohlenstoff (POC), während der partikulär gebundene Phosphor (POP) nur während des Frühjahrshochwassers eine hohe positive Retention aufwies und während des Sommerhochwassers eine negative Retentionsrate hatte (Daten nicht dargestellt). Der Polder wirkt bei starkem Wassereinstrom als Sedimentationsfalle. Die Sedimentation findet

vor allem unmittelbar hinter der Einstromöffnung statt, da sich hier das schnellfließende Auwasser rasch beruhigt, so dass Sedimentteilchen absinken können. Begünstigt wird die Sedimentation durch den dichten Pflanzenbewuchs in diesem Teil des Polders (vgl. Braskerud 2001).

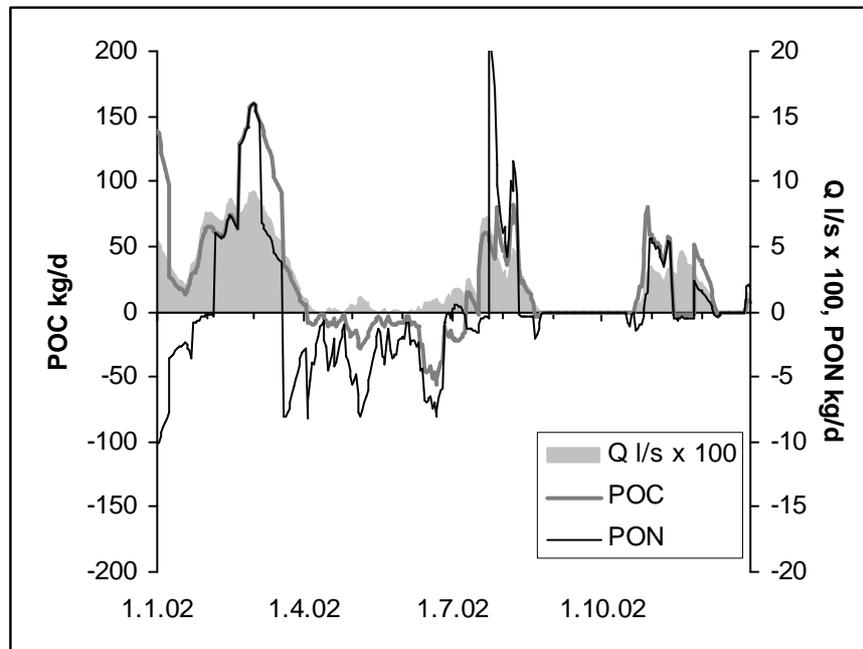


Abb. 95: Bilanz vom partikulär gebundenem Stickstoff (PON) und Kohlenstoff (POC) sowie die in den Polder einströmende Wassermenge (Tageswerte).

Lenz & Wild (2000) stellten im Winter eine Reduktion und im Sommer einen Export von organisch gebundenem Stickstoff fest. Devito et al. (1989) geben genau umgekehrt einen Export im Winter und eine Retention im Sommer an. Vermutlich haben in den beiden Gebieten der DON und der PON einen unterschiedlich hohen Anteil am gesamten organisch gebundenen Stickstoff (TON).

Nach Devito et al. (1989) ist die Transformation von anorganischen in organische Stickstoffformen ein wesentliches Charakteristikum von Feuchtgebieten. Die Umwandlung erfolgt dadurch, dass Pflanzen in anorganischer Form eingetragene Nährstoffe aufnehmen und in organische umwandeln, die bei der Zersetzung wieder freigesetzt werden. Während ein Teil der organischen Nährstoffe bei langen Retentionszeiten im Feuchtgebiet wieder mineralisiert werden, wird ein anderer Teil sehr fest in Huminstoffen gebunden. Nach Lenz & Wild (2000) gibt es bei Wässern aus Feuchtgebieten eine Grundlast an organisch gebundenen Nährstoffen, die sehr fest gebunden (z.B. an Huminstoffe) und nicht weiter abbaubar sind. Nach Kadlec & Knight (1996) liegt der Wert für „constructed wetlands“ bei $1,5 \text{ mg l}^{-1}$. Im Westpolder wurde als niedrigste Konzentrationswerte für organisch gebundenen Stickstoff im Winter 1 bis $1,5 \text{ mg l}^{-1}$ gemessen, wobei es sich fast ausschließlich um DON handelte.

Die Untersuchungen im Westpolder und Ostpolder zeigen, dass eine Auftrennung des organisch gebundenen Stickstoffs bei der Untersuchung von wiedervernässten Moorflächen von großer Bedeutung ist. Ein Charakteristikum für Moore ist die Bildung von Huminstoffen. Im Wasser gelöst, stellen sie einen Großteil des DON und sorgen für die gelblich-braune Färbung. Im Westpolder macht der DON rund 65%, im Ostpolder 81% der Austräge an organisch gebundenem Stickstoff aus. Bei der Bewertung von Nährstoffausträgen aus Feuchtgebieten in Hinblick auf die Eutrophierungsgefahr angrenzender Fließgewässer und Seen ist die unterschiedliche Bioverfügbarkeit des PON und des DON zu beachten. Der PON besteht vor allem aus Algen und Detritus (vgl. Kap. 4.3.3) und ist im Zuge der Mineralisation leicht abbaubar. Neben der Nährstofffreisetzung kommt es beim Abbau des PON auch zur Sauerstoffzehrung. Der Export von DON ist differenzierter zu betrachten. Bei Bakterienversuchen zur Bioverfügbarkeit des DON von Stephanauskas et al. (2000) wurde eine große Variabilität der Bioverfügbarkeit zwischen 8 und 72% festgestellt. Eine hohe Bioverfügbarkeit wurde für Wässer mit einem hohen Anteil an autochthonen DON (u.a. Aminosäuren, Harnstoff) festgestellt, während Wässer, die durch allochthonen DON (Huminstoffe aus Moorgebieten und Wälder) dominiert waren, eine geringe Bioverfügbarkeit aufwiesen.

Insgesamt sind flach überstaute Niedermoorflächen in vielen Fällen als Quellen für organisch gebundenen Stickstoff anzusehen, da in Feuchtgebieten durch biologische Umsetzungen anorganische Nährstoffe in organische umgewandelt werden. Auf Niedermoorflächen ist der Austrag von Huminstoffen von Bedeutung, die bei der Torfbildung gebildet wurden und bei einer Flutung der Flächen ausgewaschen werden. Wie bei Ammonium ist hier zu untersuchen, ob der Huminstoffaustrag ein längerfristiges Phänomen ist, oder ob mit der Zeit ein Rückgang des leichtlöslichen Huminstoffpools zu verzeichnen ist. Eine negative Bilanz für organisch gebundenen Stickstoff ist insbesondere dann zu erwarten, wenn Niedermoorflächen nur eine geringe Einbindung ins Einzugsgebiet aufweisen (wie der Westpolder), da es dann häufig zu geringen Einträgen in organisch gebundener Form kommt.

Gesamtstickstoff

Der Vergleich von West- und Ostpolder macht deutlich, dass beim Gesamtstickstoff die Quellen- oder Senkenwirkung von flach überstaute Niedermoorflächen davon abhängt, wie hoch der absolute Nitrateintrag auf die Fläche ist und welchen Anteil der Nitratanteil am eingetragenen Gesamtstickstoff hat.

Bei hohen absoluten Nitrateinträgen und einem hohen relativen Anteil von Nitrat am eingetragenen Gesamtstickstoff ist im Allgemeinen von einer positiven Bilanz für Gesamtstickstoff auszugehen, da Nitrat in Feuchtgebieten effektiv zurückgehalten wird. Nitrat erreicht in schleswig-holsteinischen Fließgewässern der Güteklasse II-III um ein bis zwei Zehnerpotenzen höhere Konzentrationswerte als Ammonium und etwa doppelt so hohe Konzentrationswerte wie organisch gebundener Stickstoff. Wenn Fließgewässer mit dieser

Stoffzusammensetzung über wiedervernässte Niedermoorfläche geleitet werden, liegt selbst bei einer negativen Bilanz für Ammonium und N_{org} die Bilanz für Gesamtstickstoff aufgrund der hohen absoluten Nitratretention im positiven Bereich. Der Ostpolder ist ein Beispiel dafür.

Eine negative Gesamtstickstoffbilanz ist auf flach überstauten Niedermooren zu erwarten, wenn kaum Nitrat auf die Flächen eingetragen wird. Wie am Beispiel des Westpolders gezeigt, reicht dann eine positive absolute Nitratbilanz nicht aus, um die negative Bilanz beim organisch gebundenen Stickstoff zu kompensieren, auch wenn die absoluten Austräge in organisch gebundener Form im Vergleich zu anderen Gebieten gering sind (Westpolderbilanz Nitrat: $5,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, N_{org} : $-19,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$).

Auf die Bedeutung der einzelnen Stickstoffspezies und -fraktionen bei der Zusammenstellung der Gesamtstickstoffbilanz wird in der bereits mehrfach angesprochenen Untersuchung von Devito et al. (1989) sowie von Leonardson et al. (1994) hingewiesen. In den von Leonardson et al. (1994) untersuchten, in wöchentlichen Intervallen gefluteten und gedrähten Wässerwiesen auf Niedermoortorfen in Isgrannatorp in Südschweden, wurde mit dem Flusswasser eingetragenes Nitrat vollständig denitrifiziert und von Pflanzen aufgenommen. Die Gesamtstickstoffbilanz erbrachte trotzdem nur relative Retentionsraten von 15%, da organisch gebundener Stickstoff (als DON) und insbesondere Ammonium eine deutlich negative absolute und relative Retention aufwies, so dass die positive Nitratretention fast ausgeglichen wurde. Im Unterschied zur Pohnsdorfer Stauung erfolgte der Austrag überwiegend über das Grundwasser und nicht mit dem Oberflächenwasser.

Diese Beispiele machen deutlich, dass bei der Beurteilung von Stickstoffbilanzen alle Spezies und Fraktionen berechnet werden müssen. Eine alleinige Berücksichtigung von Nitrat kann zu falschen Ergebnissen führen. Dies ist vor allem vor dem Hintergrund zu sehen, dass die Nitratretention in Feuchtgebieten oft untersucht wurde und die zugrunde liegenden Prozesse in ihrer saisonalen und räumlichen Intensität gut abgeschätzt werden können (z.B. Davidsson 1997, Hoffmann 1998). Über die biotischen und abiotischen Bedingungen sowie die räumlichen und zeitlichen Muster, unter denen es in Feuchtgebieten zur Mobilisierung und zum Austrag von Ammonium und organisch gebundenem Stickstoff (als DON und PON) kommt, liegen weit weniger Angaben vor (z.B. Scheffer 1998, Reddy & D'Angelo 1994).

Phosphor

Phosphat und organisch gebundener Phosphor weisen sowohl im Ost- wie im Westpolder deutlich negative Retentionsraten auf, so dass für beide Gebiete auch die Gesamt-P-Bilanz negativ ist (Tab. 25).

Tab. 25: Vergleich der Phosphorbilanz für den Westpolder (Mittelwerte aus den drei Untersuchungsjahren) und für den Ostpolder (2002).

	West		Ost	
	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	%	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	%
Phosphat	-1,3	-199	-39	-276
Gesamt-P	-4,5	-568	-43	-132

Ein Vergleich mit anderen Bilanzierungen von überfluteten Niedermoorflächen zeigt, dass in einigen Untersuchungen deutlich negative Bilanzen auftreten (bis -69%, Lenz & Wild 2000, Tab. 26 V3b). Andererseits gibt es auch zahlreiche Beispiele für positive Retentionsraten (bis 82%, Lenz & Wild 2000, Tab. 26 V1b).

Tab. 26: Phosphorretention auf flach überstauten Niedermoorflächen (kg ha⁻¹ a⁻¹).

A Mit Oberflächenwasser überflutete Feuchtwiese (Dänemark) (Ambus & Hoffmann 1990)

	Eintrag	Austrag	Retention	%
Phosphat	3,37	4,29	-0,92	-27
Gesamt-P	6,29	6,22	-0,07	1

B Biberteich „Paint 1 Sedge fen“ mit Seggen Carex ssp. (Kanada) (Devito et al. 1989)

	Eintrag	Austrag	Retention	%
Gesamt-P	2,97	2,47	0,51	17

C Überstaute Niedermoorfläche mit Typha ssp. (Donaumoos, Bayern) (Lenz & Wild 2000)

	Eintrag	Austrag	Retention	%
Erstes Versuchsjahr (Mitte Juni 1999-30. Juni 2000)				
V1a Phosphat			20	78
V2a Phosphat			16	75
V3a Phosphat			0	7
V1a Gesamt-P			25	74
V2a Gesamt-P			22	70
V3a Gesamt-P			-2	-22
Zweites Versuchsjahr (1. Juli 1999-30. Juni 2000)				
V1b Phosphat			23	82
V2b Phosphat			21	77
V3b Phosphat			-4	-69
V1b Gesamt-P			27	74
V2b Gesamt-P			29	68
V3b Gesamt-P			-4	-31

In überstauten Niedermoorflächen kann Phosphat in Abhängigkeit vom Redoxzustand und pH-Wert durch die Bindung an Eisen, Aluminium oder Calcium sowie durch Pflanzenaufnahme zurückgehalten werden (Vymazal 2001). Für die Retention von organisch gebundenem Phosphor hat die Sedimentation eine große Bedeutung (Mitsch & Gosselink 2000). Für die Festlegung an Bodenteilchen sowie Eisen, Aluminium und Calcium gibt es nur wenige Literaturwerte. Nach Richardson & Marshall (1986) werden 15 bis 38 kg ha⁻¹ a⁻¹ festgelegt.

Bei der Pflanzenaufnahme muss zwischen der schnellen aber nur temporären Festlegung durch Algen und der langsameren aber dauerhafteren durch Gefäßpflanzen unterschieden werden. Die P-Retention durch Gefäßpflanzen ist im Wesentlichen auf die Vegetationsperiode beschränkt. Die Aufnahmeraten liegen nach Vymazal (2001) zwischen 7 und 400 kg ha⁻¹ a⁻¹ für emergente und zwischen 105 und 1260 kg ha⁻¹ a⁻¹ für flutende Arten, wobei die hohen Werte an tropischen Arten gemessen wurden. In schleswig-holsteinischen Schilfbeständen liegt die P-Aufnahme in Abhängigkeit von der Wassertiefe zwischen 4 und 37 kg ha⁻¹ a⁻¹ (Schieferstein 1997). Für genutzte Niedermoorsysteme in Schleswig-Holstein gibt Schrautzer (2001) P-Entzüge mit der Mahd von bis zu 28 kg ha⁻¹ a⁻¹ an (Grünland-Basalgesellschaft mit 2-schüriger Mahd).

Der langfristig bedeutendste Mechanismus zur Phosphorretention ist nach Vymazal (2001) die Torfbildung, die allerdings langsame Umsatzraten aufweist und daher nur zwischen 0,05 und 0,24 kg ha⁻¹ a⁻¹ in ungedüngten und 10 kg ha⁻¹ a⁻¹ in nährstoffreichen Feuchtgebieten aufweist. Durch Sedimentation von partikulärem, organisch gebundenem Phosphor werden nach Vymazal (2001) bis zu 36 kg ha⁻¹ a⁻¹ festgelegt.

Für die deutlich negativen Retentionsraten im West- und Ostpolder sind Rücklösungsprozesse verantwortlich. Der entscheidende Unterschied zum Stickstoffkreislauf, bei dem durch den mikrobiellen Prozess der Denitrifikation Stickstoff in gasförmiger Form irreversibel aus dem Feuchtgebiet ausgetragen wird, ist beim Phosphorkreislauf, dass alle genannten Retentionsmechanismen zu einer Akkumulation auf der Fläche führen, so dass Phosphor wieder remobilisiert werden kann.

Im Zuge der Torfbildung festgelegter Phosphor wird bei absinkenden Wasserständen durch Mineralisationsprozesse wieder freigesetzt (Scheffer 1994), an Eisen und Aluminium unter aeroben Bedingungen gebundenes Phosphat wird unter anderem bei geringen Sauerstoffgehalten und niedrigen Redoxverhältnissen, erhöhten Sulfateinträgen oder veränderten pH-Werten rückgelöst (Boström et al. 1982, vgl. Kap. 4.3.3). Phosphor, der durch Pflanzen aufgenommen wurde, wird bei der Zersetzung als organisch gebundenes P wieder freigesetzt, das durch Mineralisationsvorgänge wieder zu Phosphat abgebaut werden kann. Im Gegensatz zu Algen, die nur als kurzfristige P-Speicher wirken, kommt es bei den langlebigen Gefäßpflanzen allerdings durch eine interne Nährstoffverlagerung am Ende der

Vegetationsperiode zu einer längerfristigen Phosphorspeicherung (Koerselman & Verhoeven 1992). Bei Untersuchungen von Richardson & Marshall (1986) wurden 35% des von den Pflanzen aufgenommenen Phosphors am Ende der Vegetationszeit wieder ans Oberflächenwasser abgegeben, während bei Algen und Mikroorganismen die Rate bei 100% lag.

Die Dynamik der Phosphorkonzentrationen sowie die Bilanzen und Frachtberechnungen für den West- und Ostpolder zeigen, dass sich auf den flach überstauten Niedermoorflächen im Laufe des Jahres Retention und Rücklösungsprozesse abwechseln. Im Ostpolder ist das Retentionsmuster bei Phosphor durch eine weitgehend ausgeglichene Bilanz in den Winter- und Frühjahrsmonaten sowie hohe Austräge nach starken Niederschlägen im Juli und August gekennzeichnet. Ein ähnliches Bild zeigt die Ammoniumretention. Wie bei Ammonium folgen die hohen Austräge einer sommerlichen Stagnationsphase, in der die Phosphatkonzentrationen im Überflutungswasser des Polders aufgrund einer starken Sauerstoffzehrung und Phosphatrücklösung aus dem Sediment hohe Werte aufwies. Auch im Westpolder wurden hohe Phosphatfrachten insbesondere bei Starkregenereignissen im Anschluß an sommerliche Trockenperioden ausgetragen (z.B. im September 2001).

Lenz & Wild (2000) stellten keinen jahreszeitlichen Einfluß auf die Phosphorretention fest, allerdings traten bei ihren Untersuchungen einzelne hohe Gesamt-P-Konzentrationen nur im Sommer auf. Die Phosphorausträge aus der Untersuchungsfläche 3 werden auch von Lenz & Wild (2000) auf niedrige Redoxpotenziale an der Wasser-Sedimentgrenze und infolgedessen eine erhöhte Löslichkeit von Phosphor zurückgeführt. Die Phosphorrücklösung war hier, vergleichbar mit den Ergebnissen in der Pohnsdorfer Stauung, mit einer Ammoniumfreisetzung verbunden.

Devito et al. (1989) fanden ein zeitliches Retentionsmuster, das genau entgegengesetzt den Ergebnissen im Ostpolder ist. In den von ihnen untersuchten Biberstauteichen wurden ein Phosphorrückhalt im Sommer und ein Export im Winter gemessen. Devito et al. (1989) machen im Sommer bei längeren Verweilzeiten des Wassers in den Biberstauteichen die Aufnahme durch die Vegetation und Sedimentation für die Nährstoffretention verantwortlich, während im Winter bei starker Wasserführung die im Sommer gespeicherten Nährstoffe wieder ausgewaschen werden. Zu berücksichtigen ist, dass die Untersuchung in Kanada unter anderen Klimabedingungen (lange, kalte und schneereiche Winter mit starker Schneeschmelze) durchgeführt wurden.

Die hohen Phosphorkonzentrationen und -frachten in der wiedervernässten Pohnsdorfer Stauung sind auf die langjährige landwirtschaftliche Nutzung der Niedermoorflächen zurückzuführen. In dieser Zeit ist es durch die Mineralisation der Torfe infolge der Entwässerung und durch Düngung zu einer Anreicherung von Nährstoffen in den oberflächennahen Torfschichten gekommen. Bei Veränderungen des Redoxpotenzials infolge

permanenter Überflutung kann das in Jahrzehnten akkumulierte Phosphat ins Oberflächenwasser rückgelöst werden. Auch Kalbitz et al. (2002) machen die Anreicherung von Phosphor in Niedermoorböden während jahrzehntelanger landwirtschaftlicher Nutzung für Phosphorausträge bei der Anhebung des Wasserstandes verantwortlich.

Zur Quantifizierung der Phosphorvorräte im Boden führte Kasten (1996) vor der Umsetzung der Wiedervernässungsmaßnahmen mit Hilfe einer P-Fraktionierung eine Phosphorpool-Bestimmung in der Pohnsdorfer Stauung durch. In den Niedermoorböden des West- und des Mittelpolders fand sie labile Phosphorvorräte (Austauscherharz+NaHCO₃-Fraktion: entspricht etwa Doppellaktatlöslichem-P (DL-P)) von weniger als 100 mg PO₄-P kg⁻¹ Boden (entspricht < 35 mg l⁻¹ Boden), während auf den angrenzenden Mineralböden über 180 mg PO₄-P kg⁻¹ Boden (entspricht > 400 mg l⁻¹ Boden) auftraten. Nach VDLUFA (1991) sind volumenbezogene DL-P Werte um 35 als „mittel“ zu bewerten. Andere zum Zeitpunkt der Probenahme noch landwirtschaftlich genutzte und gedüngte Niedermoorböden in Schleswig-Holstein enthielten deutlich höhere Phosphorwerte (DL-P) zwischen 67 und 103 mg l⁻¹ Boden (VDLUFA: „sehr hoch“) (Schrautzer 2001). In den Niedermoortorfen der Nuthe-Nieplitz-Niederung lagen die PCAL Werte im Bereich von 40 bis 97 mg l⁻¹ Boden, wobei im Vergleich zur DL-Methode die Werte bei der PCAL um etwa 20% niedriger liegen (Scheffer & Schachtschabel 1992). Diese Werte zeigen, dass auf ehemals landwirtschaft genutzten Niedermoorflächen in Schleswig-Holstein mit „mittleren“ bis „sehr hohen“ Phosphorgehalten (nach VDLUFA) im Boden zu rechnen ist, so dass bei einer Wiedervernässung infolge reduzierender Bedingungen mit hohen Phosphatkonzentrationen in der Bodenlösung und unter sauerstoffarmen, stagnierenden Bedingungen mit einer Rücklösung ins Oberflächenwasser zu rechnen ist.

Von großer Bedeutung für die Bewertung der Wiedervernässungsmaßnahmen ist, ob die hohen Phosphorfrachten über einen längeren Zeitraum auftreten, oder ob in den kommenden Jahren mit einer Verringerung zu rechnen ist. Bislang liegen nur wenige langfristige Untersuchungen zu dieser Frage vor. Höhne (2000) berichtet von Phosphatausträgen aus wiedervernässten Niedermoorflächen in der Nuthe-Nieplitz-Niederung in Brandenburg. Nach Ausfall eines Schöpfwerkes entstanden beiderseits des bedachten Pfefferfließes, der das Gebiet entwässert, zwei Flachwasserseen mit insgesamt 200 ha Wasserfläche. Im ersten Jahr nach dem Schöpfwerksausfall stieg im Pfefferfließ die Phosphatkonzentration im Sommerhalbjahr von < 0,1 mg l⁻¹ auf etwa 0,3 mg l⁻¹ an. In den folgenden sieben Jahren nahm die Konzentration wieder langsam ab, zeigten aber deutliche Schwankungen von Jahr zu Jahr. Die hohen Austräge in den Sommermonaten sind nach Landgraf (1998) auf Freisetzungsprozesse auf den flach überstauten Niedermoorflächen zurückzuführen.

Die dreijährigen Untersuchungen zur Phosphordynamik im Oberflächenwasser des Westpolders zeigen eine hohe saisonale und jährweise Dynamik aber noch keinen deutlichen Rückgang der Phosphorkonzentration.

Da Phosphor im Gegensatz zu Stickstoff nicht gasförmig aus dem Feuchtgebiet entweichen kann, sind niedrigere Phosphorgehalte im Gebiet nur durch Austrag oder dauerhafte Immobilisierung zu erreichen. Die Immobilisierung durch Torfbildung wird in der Pohnsdorfer Stauung in den kommenden Jahren an Bedeutung zunehmen. Aktuell ist durch die rasche Flutung der Polder die zur Zeit der Entwässerung vorherrschende Flutrasenvegetation abgestorben und torfbildende Feuchtgebietsarten wie Schilf und Seggen haben sich erst langsam ausgebreitet. Die Ausbreitungspotenziale für torfbildende Arten sind im West- und insbesondere im Ostpolder jedoch als hoch einzustufen. Wie die Vegetationskartierungen 1999 und 2002 zeigen, nehmen im Ostpolder Schilf- und Seggenbestände bereits eine bedeutende Fläche des Polders ein. Durch die Einleitung von Auwasser und ganzjährig hohe Wasserstände werden sich die Lebensbedingungen für Pflanzengesellschaften der eutrophen Röhrichte und Großseggenriede verbessern, so dass mit deren weiteren Ausbreitung zu rechnen ist.

Eine Möglichkeit, Phosphorausträge aus wiedervernässten Niedermoorflächen zu verringern, ist eine Hagerung der Flächen vor der Umsetzung der Vernässungsmaßnahme. Insbesondere auf ehemals intensiv genutzten Flächen ist jedoch der im Vergleich zu den Vorräten geringe P-Entzug mit dem Mahdgut problematisch (Pöplau & Roth 1995). Nach Scheffer (1995) werden auch bei intensiver Nutzung maximal $30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ entzogen, so dass nur eine langfristige Hagerung effektiv ist. Da mit der Mahd auch ein starker Kaliumentzug verbunden ist (Olde Venterink et al. 2002), wird für eine effektive P-Hagerung eine Kaliumdüngung vorgeschlagen, um langfristig hohe Biomasseerträge zu erhalten (Käding 1994). Insgesamt ist eine Phosphor-Hagerung auf eutrophen Standorten kaum als realistische Lösung für das Problem der Phosphorfreisetzung anzusehen (Scheffer 1995). Als Maßnahme zur Erhaltung schwachproduktiver Standorte, zum Beispiel im Rahmen des botanischen Artenschutzes, ist die Mahd hingegen ein wirkungsvolles Mittel, um eine Nährstoffhagerung oder zumindest eine Stabilisierung des Trophieniveaus zu erreichen (Olde Venterink et al. 2002).

4.7.3 Weisen die wiedervernässten Niedermoorflächen in der Pohnsdorfer Stauung im Vergleich zu anderen Einzugsgebieten im Östlichen Hügelland von Schleswig-Holstein niedrigere Stoffausträge auf?

Als zweite Hypothese wurde angenommen, dass die durch die Wiedervernässung in der Pohnsdorfer Stauung entstandenen Flachwasserseen eine im Vergleich zu anderen schleswig-holsteinischen Fließgewässereinzugsgebieten im Östlichen Hügelland geringe Nährstoffausträge aufweisen. Um diese Hypothese zu prüfen, wurden die auf das Einzugsgebiet bezogenen Jahresfrachten aus dem Westpolder und aus der gesamten Stauung (Austrag über das Schöpfwerk) mit Stofffrachten schleswig-holsteinischer Fließgewässer verglichen. Um einen naturräumlichen Einfluss auf die Frachten zu minimieren, wurden als Vergleichsflächen 12 in die Ostsee entwässernde Fließgewässer-Einzugsgebiete ausgewählt, die alle wie die Pohnsdorfer Stauung im Östlichen Hügelland von Schleswig-Holstein liegen (UBA 1997, LANU briefl.). Für Stickstoff und Phosphor liegen allerdings nur die Gesamtwerte (N-Gesamt, P-Gesamt) vor und keine Auftrennung in einzelne Stoffspezies und Fraktionen. Für eine Einordnung der in der Pohnsdorfer Stauung berechneten Austräge mit den anderen Gebieten wurden von den 12 schleswig-holsteinischen Gebieten die jährlichen Mittelwerte und die Standardabweichungen berechnet. Aus der Pohnsdorfer Stauung liegen Frachtberechnungen auf Einzugsgebietsebene aus dem wiedervernässten Westpolder für die hydrologischen Jahre 2000 bis 2002 sowie für das Schöpfwerk für das hydrologische Jahr 2001 vor. Zu berücksichtigen ist, dass das Schöpfwerk sowohl bereits wiedervernässte Niedermoorbereiche, wie den Westpolder, als auch (im Jahr 2001) noch entwässerte Flächen, wie den Mittelpolder integriert.

Gesamtstickstoff

Die Gesamtstickstoffausträge aus dem Westpolder und über das Schöpfwerk sind im Vergleich zu den anderen 12 Einzugsgebieten als niedrig einzustufen (Abb. 96). Die Werte aus der Pohnsdorfer Stauung liegen deutlich unterhalb des Mittelwertes für die schleswig-holsteinischen Vergleichseinzugsgebiete. Zu berücksichtigen ist, dass sowohl aus dem Westpolder als auch über das Schöpfwerk ein Großteil des Gesamtstickstoffs in organisch gebundener Form ausgetragen wird (Westpolder rund 65%, Schöpfwerk 53%).

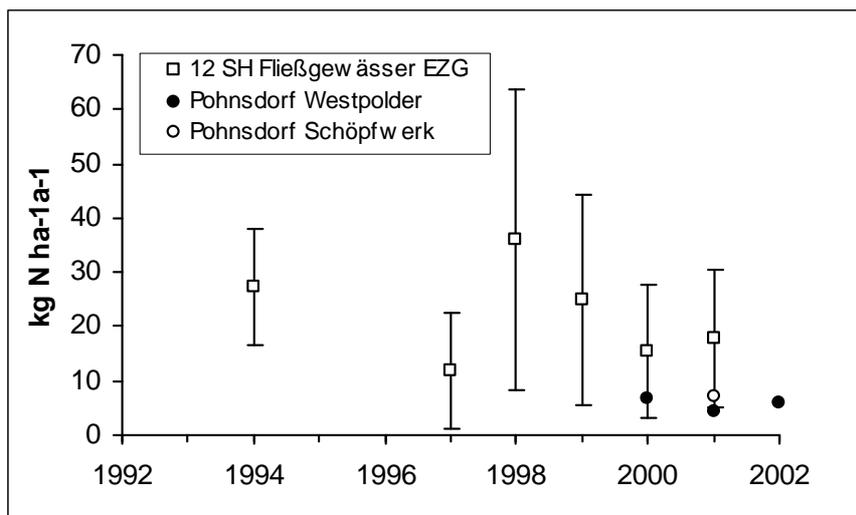


Abb. 96: Vergleich der jährlichen Gesamt-N Austräge ($\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) aus 12 in die Ostsee entwässernden schleswig-holsteinischen Fließgewässereinzugsgebieten (Mittelwert und Standardabweichung) mit den jährlichen Gesamt-N Austrägen aus dem Westpolder und über das Schöpfwerk (bezogen auf das Einzugsgebiet). Daten Fließgewässereinzugsgebiete: LANU SH.

Gesamtphosphor

Bei einem Vergleich mit anderen Einzugsgebieten in Schleswig-Holstein sind die Phosphorfrachten aus dem Westpolder und über das Schöpfwerk als hoch einzustufen (Abb. 97).

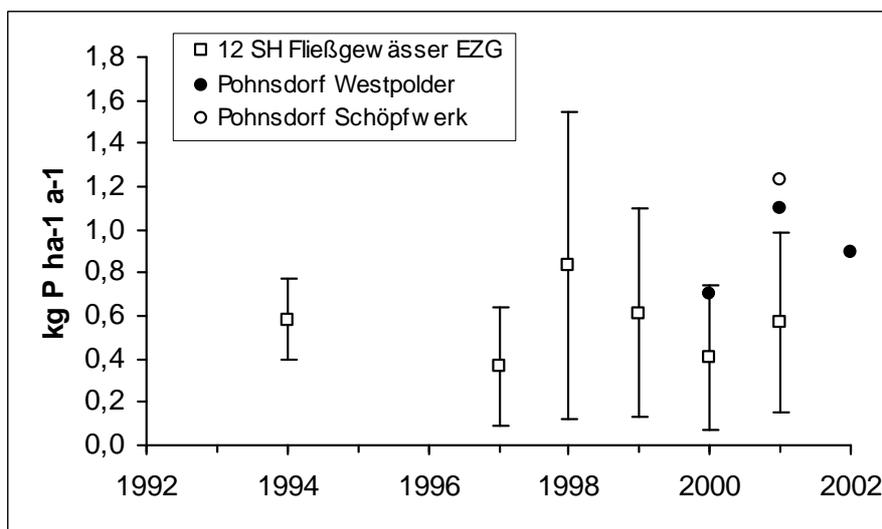


Abb. 97: Vergleich der jährlichen Gesamt-P Frachten ($\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) aus 12 in die Ostsee entwässernden schleswig-holsteinischen Fließgewässereinzugsgebieten (Mittelwert und Standardabweichung) mit den jährlichen Gesamt-P Frachten aus dem Westpolder und über das Schöpfwerk (bezogen auf das Einzugsgebiet). Daten Fließgewässereinzugsgebiete: LANU SH.

An der Gesamtphosphorfracht hat Phosphat nur einen geringen Anteil: aus dem Westpolder wird zwischen 35 bis 39% (vgl. Kap. 4.5.1.2), über das Schöpfwerk 27% (vgl. Tab. 20) als Phosphat-P ausgetragen.

Aufgrund der unterschiedlichen Ergebnisse bei Stickstoff und Phosphor muss die oben aufgestellte Hypothese differenziert beantwortet werden. Für Stickstoff trifft sie zu, während sie für Phosphor verworfen werden muss. Wie bereits bei der Diskussion der ersten Hypothese angesprochen, muss auch hier die zeitliche Dimension berücksichtigt werden. Die bislang ungeklärte Frage ist, ob die Phosphorausträge nur für eine kurze Zeit nach der Umsetzung von Wiedervernässungsmaßnahmen hohe Werte aufweisen und mit der Zeit zurückgehen, oder ob es sich um ein längerfristiges Phänomen handelt.

4.7.4 Wird durch die Wiedervernässung die Wasserqualität angrenzender Oberflächengewässer (Neuwührener Au, Postsee) verbessert?

Als dritte Hypothese wurde postuliert, dass die Wasserqualität der angrenzenden Oberflächengewässer durch die Wiedervernässungsmaßnahmen in der Pohnsdorfer Stauung verbessert wird. Der Vergleich der beiden oberhalb und unterhalb der Pohnsdorfer Stauung liegenden Messstationen in der Neuwührener Au zeigt, dass es bei den verschiedenen Stoffen und im Jahresverlauf unterschiedliche Ergebnissen gibt, so dass eine allgemeine Aussage nicht möglich ist.

Stickstoff

Der Vergleich der beiden Messstationen in der Neuwührener Au zeigt, dass die Nitratkonzentration in der Au durch die Einleitung eines Teils des Auwassers in den Ostpolder abgenommen hat (vgl. Kap. 4.6). Damit wird für Nitrat die dritte Hypothese: "Der flache Überstau von Niedermoorflächen führt zu einer Verbesserung der Wasserqualität in der Neuwührener Au" bestätigt.

Eine Berechnung der Nitrat-Jahresfrachten der Neuwührener Au für die Messstation NWA1 (oberhalb der Stauung) zeigt, dass aus dem 3800 ha großen Einzugsgebiet in den letzten drei Jahren zwischen 47 (2001) und 60 (2002) t $\text{NO}_3\text{-N a}^{-1}$ (bezogen auf das Einzugsgebiet 13 - 16,5 kg ha^{-1}) ausgetragen wurde. Die Nitratretention im Ostpolder betrug im Jahr 2002 rund 6 Tonnen Nitrat-N, so dass durch die Wiedervernässung des Ostpolders die Nitratfracht der Au um etwa 10% verringert wurde. Zu berücksichtigen ist bei dieser Kalkulation, dass bei der Bilanz für den Ostpolder auch laterale Zuflüsse und Nitrateinträge mit dem Niederschlagswasser berücksichtigt sind. Der Nitrateintrag mit dem Auwasser macht allerdings über 90% der Gesamteinträge aus.

Eine Bilanzrechnung in der Au (Nitratfracht oberhalb der Stauung minus Nitratfracht unterhalb der Stauung) war bislang nicht möglich, da an der einen Messstelle eine genaue

Abflussmessung mit manuellen Mitteln (Messflügel etc.) aus technischen Gründen für eine Bilanzberechnung keine ausreichend genauen Werte lieferte. Sei April 2003 werden jedoch in der Au oberhalb und unterhalb der Stauung mit zwei Ultraschallgeräten hochauflösend die Wassermengen bestimmt, so dass in Zukunft die Auswirkungen der Vernässungsmaßnahmen anhand von Nährstoffbilanzen in der Au genauer bestimmt werden können.

Mit Spitzenwerten von 10 mg l^{-1} und mittleren Konzentrationen von $2,6 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$ gehört die Neuwührener Au zu den mäßig belasteten Fließgewässern in Schleswig-Holstein. Die Neuwührener Au weist einen Jahresverlauf der Nitrat-Konzentration auf, der typisch für viele Fließgewässer in Mitteleuropa und im südlichen Skandinavien ist (vgl. Heathwaite & Johnes 1996, Davidsson 1997, Hoffmann 1998): die höchsten Konzentrationen treten als Peaks im Winterhalbjahr nach starken Niederschlägen auf, wenn das im Boden mobile Nitrat mit dem Sickerwasser ausgewaschen und in die Fließgewässer eingetragen wird. Im Sommerhalbjahr sinken die Werte bei geringer Wasserführung auf unter 1 mg l^{-1} ab.

Diese saisonale Verteilung und die positive Korrelation von hohen Nitratkonzentrationen mit hohen Abflussmengen beeinträchtigen den Einsatz von flach überstauten Niedermoorgebieten zur Verminderung der Nitratfracht von Fließgewässern. Wie oben diskutiert, ist im Winter, zur Zeit der höchsten Nitratfracht in den Fließgewässern, die Denitrifikation durch eine geringe biologische Aktivität bei Temperaturen unter 10° C , und kurze Verweilzeiten im Feuchtgebiet eingeschränkt. Im Sommer, wenn bei hohen Temperaturen optimale Bedingungen für die Denitrifikation und die Pflanzenaufnahme vorhanden sind, liegen häufig geringe Abflussmengen und Nitratkonzentrationen vor, so dass es zwar zu hohen relativen aber nur geringen absoluten Nitratretentionsraten kommt.

Ausnahmen sind sommerliche Starkregenereignisse, wie sie im Juli und Anfang August 2002 auftraten. Eine Auswertung der Wasserstandsdaten in der Neuwührener Au aus den letzten 9 Jahren ergibt allerdings, dass Wasserstände von über 21,00 Meter NN in den Sommermonaten (Mai-September), die zu einem bedeutenden Einstrom in den Polder geführt hätten, nur in 5 Jahren auftraten. Die hohen Wasserstände im Sommer waren meist auf wenige Tage begrenzt und überschritten die 21,00 Meter NN Schwelle häufig nur um wenige Zentimeter, so dass die Situation im Juli und August 2002 mit Wasserständen deutlich über 21,00 Meter NN über mehrere Wochen als Ausnahme und nicht als Regel gewertet werden muss.

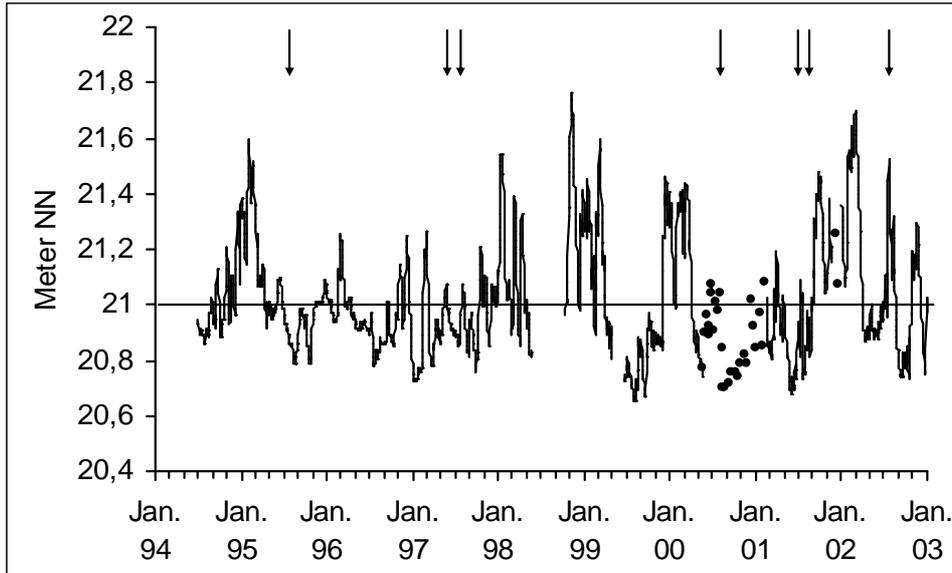


Abb. 98: Wasserstände in der Neuwührener Au (Meßstation NWA1, etwas oberhalb der Einlaufschwelle in den Ostpolder). Bei Wasserständen von über 21,00 Meter NN ist mit einem deutlichen Wassereinstrom in den Polder zu rechnen. Zur Datengrundlage der Wasserstände siehe Abb. 10.

Die absolute Nitratretention in der Neuwührener Au wird zur Zeit dadurch begrenzt, dass nur ein Teil des Auwassers durch den Ostpolder fließt, während der Rest weiterhin im begradigten Aubett an den Poldern vorbei strömt. In den Wintermonaten flossen maximal 50% des Auwassers durch den Ostpolder (Abb. 99). In den folgenden Monaten verringerte sich dieser Anteil etwas, da die Einlaufschwelle mit Treibgut und Schlamm langsam zusedimentierte und dadurch die Einstromöffnung kleiner wurde.

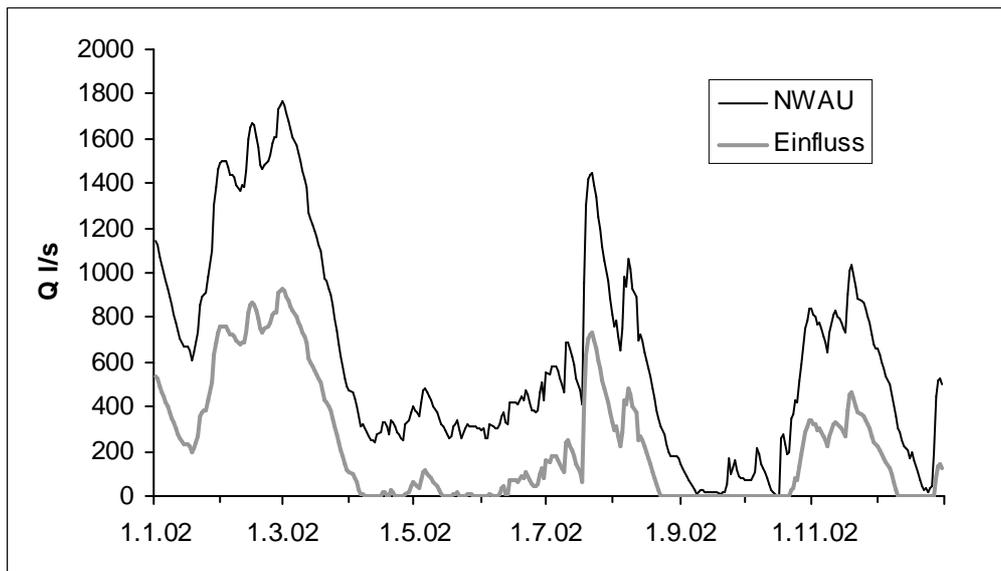


Abb. 99: Täglicher Abfluss (l/s) in der Neuwührener Au (NWAU) und in den Ostpolder einströmende Wassermenge.

Eine effektivere Nitratretention in der Pohnsdorfer Stauung wäre nur dadurch zu erreichen, dass die Deiche entlang der Au auf ganzer Länge zu beiden Poldern hin geöffnet werden, so dass das gesamte Auwasser über eine große Fläche verteilt langsam über die Niedermoortorfe fließt. Durch eine längere Verweilzeit des Auwassers auf der Niedermoorfläche wäre in den Wintermonaten bei hohen Nitratkonzentrationen eine höhere absolute Nitratretention zu erwarten.

Phosphor

Phosphor ist in Süßwasserlebensräumen meist der bedeutendste eutrophierungswirksame Nährstoff (Correll 1998), so dass Phosphoreinträge in Oberflächengewässer nicht mit den Zielen der Wiedervernässung von Niedermoorflächen vereinbar sind. Vor diesem Hintergrund wird die Wiedervernässung von ehemals landwirtschaftlich genutzten Niedermoorflächen von einigen Autoren kritisch gesehen (z.B. Meißner et al. 2001).

Der Vergleich der Phosphorkonzentrationen an den beiden Messstellen oberhalb und unterhalb der Stauung zeigt, dass es im Zeitraum von der Öffnung des Ostpolders im Dezember 2001 bis Juni 2002 und von September bis Dezember 2002 nur zu einer leichten Erhöhung der P-Konzentration in der Neuwührener Au gekommen ist (im Mittel um $0,015 \text{ mg l}^{-1}$ Gesamt-P). Eine deutlich höhere Konzentration wurde unterhalb der Stauung nur nach außergewöhnlichen Sommerniederschlägen im Juli und August festgestellt.

Phosphatkonzentration von $0,02 \text{ mg l}^{-1}$ führen bereits zu Eutrophierungserscheinungen. Allerdings hat die Neuwührener Au eine Vorbelastung von $0,17 \text{ mg l}^{-1}$ Gesamt-P (Jahresmittelwert 1999-2002), so dass eine Erhöhung der Konzentration um $0,015 \text{ mg l}^{-1}$ Gesamt-P (9%) nur eine geringe Bedeutung hat.

Die Neuwührener Au mündet etwa 500 Meter unterhalb der Stauung in den Postsee, so dass die mit dem Auwasser transportierten Nährstoffe in dieses Gewässer gelangen. Der Postsee hat von der Mitte des 20. Jahrhundert bis in die 1980er Jahre eine hohe Nährstoffzufuhr der mäßig bis stark belasteten Zuflüsse Alte Schwentine, Honigau und Mühlenau erfahren. Auch über die Neuwührener Au sind in den 1970er und 80er Jahren deutlich höhere Nährstofffrachten als aktuell in den See eingetragen worden. Monatliche Messungen der Wasserqualität in der Neuwührener Au von Juli 1976 bis Juni 1977 wiesen für Gesamt-P mit $2,2 \text{ mg l}^{-1}$ einen Jahresmittelwert auf, der 13 Mal höher als heute war. Darüberhinaus erfolgte auch aus der Kläranlage der Stadt Preetz über eine Entlastungsleitung zeitweise ein Eintrag von ungeklärten Abwässern in den Postsee (Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege 1988). Die hohen Nährstoffeinträge hatten zur Folge, dass der Postsee vom Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege (1988) zu den stark belasteten Seen gezählt wurde, dessen Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen im Landesvergleich im oberen Viertel angesiedelt waren. Durch zahlreiche technische Maßnahmen zur Klärung der Abwässer sind die Einträge seit den 1980er Jahren deutlich zurückgegangen. Aufgrund der im

Sediment angereicherten Nährstoffe (insbesondere P) hat sich die Trophiesituation des Postsees bis Ende der 1990er Jahre aber nur unwesentlich verbessert, so dass er immer noch zu den polytrophen Seen zählt (LANU).

Die Sanierung von Seen mit einem hohem Phosphorgehalt im Sediment ist problematisch, da auch bei einer deutlichen Reduzierung des Eintrages das Sediment als Phosphor-Puffer wirkt (Scheffer 1998). Jeppesen et al. (1991) stellten in 27 dänischen Seen fest, dass die Phosphatkonzentration im Seewasser trotz stark verringerter Einträge auch nach mehreren Jahren nur langsam zurückging. Der Grund dafür ist, dass das Sediment zur Zeit der hohen Phosphorbelastung als Nährstoffsенke fungierte und nun bei geringeren Einträgen als Quelle wirkte, so dass im Seewasser weiterhin hohe Phosphorkonzentrationen auftraten. Eine technische Möglichkeit, die Phosphatrücklösung aus Seesedimenten zu verhindern, ist die Injektion von Eisenchlorid und Calciumnitrat in das Sediment. Durch das Eisen erhöht sich die Phosphatbindekapazität; durch Nitrat wird die oberste Sedimentschicht oxidiert, so dass sie als Barriere wirkt und eine Phosphatrücklösung verhindert (Ripl 1976).

Vor diesem Hintergrund relativiert sich die in 10 von 12 Monaten festgestellte geringe Erhöhung der Gesamt-P-Konzentration um 0,015 mg/l. Problematisch sind allerdings die deutlichen P-Austräge aus dem Ostpolder im Juli und August, die zu einer Konzentrationserhöhung in der Au um durchschnittlich 0,18 mg/l Gesamt-P (n=5 Messungen im Juli und August) geführt haben. An den hohen P-Austrägen hatte Phosphat zeitweilig einen Anteil von über 60% am Gesamt-P und sie fielen in den Zeitraum der Sommeralgenblüte in den Seen, so dass deutliche Phosphorschübe unmittelbar zu einem verstärkten Algenwachstum führen können.

5 Abschlussdiskussion

Vor einer abschließenden Bewertung der Wiedervernässungsmaßnahmen in der Pohnsdorfer Stauung soll in den folgenden Kapiteln eine Gegenüberstellung der entwässerten und wiedervernässten Situation und ein Vergleich des flachen Überstaus mit anderen Vernässungsmaßnahmen durchgeführt werden.

5.1 Beurteilung der Stoffdynamik und der Stoffausträge zur Zeit der Entwässerung (1952-1996) und nach der Vernässung (1999-2002)

Ein Vergleich des Stoffhaushaltes der wiedervernässten Niedermoorflächen mit dem Zustand zur Zeit der Entwässerung wird dadurch erschwert, dass es nur wenige hydrochemische Messungen aus der Phase vor der Umsetzung der Vernässungsmaßnahmen gibt. Daher wurden zur Abschätzung der Nährstoffausträge während der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung der Pohnsdorfer Stauung neben den vorhandenen Messwerten auch Abschätzungen anhand der jährlichen Torfmineralisation sowie Simulationsrechnungen mit dem Modellsystem WASMOD (Trepel 2000, Trepel et al. 2000) herangezogen.

Berechnung der Nährstofffreisetzung aus den Mineralisationsverlusten

Die Moorflächen in der Pohnsdorfer Stauung weisen in den letzten 50 Jahren infolge der Entwässerung und landwirtschaftlichen Nutzung große Höhenverluste auf. Ursache sind Sackungsverluste, die vor allem in der Phase der Entwässerung 1952-1955 auftraten (vgl. Kap. 3) und Torfzehrung infolge erhöhter Mineralisation, welche auf den oxidativen Abbau der organischen Substanz im Torf zurückzuführen ist. Aus den jährlichen mineralisationsbedingten Höhenverlusten, den mittleren Lagerungsdichten und den Nährstoffgehalten im Torf ist eine Abschätzung der freigesetzten Nährstoffmengen möglich (vgl. Scheffer 1994, Schopp-Guth 1999, Gelbrecht et al. 2001).

Im Ostpolder traten im Zeitraum von 1955 bis 1992 nach der Phase der intensiven Sackung großflächig Höhenverluste von rund 50 Zentimetern auf, die überwiegend auf Mineralisation zurückzuführen sind (Trepel 2000). Der Höhenverlust entspricht einer jährlichen Rate von rund 1,3 Zentimetern. Bei mittleren Lagerungsdichten von $0,3 \text{ g cm}^{-3}$ und mittleren Stickstoffgehalten von 2,7 % ergibt sich eine jährliche Stickstofffreisetzung von $1053 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Nach Schopp-Guth (1999) ist bei diesen Abschätzungen allerdings zu berücksichtigen, dass zu Beginn der Entwässerung neben der Mineralisation noch weitere Sackungsverluste auftreten. Geht man für die Pohnsdorfer Stauung von mineralisationsbedingten Höhenverlusten von lediglich 0,5 cm pro Jahr aus, liegen die jährlich freigesetzten Stickstoffmengen noch immer bei rund $400 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Für Phosphor belaufen sich unter diesen Voraussetzungen die freigesetzten Mengen bei mittleren Gehalten von 0,07 % auf $10,5 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Um die Höhe des potenziellen Nährstoffaustrages zu bestimmen, müssen von diesen Werten Denitrifikationsverluste und Austräge mit dem Erntegut abgezogen werden. Nach Trepel (2000) und Schrautzer (2001) ist auf Flutrasen mit Denitrifikationsverluste in der Größenordnung von 60 und Ernteentzügen von $100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zu rechnen, so dass sich Stickstoffüberschüsse von rund $240 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ergeben. Werden allerdings zusätzlich Stickstoffeinträge durch Düngung (nach Düngeempfehlung für Niedermoorgrünland der VDLUFA rund $160 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) und mit der Deposition (rund $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) addiert, sind die gasförmigen Austräge und die Entzüge mit dem Erntegut wieder mehr als ausgeglichen.

Hydrochemische Messergebnisse

Weitere Anhaltspunkte zur Abschätzung der Höhe des Stoffaustrags aus den entwässerten Torfen liefert eine einjährige Untersuchung von Nowok (unveröff.) aus den Jahren 1995-1996. Zu diesem Zeitpunkt waren erst wenige Vernässungsmaßnahmen in der Stauung umgesetzt worden. Da die Flächen allerdings schon extensiv ohne Düngung genutzt wurden, geben die Daten nicht die Situation zur Zeit der intensiven Nutzung wieder.

Im noch als Grünland genutzten *Westpolder* zeigen Messungen der Nährstoffkonzentrationen im Hauptentwässerungsgraben, dass in den Wintermonaten die

Nitrat-N-Konzentrationen bis zu $5,8 \text{ mg l}^{-1}$ (März 1996) bzw. 9 mg l^{-1} (Dezember 1996) erreichten (Abb. 100). In den Sommermonaten lagen die Nitrat-N-Konzentrationen im Bereich der Nachweisgrenze. Auch Ammonium wies unter den entwässerten Bedingungen Werte von $2 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$ in den Herbstmonaten 1995 und 1996 auf. Die N_{org} -Werte (TON) erreichten Maximalwerte von 5 mg l^{-1} im Dezember 1996. Da der Untersuchungszeitraum durch außergewöhnlich niedrige Niederschlagsmengen gekennzeichnet war, liegen keine verwertbaren Abflussmessungen vor, so dass Frachten nicht berechnet werden können. Die erhöhten Nitratkonzentrationen zeigen aber, dass es im Westpolder vor der Vernässung zu einem verstärkten Nitrataustrag infolge von Torfmineralisation gekommen ist. Bei der vorliegenden Untersuchung von 1999-2002 wurden hingegen im zwischenzeitlich flach überstauten Westpolder deutlich niedrigere Nitratkonzentrationen gemessen (max. $1,7 \text{ mg l}^{-1}$).

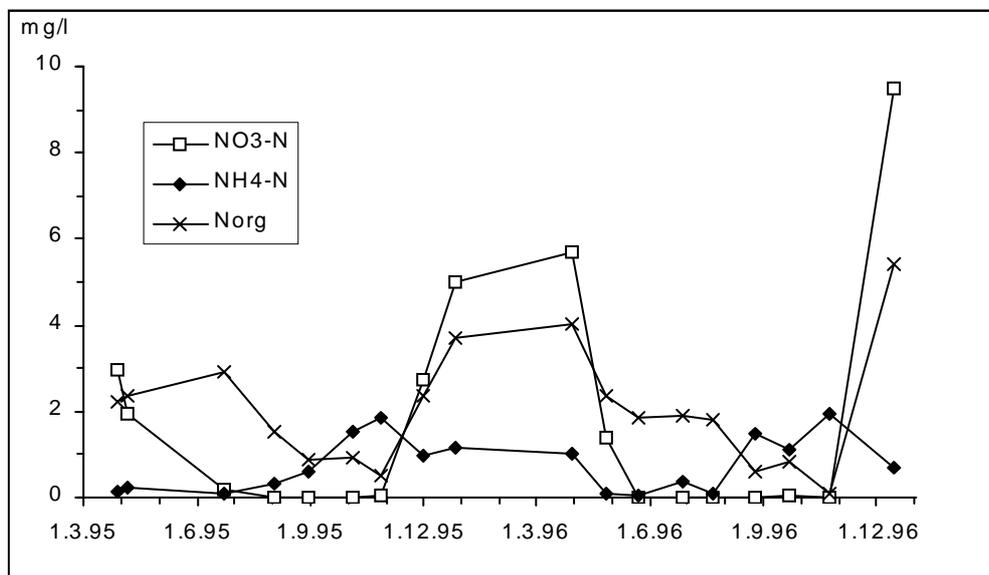


Abb. 100: Dynamik der Stickstoffkonzentrationen im Westpolder (Hauptentwässerungsgraben) vor der Wiedervernässung (März 1995 bis Dezember 1996). Daten: Nowok unveröff..

Auch eine grobe Abschätzung der P-Austräge vor und nach der Wiedervernässung des Westpolders ist anhand von Messungen der P-Gesamtkonzentrationen aus den Jahren 1995 und 1996 möglich (Nowok unveröff.). Vor der Vernässung wurden im Entwässerungsgraben Konzentrationen von bis zu $1,5 \text{ mg l}^{-1}$ in den Sommermonaten gemessen, während im Winter die Werte meist deutlich unter $0,2 \text{ mg l}^{-1}$ lagen (Abb. 101). Nach der Wiedervernässung wurden die höchsten Phosphorkonzentrationen ebenfalls im Sommer festgestellt, jedoch liegen die Maximalwerte aktuell mit $5 \text{ bis } 6 \text{ mg l}^{-1}$ deutlich höher (vgl. Kap. 4.3.1).

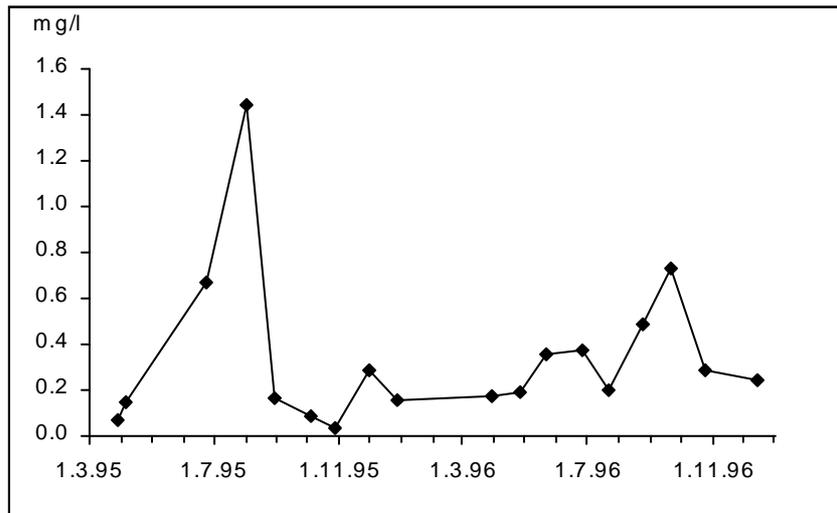


Abb. 101: Dynamik der P-Gesamt-Konzentration im Westpolder (Hauptentwässerungsgraben) vor der Wiedervernässung. März 1995 bis Dezember 1996 (Daten Nowok unveröff.).

Simulationsrechnungen mit dem Modellsystem WASMOD

Eine weitere Vergleichsmöglichkeit der entwässerten und der vernässten Situation bieten Simulationsrechnungen mit dem Modellsystem WASMOD (Trepel 1999, 2000, Trepel et al. 2000). Dieses modular aufgebaute Modellsystem beschreibt die Wasser- und Stickstoffumsetzungen auf verschiedenen zeitlichen und räumlichen Skalen. Die Anwendung reicht von der Standorts- bis zur Einzugsgebietsebene. Die Ergebnisse beziehen sich auf Gesamtstickstoff, während Phosphor nicht berücksichtigt wird. Die Stickstoffbilanz basiert auf einer Gegenüberstellung der Einträge über Düngung und atmosphärischer Deposition sowie der Austräge mit der Ernte, über das Sickerwasser sowie gasförmig über Denitrifikation und Volatilisation. Daneben werden interne Prozesse wie die Torfmineralisation berechnet.

In der Pohnsdorfer Stauung wurden Simulationen für unterschiedlich intensiv genutzte Flächen gerechnet. In dem in der Tab. 27 betrachteten Zeitraum zwischen Herbst 1988 und 1997 wurden im Gebiet noch viele Flächen landwirtschaftlich genutzt, und nur im Ostpolder gab es größere brachgefallene Flutrasenbereiche und seit längerer Zeit nicht mehr genutzte Seggenbestände (vgl. Kap. 4.1.1). Im Vergleich zu den 1970er und 80er Jahren war die Nutzungsintensität insgesamt bereits herabgesetzt.

Tab. 27: Stickstoffbilanz für unterschiedliche Vegetationstypen auf Niedermoorböden in der Pohnsdorfer Stauung mit dem Modellsystem WASMOD für den Simulationszeitraum Okt. 1988-Sep. 1997; MA-Basa I= Molinio-Arrhenatheretea-Basalgesellschaft (aus Trepel et al. 2000).

Vegetation	MA-Basal	Calthion	Lolio- Potentillion	Caricion elatae	Lolio- Potentillion
Nutzung	3xMahd	1xMahd	Weide	keine	Keine
Mineralisation (intern)	199 ±64	89±60	110±60	41±45	134±73
Düngung	160	0	60	0	0
Deposition	20	20	20	20	20
Summe Eintrag	180	20	80	20	20
Ernteentzug	156±32	24±17	50±18	0	0
Auswaschung (1 m)	20±19	5±6	10±11	1±3	6±9
Denitrifikation	56±31	24±19	37±21	17±14	34±33
Volatisation	3,9±1,7	0,7±0,4	3,1±1,8	0,4±0,3	0,9±0,4
Summe Austrag	236	53	100	18	42
Bilanz	-56±42	-33±30	-20±30	2±16	-22±39
Retention (%)	-31	-166	-26	9	-108

Es zeigt sich, dass auf allen landwirtschaftlich genutzten Flächen der Eintrag über die Düngung und der Entzug mit dem Mahdgut bzw. über die Beweidung eine große Bedeutung hat. Daneben spielen an allen Standorten Denitrifikationsverluste und auf den genutzten Flächen Auswaschungsverluste eine Rolle. Die Bilanzen sind auf den genutzten Flächen, aber auch auf der noch nicht wiedervernässten Flutrasenbrache (Lolio-Potentillion), deutlich negativ, so dass an diesen Standorten Stickstoff aus dem Bodenvorrat abgebaut wird. Nur das naturnahe Seggenried (Caricion elatae) akkumuliert geringe Mengen Stickstoff und wirkt als Stickstoffsenke.

Für die Höhe der Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer sind die Stickstoffausträge mit dem Sickerwasser entscheidend. Da WASMOD in der Zone zwischen 1 Meter Bodentiefe und dem Grundwasserleiter weitere Denitrifikationsverluste berechnet, verringern sich die simulierten Austräge mit dem Sickerwasser beim Transport ins Oberflächenwasser. In dem in der Tab. 27 dargestellten Zeitraum von 1988 bis 1997 wurde für die Pohnsdorfer Stauung ein mittlerer flächengewichteter Austrag mit dem Sickerwasser in 1 Meter Tiefe von $13,3 \pm 4,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ simuliert. Die kalkulierten potenziellen Austräge ins Oberflächenwasser lagen bei rund $12 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Tab. 28).

Tab. 28: Stickstoffaustrag ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bezogen auf das Einzugsgebiet der Pohnsdorfer Stauung) mit dem Sickerwasser (bis 100cm Tiefe) und potenzieller Eintrag in Oberflächengewässer bei den drei mit WASMOD simulierten Szenarien in der Pohnsdorfer Stauung. Nach Trepel (2000) verändert.

Bezeichnung bei Trepel (2000) entspricht Zeitraum	“intensiv” bis Ende 1980er	“aktuell” 1988-1997	“naturnah” ab 1997
Austrag mit Sickerwasser (100 cm)	19	13	6
Potenzieller Eintrag in Oberflächengewässer	15	12	5

Einen Eindruck von den Stoffausträgen zur Zeit der landwirtschaftlichen Intensivnutzung (bis in die 1980er Jahre) gibt das Szenario “intensiv”. Dabei wird angenommen, dass alle Niedermoorflächen als intensives Mähweide-Grünland genutzt werden und die Vorfluterhöhe über das Schöpfwerk bei 19,40 Meter NN eingeregelt wird. Die simulierten Austräge liegen im flächengewichteten Mittel bei $19 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, die potenziellen Einträge in Oberflächengewässer betragen rund $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Die Annahmen beim “naturnah” Szenario sind dagegen, dass das Schöpfwerk abgestellt wird, so dass sich Wasserstände von 21 Meter NN einstellen und dauerhaft überflutete Bereiche entstehen. Die Nutzung wird vollständig aufgegeben, und es entwickeln sich auf allen Niedermoorflächen Röhrichte. Die simulierten Austräge mit dem Sickerwasser liegen bei diesem Szenario bei $5,6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, die potenziellen Einträge in Oberflächengewässer bei rund $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Vergleich von modellierten und gemessenen Nährstoffausträgen

Da detaillierte Messungen und Frachtberechnungen erst seit der Wiedervernässung vorliegen, ist nur für das “naturnahe” Szenario ein Vergleich von modellierten und gemessenen Nährstoffausträgen möglich. Als Vergleichsfläche kommt nur der Westpolder in Frage, da im Ostpolder aufgrund der Anbindung an die Au der Nährstoffeintrag mit dem Auwasser eine entscheidende Rolle spielt. Dieser Eintragspfad wurde bei den Simulationsrechnungen von Trepel (2000) nicht berücksichtigt, da die Wiedervernässung beim “naturnahen” Szenario nur durch Ausschaltung des Schöpfwerkes und nicht durch Öffnung der Deiche erfolgte.

Die Simulationsrechnungen von Trepel (2000) ergaben für das “naturnahe” Szenario einen potenziellen mittleren Stickstoffeintrag in Oberflächengewässer zwischen 1988 und 1997 von rund $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Tab. 28). Die anhand von Konzentrations- und Abflussmessungen berechneten Werte im Rahmen dieser Arbeit lagen für den Westpolder bei 4,2 (2001), 5,9 (2002) und $6,6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (2000) (vgl. Kap. 4.5.1), so dass modellierte und gemessene Werte dicht beieinander liegen. Zu beachten ist allerdings, dass die simulierten Werte sich auf

das Einzugsgebiet der gesamten Pohnsdorfer Stauung beziehen, während die gemessenen Werte nur das Einzugsgebiet des Westpolders berücksichtigen. Da aber bei der “naturnahen” Simulationsvariante davon ausgegangen wird, dass alle Niedermoorflächen überstaut und mit Röhricht bewachsen sind, ist die räumliche Variabilität der Stickstoffausträge vergleichsweise gering (vgl. Trepel et al. 2000), so dass dieser Vergleich trotz der Einschränkungen sinnvoll erscheint.

Fazit

Insgesamt läßt sich aus den Kalkulationen zur mineralisationsbedingten Nährstofffreisetzung, den Konzentrationsmessungen und den Simulationsrechnungen ableiten, dass die Stickstoffausträge zur Zeit der intensiven Bewirtschaftung vermutlich bedeutend höher waren als nach der Wiedervernässung. Legt man die Simulationsrechnungen zugrunde, so haben sich durch die Wiedervernässungsmaßnahmen die Stickstoffausträge um rund 67% im Vergleich zur intensiven Bewirtschaftung und um 58% im Vergleich zur Situation Anfang der 1990er Jahre (nach Nutzungsextensivierung) reduziert. Diese Ergebnisse machen deutlich, dass eine Nutzungsauffassung in Niedermooren nur in Verbindung mit Wiedervernässung zu einer deutlichen Reduktion der Stickstoffausträge führt, während brachgefallene Niedermoorflächen mit Grundwasserständen deutlich unter Flur weiterhin starke Stickstoffquellen sind (vgl. Trepel & Reiche 2000, Succow & Josten 2001).

Für Phosphor ist hingegen nur ein grober Vergleich möglich. Die hohen mineralisationsbedingten Phosphorfreisetzungen lassen einen entsprechenden Austrag vermuten. Allerdings ist Phosphor unter aeroben Bedingungen im Boden vergleichsweise gut gebunden, so dass die Phosphoraussträge aus entwässerten Niedermooren häufig gering sind (Scheffer 1994). An diesem Beispiel wird deutlich, dass für eine umfassende Beurteilung von Wiedervernässungsmaßnahmen gezielte hydrochemische Messungen und Frachtberechnungen vor der Umsetzung von Managementmaßnahmen durchgeführt werden müssen. Nur anhand von solchen Referenzdaten läßt sich die Effizienz einer Wiedervernässung direkt belegen.

5.1.1 Welche Bedeutung hat der flache Überstau als Vernässungsmaßnahme in Schleswig-Holstein?

Der flache Überstau von Niedermoorflächen ist eine von mehreren möglichen Vernässungsmaßnahmen (Dietrich et al. 2001). Im Folgenden werden die unterschiedlichen Vernässungsmethoden kurz vorgestellt und ihre Anwendungsmöglichkeiten sowie ihre Vor- und Nachteile im Zusammenhang mit der landesweiten Umsetzung des Niedermoorprogramms in Schleswig-Holstein diskutiert.

Grabenüberstau

Beim Grabenüberstau wird Wasser in einem Graben so hoch angestaut, dass es über die Böschung tritt und einen mehr oder weniger großen Bereich überflutet (Abb. 102). Bei einer hohen Wassernachlieferung mit dem Grund- oder Oberflächenwasser bzw. hohen Niederschlägen können in Senkenlage durch Grabenüberstau Flachwasserseen entstehen. Diese Vernässungsmethode wurde in der Pohnsdorfer Stauung umgesetzt.

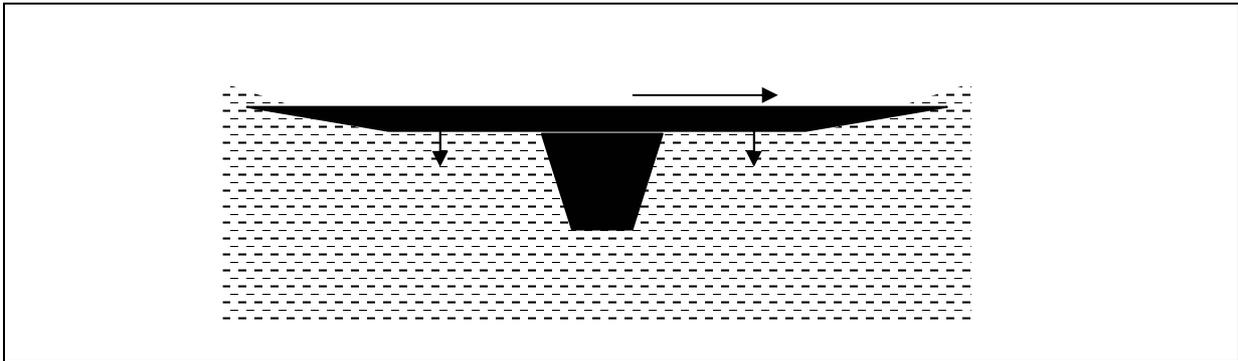


Abb. 102: Prinzip des Grabenüberstaus (nach Dietrich et al. 2001, verändert).

Grabenan/einstau

Beim Grabenan/einstau wird durch eine Verwallung (aus Holz, Torf, o.ä.) Wasser in einem Graben bis knapp unter Flurhöhe angestaut. Dadurch reduziert sich die entwässernde Wirkung des Grabens. In Gräben mit weitgehend stagnierendem Wasser (*Grabenanstau*) liegt der Wasserstand im Graben etwas unterhalb oder auf gleichem Niveau wie der Wasserstand auf der Fläche (Abb. 103). Wenn über die Gräben Wasser (z.B. aus dem Einzugsgebiet) der Fläche zugeführt werden kann (*Grabeneinstau*), liegt der Wasserstand im Graben über dem Wasserstand in der Fläche, so dass Grabenwasser in die Fläche strömt.

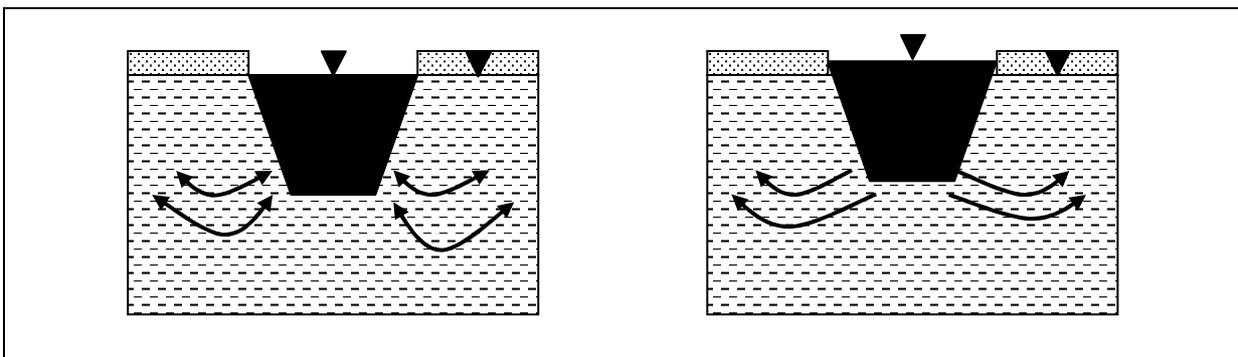


Abb. 103: Prinzip des Grabenanstaus (links) und des Grabeneinstaus (rechts). Beachte, dass beim Grabenanstau der Wasserspiegel im Graben und in der Fläche auf gleicher Höhe sind. Beim Einstau liegt der Grabenwasserstand über dem der Fläche, so dass Wasser in den Moorkörper fließt (nach Dietrich et al. 2001, verändert).

Überrieselung

Die Überrieselung kann auf Moorflächen mit einem leicht geneigten Oberflächenrelief durchgeführt werden. Voraussetzung ist eine kontinuierliche Wasserzufuhr aus einer Quelle, einem Graben, oder über eine Rohrleitung (z.B. bei einer Versuchsanlage auf der Friedländer Großen Wiese, Koppisch et al. 2001), die höher als die Moorfläche liegen muss (Abb. 104). Auf der überrieselten Fläche versickert das Wasser langsam im Torfkörper. Wenn im unteren Bereich der Rieselfläche eine Verwallung besteht, kann sich davor ein periodisch oder permanent überstauter Bereich bilden.

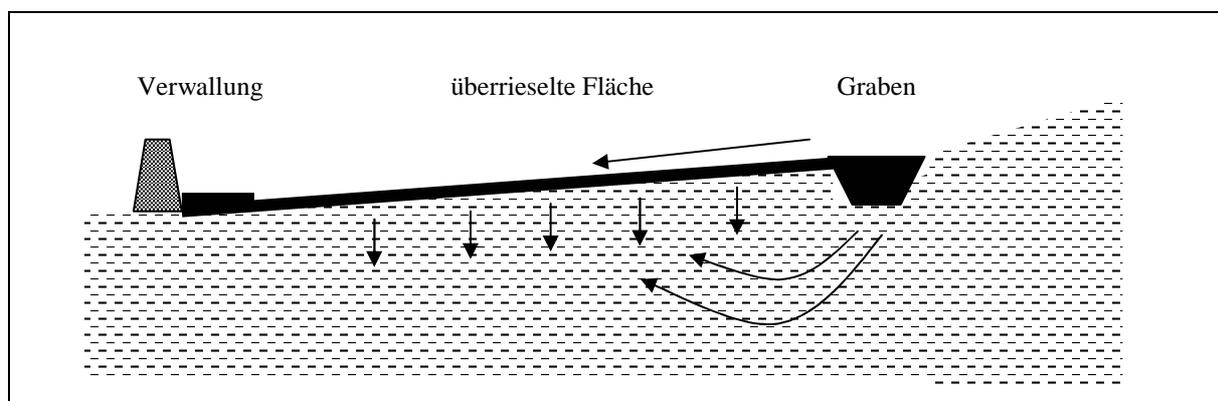


Abb. 104: Prinzip der Überrieselung (nach Dietrich et al. 2001, verändert).

5.1.1.1 Anwendbarkeit der Vernässungsmethoden in unterschiedlichen Moortypen

Die folgende Betrachtung bezieht sich auf die im Östlichen Hügelland vorherrschenden Flusstal- und Verlandungsmoore.

Flusstalmoore

Flusstalmoore, wie zum Beispiel das obere Eidertal zwischen Bordesholm und Molfsee, begleiten als langgestreckte Moorflächen Fließgewässer in Talräumen. Im Querprofil steigt die Moorfläche vom Fließgewässer zu den randlichen Mineralbodenhängen leicht an. Im Übergangsbereich von Mineralboden zum Torfkörper ist für diesen Moortyp in vielen Bereichen ein lateraler Grundwasseranstrom charakteristisch. Ursprünglich führte der laterale Wasseranstrom dazu, dass sich Quell- und Durchströmungsmoore bildeten, bei denen das Quellwasser auf der Passage von den Hangfüßen zum Fließgewässer den Torfkörper langsam durchströmen oder überrieseln musste. Im Zuge der Entwässerung und landwirtschaftlichen Nutzung sind die quelligen Flächen im Übergangsbereich Mineralboden-Niedermoortorfkörper durch Gräben und Dränagen entwässert worden, so dass das Quellwasser rasch zum nächsten Vorfluter abgeführt wird.

Aufgrund der Reliefneigung und des lateralen Grundwasserzuströms bietet sich in den hangnahen Bereichen von Flusstalmooren die Überrieselung und der Grabeneinstau als Vernässungsmethode an.

Ein wichtiges Ziel von Vernässungsmaßnahmen in Flusstalmooren ist die Verringerung der mit dem lateralen Wasseranstrom erfolgenden Nitrateinträge im Rahmen eines *Pufferzonenmanagements*. Infolge der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung ist das oberflächennahe Grundwasser in Schleswig-Holstein mit hohen Nitratkonzentrationen belastet (vgl. Tab. 1), so dass auch das lateral anströmende oxische Quellwasser Konzentrationswerte von 10 bis 25 mg l⁻¹ aufweisen kann (eigene Messungen im Eidertal). Im Rahmen eines Pufferzonenmanagements wird durch Überrieselung, Grabeneinstau oder Grabenverschluss das lateral anströmende, nitratbelastete Wasser wieder gezwungen, langsam durch den Torfkörper zu fließen. Nach Untersuchungen von Hoffmann (1998) wird lateral in den Torfkörper eingetragenes Nitrat in nicht entwässerten Niedermooren innerhalb weniger Meter vollständig denitrifiziert. Inwieweit auch wiedervernässte Standorte das gleiche Retentionspotenzial haben, wird zur Zeit im Eidertal untersucht (Kieckbusch in prep.).

Verlandungsniedermoore

Verlandungsniedermoore weisen im Allgemeinen unter den Torfen mächtige Muddeschichten auf. Da die Mudden eine geringe Wasserleitfähigkeit aufweisen, sind Verlandungsniedermoore oft zum Untergrund hin hydraulisch abgedichtet.

In entwässerten Verlandungsniedermooren haben Torfsackung und mineralisationsbedingter Torfschwund vielfach dazu geführt, dass flache Senken entstanden sind. Der Höhenverlust der Torfe ist in einigen Fällen so groß, dass die Moorbodenoberfläche unterhalb des Vorflutniveaus liegt. Die Flächen mussten deshalb zur Zeit der landwirtschaftlichen Nutzung mit Schöpfwerken entwässert werden. Im Östlichen Hügelland von Schleswig-Holstein sind neben der Pohnsdorfer Stauung die Moorseeniederung südlich von Kiel und die Goosseeniederung bei Eckernförde Beispiele für geschöpfte Niedermoorgebiete. In Mecklenburg-Vorpommern liegen nach Succow (2002) 40.000 ha Niedermoorböden unter Vorflutniveau, für die in der Zukunft keine rentable landwirtschaftliche Nutzung mehr möglich ist. Für diese Flächen ist der flache Überstau auf Vorflutniveau die einfachste Vernässungsmethode (s.u.).

5.1.1.2 Technische Umsetzbarkeit der Vernässungsmaßnahmen

Der flache Überstau ist von den drei Methoden häufig mit dem geringsten technischen Aufwand umsetzbar. In Niedermooren, die unter Vorflutniveau liegen, reicht schon die Aufhebung der Schöpfwerksentwässerung aus, damit die Flächen flach überstaut werden. Wenn ein Fließgewässer in der Nähe ist, kann durch eine Anbindung des Fließgewässers an die Moorfläche ein durchströmter Flachwassersee entstehen. Diese beiden Maßnahmen

wurden im Ostpolder umgesetzt. Ein Überstau ist in Senkenlage auch durch den technisch einfachen Verschluss von Entwässerungsgräben möglich, wie das Beispiel Westpolder zeigt.

Die anderen Vernässungsmethoden erfordern demgegenüber einen höheren Aufwand bei der technischen Umsetzung und Wartung. Für die flächige Überrieselung ist ein genau ausnivelliertes Graben- oder Rohrleitungssystem notwendig, um das Wasser auf einer größeren Fläche zu verteilen. Die Gräben oder Röhren müssen regelmäßig geräumt werden, damit es nicht zu einem punktuellen Wassereinstrom auf die Fläche kommt.

Beim Grabenanstau oder -einstau mit einem Wasserstand knapp unter Flurniveau muss die Wasserzufuhr bzw. das Stauniveau regelmäßig gesteuert werden, damit es nicht zu einem bei dieser Vernässungsmethode unerwünschten Überstau kommt. Die Gräben müssen beim Grabeneinstau regelmäßig geräumt werden, damit alle Bereiche einer Moorfläche vernässt werden.

5.1.1.3 Vernässungsmethode und Vernässungsziel

Die Wahl der Vernässungsmethode richtet sich nach den angestrebten Vernässungszielen. Als Hauptentwicklungsziele für Niedermoorflächen aus Sicht des Naturschutzes werden beispielsweise von Pfadenhauer & Zeitz (2001) genannt:

- Völlige Vernässung zur Regeneration von torfbildender Vegetation
- Erhaltung und Entwicklung von artenreichem Feuchtgrünland mit extensiver Nutzung
- landwirtschaftliche Nutzung als Dauergrünland unter Moorschutzaspekten

Für die Torfbildung ist die Etablierung von torfbildender Vegetation notwendig. Schilfröhrichte und Großseggenbestände, die unter den eutrophen Standortverhältnissen von ehemals landwirtschaftlich genutzten Niedermoorflächen die bedeutendsten potenziell torfbildenden Vegetationstypen für Vernässungsprojekte sind, siedeln sich auch bei Wasserständen knapp unter Flur an (Roth et al. 2001). Für eine Netto-Torfakkumulation sind jedoch ganzjährig Grundwasserstände mindestens auf Flurniveau notwendig, damit die Torfbildungsrate nicht von der -abbaurate übertroffen wird (Richert et al. 2000). Für das Naturschutzziel "Torfbildung" auf ehemals entwässerten Niedermoorflächen ist daher der permanente flache Überstau eine zielführende Vernässungsmaßnahme.

Für die Erhaltung artenreicher Feuchtgrünlandflächen ist der permanente Überstau dagegen ungeeignet, da die Grünlandflächen mit landwirtschaftlichem Gerät zumindest im Sommerhalbjahr befahrbar bleiben müssen. Viele Zielarten artenreicher Feuchtwiesen sind konkurrenzschwach. Sie werden bei Nutzungsaufgabe durch produktive Arten verdrängt und können daher nur auf extensiv genutzten Flächen langfristig überleben (Jensen 2001). Für den Feuchtwiesenschutz ist der Grabenanstau und -einstau die geeignetste Vernässungsmethode.

Im Rahmen des Niedermoorprogramms ist von Bedeutung, dass durch alle drei Vernässungsmaßnahmen bei ausreichender Wasserverfügbarkeit die Torfmineralisation reduziert oder gestoppt wird. Die Torfbildung (*Stoffakkumulation*) ist jedoch an ganzjährig hohe Wasserstände gebunden. Gewässerentlastende Transformationsprozesse wie die Denitrifikation treten jedoch auch auf Niedermoorflächen auf, die weder torfbildende Vegetation noch artenreiches Feuchtgrünland aufweisen. Voraussetzung ist allerdings, dass eine enge hydrologische Verbindung zwischen Niedermoorfläche und Grund- oder Oberflächenwasser besteht (z.B. im Rahmen des Pufferzonenmanagements s.o.).

Wie das Beispiel des Ostpolders zeigt, ist eine Reduktion der Stickstoffkonzentration in Fließgewässern möglich, wenn das Flusswasser mit Niedermoorflächen in Kontakt kommt. Aufgrund der geringen Wasserleitfähigkeit der Torfe ist diese Methode bei größeren Wassermengen nur auf überstauten Flächen anwendbar. Bei der Überrieselung kann das Transformationspotenzial der Niedermoortorfe hingegen nur für geringe Wassermengen pro Zeiteinheit ausgenutzt werden, da die Infiltration in die Torfe langsam vor sich geht.

5.1.1.4 Einfluß der Vernässungsmethode auf den Stoffhaushalt

Durch den flachen Überstau werden aus terrestrisch oder semiaquatisch geprägten Niedermoorflächen aquatische Systeme. Dieser tiefgreifende Wandel der abiotischen Standortfaktoren führt zu einer Veränderung sowohl des hydrochemischen Milieus als auch der Tier- und Pflanzenartenzusammensetzung.

Der Überstau unterscheidet sich von den anderen Vernässungsmethoden dadurch, dass zumindest in den ersten Jahren nach Umsetzung der Maßnahme offene Wasserflächen entstehen. Im Überstauwasser können sich Algen ansiedeln, so dass die Nährstoffdynamik auf flach überstauten Flächen entscheidend durch limnologische Prozesse geprägt wird. Auf die Auswirkungen von Algenzyklen auf die Nährstoff- und Sauerstoffdynamik wurde bei der Diskussion des West- und Ostpolders eingegangen (vgl. Kap. 4.3). Aus flach überstauten Flächen kann infolge von Algenblüten organisch gebundener Stickstoff in Form von PON ausgetragen werden, während bei den anderen beiden Vernässungstechniken der PON keine Bedeutung hat.

Jede Vernässungsmaßnahme hat zur Folge, dass die Sauerstoffkonzentrationen im Boden stark zurückgehen. Während beim Grabeneinstau und -anstau sowie bei der Überrieselung zumindest die obersten Milimeter bis Zentimeter des Bodens dem Luftsauerstoff ausgesetzt sind, ist die Sauerstoffnachlieferung ins Sediment auf permanent überstauten Flächen eingeschränkt. Bei einer starken Sauerstoffzehrung infolge mikrobieller Abbauprozesse und einer geringen Sauerstoffnachlieferung kann die dünne oxische Sedimentschicht an der Sediment-Wasserkörpergrenze zeitweise anaerob werden. Die Folge sind Rücklösungsprozesse von Phosphat und hohe Ammoniumkonzentrationen (vgl. Kap. 4.3). Bei

einem Vergleich von überstauten und überrieselten Flächen in der Friedländer Großen Wiese wurden auf den überrieselten Flächen im Oberflächenwasser höhere Sauerstoffkonzentrationen, höhere Redoxpotenziale und geringere Konzentrationen von Phosphat und anorganischem Stickstoff im Vergleich zu überstauten Flächen festgestellt (Balla & Quast 2001).

Dieser Überblick zeigt, dass die Wahl der Vernässungsvariante großen Einfluss auf verschiedene Aspekte der Nährstoffökologie (beispielsweise Gefahr der Phosphat-Freisetzung) und der weiteren Entwicklung der Niedermoorfläche hat, so dass bei der Umsetzung von Vernässungsprojekten eine den lokalen Gegebenheiten und Zielen angemessene Maßnahme ausgewählt werden muss.

5.2 Gesamtbewertung der Wiedervernässung mit flachem Überstau

Die Ergebnisse der ökohydrologischen Untersuchungen in der Pohnsdorfer Stauung verdeutlichen, dass der flache Überstau von ehemals intensiv landwirtschaftlich genutzten Niedermoorflächen differenziert betrachtet werden muss. Anhand der drei Hypothesen wurde gezeigt, dass für einige Nährstoffe die Ziele des Niedermoorprogramms erreicht werden, während für andere Defizite bestehen. Im Folgenden werden zusammenfassend die wichtigsten Aspekte des flachen Überstaus im Hinblick auf die Zielsetzungen des Niedermoorprogramms gegenübergestellt.

Zu den **positive Aspekten** zählen, dass:

- insbesondere in kleinflächigen Verlandungsmooren im Östlichen Hügelland von Schleswig-Holstein der flache Überstau die technisch am einfachsten zu realisierende und mit den geringsten Wartungsarbeiten verbundene Vernässungsmaßnahme ist.
- durch den flachen Überstau der mineralisationsbedingte Nitrataustrag unterbunden wird, so dass überstaute Niedermoorflächen nicht mehr als Nitratquelle wirken (Beispiel Westpolder).
- durch die hydraulische Koppelung von Fließgewässern und flach überstauten Niedermoorflächen (Beispiel Ostpolder) das hohe Denitrifikationspotenzial von Moorflächen zur Reduktion der Stickstoffkonzentration in Fließgewässern ausgenutzt werden kann. Außerdem wirken die Moorflächen als Sedimentationsfalle.

- die Denitrifikation auf permanent flach überstauten Flächen vollständig bis zum elementaren Stickstoff abläuft und daher nicht mit dem Ausstoß von klimawirksamen Lachgas verbunden ist.
- durch den permanenten flachen Überstau potenziell torfbildende Vegetationstypen wie Schilfröhrichte und Großseggenriede gefördert werden, so dass permanent überstaute Niedermoorflächen mittelfristig wieder zu stoffakkumulierenden Systemen werden können.
- flach überstaute Niedermoorflächen Lebensraum für zahlreiche Tier- und Pflanzenarten sind. Insbesondere auf Wasservögel und Limikolen sowie Amphibien üben sie eine hohe Attraktivität aus.

Es gibt aber auch einige kritische Punkte, die in Zukunft verstärkt berücksichtigt werden sollten. Hierzu zählt, dass

- durch das Zusammenspiel von Algenzyklen, Sauerstoffzehrung und Rücklösungsprozessen im Überstauwasser unter stagnierenden Bedingungen im Sommer hohe Ammonium- und Phosphatkonzentrationen vorliegen. Unter besonderen Witterungsbedingungen (z.B. sommerliche Starkregenereignisse) kann es zeitweise zu einem hohen Stoffaustrag kommen.
- die Erhaltung von artenreichen Feuchtgrünlandflächen auf überstauten Flächen nicht möglich ist. Auf überstauten Flächen stirbt ein Großteil der Grünlandvegetation ab. Bis sich Röhrichtarten angesiedelt haben, können bei schwankenden Wasserständen zeitweise vegetationslose Schlammflächen entstehen, auf denen es zur Mineralisation der organischen Substanz kommt.
- eine landwirtschaftliche Nutzung der Niedermoorflächen mit konventionellen Methoden nicht mehr möglich ist, so dass kein Nährstoffentzug mit dem Mahdgut und damit keine Hagerung erfolgt. Eine Mahd von Röhrichtarten im Winter bei Eisbedeckung führt nur zu einem geringen Nährstoffentzug.

Trotz dieser kritischen Punkte komme ich insgesamt zu einer positiven Bewertung der Wiedervernässung von ehemals landwirtschaftlich genutzten Niedermoorflächen mit Hilfe des flachen Überstaus. Zur Wiedervernässung von Niedermoorflächen gibt es aus nährstoffökologischer Sicht keine Alternative. Ohne eine Anhebung des Grundwasserstandes mindestens auf Flurniveau kommt es infolge der fortwährenden Mineralisation zu Nährstoffüberschüssen, so dass die Niedermoorflächen weiterhin als Stoffquelle, insbesondere für Stickstoff wirken können. Wie die Ergebnisse in der Pohnsdorfer Stauung

zeigen, führt dagegen die Wiedervernässung auch kurzfristig dazu, dass die Flächen insbesondere für Nitrat eine Senke sind und zur Reduzierung der Stickstofffracht in Fließgewässern beitragen können.

Bei der Beurteilung der im Rahmen des Gewässerschutzes kritisch zu betrachtenden Phosphatausträge ist zu beachten, dass (a) der Vernässung eine 40-jährige landwirtschaftliche Nutzung vorausging, während der sich in den Niedermoorböden infolge von Mineralisation und Düngung hohe Nährstoffgehalte akkumulieren konnten, und dass (b) die Vernässung in der Pohnsdorfer Stauung eine junge Maßnahme ist, die erst wenige Jahre (Westpolder Anstau 1996, Ostpolder erster Anstau 1993, Einleitung der Au erst Dezember 2001) besteht. Die Phosphatausträge sind eine Altlast aus der Zeit der landwirtschaftlichen Nutzung. Da im Phosphorkreislauf keine biochemische Umwandlung in gasförmige Aggregatzustände auftritt, kann der einmal auf der Fläche ausgebrachte und freigesetzte Phosphor nur durch eine dauerhafte Immobilisierung durch Torfbildung festgelegt werden. Die Phosphorausträge bei Wiedervernässung sind kein Argument für eine Beibehaltung der Entwässerung. Eine kurzfristige Immobilisierung von Phosphor an Eisenoxide unter aeroben Bedingungen in entwässerten Torfen kann aus nährstoffökologischer Sicht nicht das Ziel sein, da sich infolge der fortschreitenden Mineralisation der leichtverfügbare Phosphorpool vergrößert und das Phosphorproblem nur in die Zukunft verlagert wird. Bei der Beurteilung der Phosphorausträge ist daher die zeitliche Entwicklung von großer Bedeutung. Insbesondere ist die Frage zu beantworten, ob die Austräge nach der Wiedervernässung über längere Zeiträume auftreten, oder ob es sich um ein kurzfristiges Phänomen von einigen Jahren handelt. Hierzu gibt es aktuell keine gesicherten Aussagen (Rupp 2003, mündl.).

Hinzu kommt, dass die Größenordnungen der Phosphorausträge aus wiedervernässten Niedermooren mit denen aus anderen Phosphoreintragspfaden verglichen werden müssen. Auch die Folgen der Phosphorausträge auf die Wasserqualität der Gewässer ist differenziert zu sehen. Ein Großteil der Seen in Schleswig-Holstein weist aufgrund einer jahrzehntelangen Nährstoffbelastung aus der Landwirtschaft und aus kommunalen Einleitungen eutrophe bis polytrophe Nährstoffverhältnisse auf. Aufgrund von Rücklösungsprozessen aus den mit Phosphor angereicherten Seesedimenten kommt es alljährlich zu Algenblüten, so dass ein zusätzlicher (kurz- bis mittelfristiger?) Phosphoreintrag aus wiedervernässten Niedermooren zu keiner zusätzlichen Verschlechterung der Wasserqualität und der biozönotischen Struktur führt. Differenzierter ist die Situation bei den wenigen noch mesotrophen Seen zu sehen, bei denen jeder zusätzliche Phosphoreintrag zu einer Erhöhung des Trophiestatus führen kann.

Insgesamt sollten alle Möglichkeiten ausgenutzt werden, um die als negativ einzustufenden Folgen der Wiedervernässung so gering wie möglich zu halten. Abschließend werden daher am Beispiel der Pohnsdorfer Stauung verschiedene technische Maßnahmen diskutiert, mit denen eine Optimierung der Stoffrückhalts auf wiedervernässten Niedermoorflächen möglich ist.

5.2.1 Optimierungsmöglichkeiten des Stoffrückhaltes auf flach überstauten Niedermoorflächen

Wassermanagement im Ostpolder

Die Ergebnisse zur Nährstoffdynamik, zu den Bilanzen und zu den Frachten im West- und Ostpolder zeigen, dass alle Nährstoffe eine große saisonale Variabilität aufweisen (vgl. Kap. 4.3). Während in den Winter- und Frühjahrsmonaten die Niedermoorflächen überwiegend als Stoffsenken wirken, sind sie in den Sommermonaten zeitweise Stoffquellen. Insbesondere die als negativ zu bewertenden Ammonium- und Phosphorausträge sind jahreszeitlich auf einen vergleichsweise kurzen Zeitraum im Hochsommer begrenzt, so dass hier mit gezielten Managementmaßnahmen gegengesteuert werden kann.

Die hohen Ammonium- und Phosphatkonzentrationen sind auf eine unzureichende Sauerstoffzufuhr an der Sediment-Wasserkörpergrenze zurückzuführen und treten in beiden Poldern im Sommer bei hohen Temperaturen unter stagnierenden Bedingungen infolge einer starken Sauerstoffzehrung durch mikrobiellen Abbau auf. Eine Veränderung der abiotischen Bedingungen durch die Zufuhr von sauerstoffreichem Wasser ist aufgrund niedriger Wasserstände in den Fließgewässern nicht möglich. Wie das Beispiel des Ostpolders zeigt, ist außerdem selbst bei einem Wasserzustrom nach sommerlichen Starkregenereignissen nicht zwangsläufig eine Erhöhung der Sauerstoffkonzentrationen auf den flach überstauten Niedermoorflächen zu erwarten. Im Ostpolder hat im Gegenteil der kurzzeitige Wasserdurchfluss im Juli und Anfang August erst zu den hohen Ammonium- und Phosphorausträgen geführt.

Eine Möglichkeit, mit der die Quellenfunktion des Ostpolders in den Sommermonaten unterbunden werden kann, ist die Steuerung des Zu- und Abflusses, so dass zu bestimmten Zeiten kein Wasser die Niedermoorfläche verläßt (Abb. 105). Zu den Feuchtgebieten, in denen diese Maßnahme technisch umsetzbar ist, zählen off-stream-wetlands, die wie der Ostpolder nur kleine Ein- und Ausströmöffnungen aufweisen. Die praktische Umsetzung könnte im Ostpolder durch eine Erhöhung der Ein- und Auströmöffnung um ca. 100 cm erfolgen. Aufgrund der hohen Evapotranspirationsverluste in den Sommermonaten dürfte diese Stauhöhe ausreichen, um auch nach Starkregenereignissen einen vollständigen Rückhalt des auf die Fläche fallenden Niederschlages und des lateral zuströmenden Grundwassers zu erreichen.

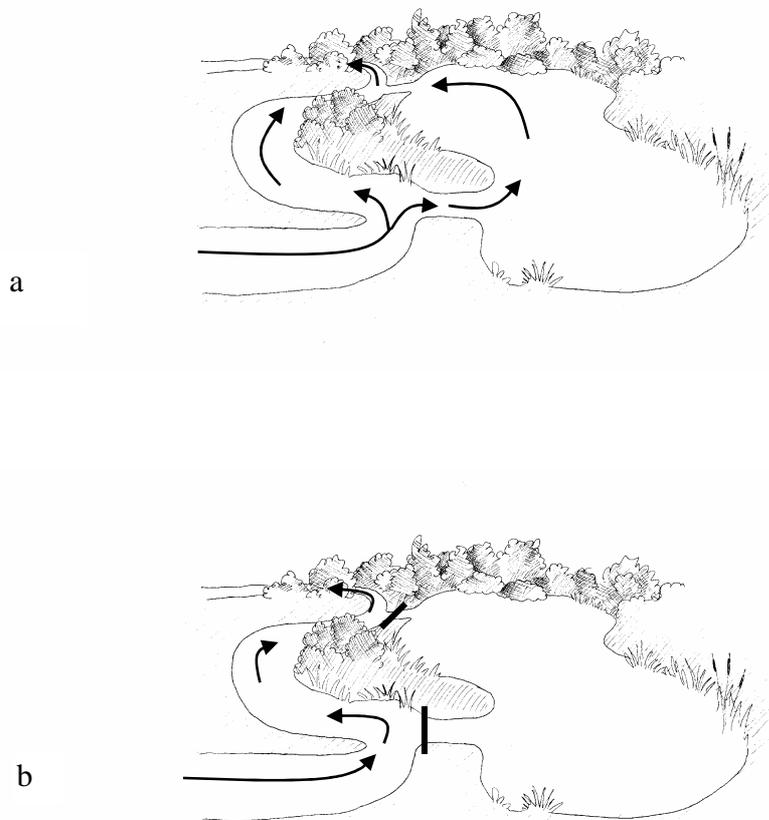


Abb. 105: Wassermanagement durch Regulation der Durchströmungsphasen in einem off-stream-wetland. a: Durchströmung des Feuchtgebietes. b: Verschluß der Ein- und Ausstromöffnung (Zeichnung: K. Romahn)

Im Ostpolder bietet sich zur Optimierung des Nährstoffrückhaltes konkret ein Wassermanagement an, bei dem im Winter die positiven Aspekte der Durchströmung des Polders ausgenutzt werden und von Mai bis Ende Oktober die Ein- und Ausstromöffnungen verschlossen sind, so dass kein Wasser den Polder verlassen kann. Im Herbst wird der Polder wieder geöffnet, so dass mit dem ersten Winterhochwasser auch der für schleswig-holsteinische Fließgewässer typische frühwinterliche Nitratschwall in den Polder gelangt.

Für das Jahr 2002 hätte ein Wasserdurchstrom nur in den oben genannten Zeiträumen zu einer deutlich veränderten Bilanz geführt (Tab. 29). Große Unterschiede gibt es vor allem bei Ammonium und Phosphor. Für Ammonium und organisch gebundenen Phosphor wirkt der Polder nicht mehr als Quelle sondern als Senke. Phosphat und Gesamtphosphor weisen immer noch eine negative Bilanz auf, jedoch haben sich die Austräge um den Faktor 10 bzw. 40 verringert. Eine negative Bilanz besitzt auch weiterhin der organisch gebundene Stickstoff (TON). Die Auftrennung in DON und PON zeigt, dass dafür die negative Retention von DON

verantwortlich ist, die aber von -76 auf $-40 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zurückgeht. Die N-Gesamtbilanz verändert sich sowohl bei der absoluten als auch bei der relativen Bilanz nur unwesentlich. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die beschriebenen positiven Veränderungen bei Ammonium und organisch gebundenem Stickstoff zu Lasten der Nitratretention geht. Die absolute Nitratretention vermindert sich von 207 auf $144 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, die relative von 33 auf 26% .

Tab. 29: Nährstoffbilanz im Ostpolder bei einem kontrollierten Wasserdurchstrom von 01. Januar bis 01. Mai und 01. Oktober bis 31. Dezember im Gegensatz zu einem ganzjährigen Wasserdurchstrom im Jahr 2002.

	Wassereinstrom Jan.-Mai u. Okt.-Dez. $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$		Wassereinstrom ganzjährig $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	
Nitrat	144	26%	207	33%
Nitrit	0,02	0,7%	2	33%
Ammonium	18	59%	-4	-11%
Norg	-36	-18%	-73	-27%
DON	-40	-26%	-76	-37%
PON	<u>4</u>	9%	<u>2</u>	3%
Gesamt-N	126	16%	132	14%
PO ₄ -P	-3,6	-37%	-39	-276%
Porg	<u>2,4</u>	12%	<u>-4</u>	-23%
Gesamt-P	-1,2	-5%	-43	-132%

Für ein Management der Wasser und Fließpfade sprechen sich auch Koppisch et al. (2001) aus. Nach ihrer Ansicht ist bei der Auswahl von Flächen für Wiedervernässungsprojekte zu berücksichtigen, dass in denjenigen Flächen am sichersten Stoffe zurückgehalten werden können, deren hydrologisches Regime bekannt ist und sicher gesteuert werden kann.

Optimierung des Stoffrückhaltes durch Röhrichtpflanzen

In "constructed wetlands" werden zur Verbesserung des Nährstoffrückhaltes Röhrichtarten wie zum Beispiel Schilf (*Phragmites australis*), Seggen (*Carex spec.*) und Rohrkolben (*Typha spec.*) gepflanzt (Vymazal 2001).

Die Pflanzen nehmen Nährstoffe direkt auf und legen sie kurz- bis mittelfristig (z.B. *Typha*), im Fall der torfbildenden Arten auch langfristig fest. Unter günstigen Bedingungen liegt die Nährstoffaufnahme durch Röhrichtpflanzen nach Literaturangaben für Stickstoff bei über $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und für Phosphor bei 5 bis $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Vymazal 2001). Für die Torfbildung bei Wiedervernässungsprojekte ist Schilf (*Phragmites australis*) besonders geeignet. Bei Versuchen zum Torfbildungspotenzial wiesen Schilfrhizome die geringsten Abbauraten auf,

so dass diese Art ein hohes Torfbildungspotenzial hat (Richert et al. 2000, Koppisch et al. 2001). Bei den Seggenarten gibt es artspezifische Unterschiede. Während *Carex paniculata* nur leicht höhere Abbauraten im Vergleich zu *Phragmites australis* aufweist, wird *Carex riparia* deutlich schneller zersetzt (Richert 2001). Als Ursache wird ein artspezifischer Anteil an dem schwer abbaubaren Pflanzeninhaltsstoffen Lignin angenommen (Richert et al. 2000, Koppisch et al. 2001).

Neben der Akkumulation von Nährstoffen erhöhen Röhrichtarten auch das Transformationspotenzial von Feuchtgebieten. Oberflächengewässer, die eine dichte Vegetation aufweisen, bieten Mikroorganismen eine vergrößerte besiedelbare Oberfläche (Ericsson & Weisner 1997), und durch die Aerenchyme der Pflanzen gelangt Sauerstoff in das Sediment (Brix 1994). Außerdem festigen die Pflanzenwurzeln das Torfsediment und verhindern eine Resuspension von Torfpartikeln und damit einen Nährstoffeintrag ins Oberflächenwasser.

In der Pohnsdorfer Stauung weisen beide Polder bislang nur in Teilbereichen eine dichte Vegetation aus Röhricht und Seggenarten auf (vgl. Kap. 4.1). Im Westpolder sind kleine Schilfflächen nur an zwei Stellen zu finden, und horstbildende Seggen wie *Carex elata* und *Carex pseudocyperus* treten nur in wenigen Exemplaren auf. Größere, wechselfeuchte Bereiche werden von *Juncus effusus* eingenommen. Im Ostpolder gibt es ein größeres Schilffeld und ausgedehntere Bereich mit Großseggen (*Carex elata*, *Carex acuta*, *Carex paniculata*). Insgesamt dominieren in beiden Poldern bislang vegetationsarme Wasserflächen.

Bei einer ungestörten Entwicklung werden sich in der Pohnsdorfer Stauung in den kommenden Jahren die Röhrichtarten ausbreiten (vgl. Kap. 4.1.2). Die Beobachtungen in den letzten vier Jahren zeigen allerdings, dass die Expansion nur langsam voranschreitet.

Eine Möglichkeit, die positiven Effekte der Vegetation auf den Nährstoffrückhalt in der Pohnsdorfer Stauung schneller auszunutzen, wäre die aktive Pflanzung zum Beispiel von Schilf (vgl. Wichtmann & Timmermann 2001, Koppisch et al. 2001) oder Rohrkolben (vgl. Lenz & Wild 2000). Schilf läßt sich insbesondere als Setzling erfolgreich ansiedeln, während eine Etablierung aus Samen und Halmstecklingen schwierig ist (Wichtmann & Timmermann 2001).

5.2.2 Zielkonflikte bei der weiteren Entwicklung der Pohnsdorfer Stauung

Die Wiedervernässungsmaßnahmen in der Pohnsdorfer Stauung wurden von der Schrobach-Stiftung mit dem primären Ziel durchgeführt, moortypische Wasserstände wiederherzustellen, um die Lebensbedingungen für feuchtgebietstypische Tier- und Pflanzenarten zu schaffen und den mineralisationsbedingten Nährstoffaustrag zu vermindern. Grundsätzlich sind die biotischen und abiotischen Zielsetzungen der Wiedervernässung gut vereinbar. In einigen Bereichen treten aber Zielkonflikte auf, die abschließend diskutiert werden sollen.

Natürlicher Wassereinstrom oder Wassermanagement mit Stauwehren im Ostpolder?

Die Ergebnisse zum Nährstoffhaushalt zeigen, dass es zeitweise zu hohen Ammonium- und Phosphatausträgen aus dem Ostpolder kommt, die durch ein aktives Wassermanagement mit reduzierten Durchflussphasen verringert werden könnten. Neben dem Durchfluss bieten die Höhe und Amplitude des Wasserstandes weitere Steuerungsmöglichkeiten. Technisch wäre es möglich, die Höhe des Wasserstandes im Ostpolder durch eine Stauregelung und eine künstliche Zusatzbewässerung mit Auwasser auf einem konstanten Niveau zu halten, so dass im Sommer keine offenen Schlammflächen entstehen. Mit dieser Maßnahme könnte die Mineralisationsintensität und die Ammoniumbildung verringert werden. Vergleichbare Vernässungsmaßnahmen mit hohem technischen Aufwand wurden zum Beispiel bei der Überrieselung von Niedermoorflächen in der Friedländer Großen Wiese (Wasserzufuhr aus dem Galenbecker See über Rohrleitungen) (Richert et al. 2000, Koppisch et al. 2001), oder beim Überstau von Niedermoorflächen im Donaumoos (konstante Wasserzufuhr mit Hilfe von Pumpen) (Lenz & Wild 2000) durchgeführt. Bei beiden Flächen handelt es sich allerdings um wenige Hektar große Experimentieranlagen und nicht um eine großflächige Wiedervernässung. Eine künstliche Wasserzufuhr über Pumpen wäre aber im Ostpolder technisch realisierbar.

Ein konstanter Wasserstand ohne Wechselwasserzonen ist zwar unter nährstoffökologischen Gesichtspunkten anzustreben, aus Sicht des Artenschutzes aber nicht unkritisch zu bewerten. Für viele Tierarten sind Wechselwasserzonen mit periodisch trockenfallenden Schlammflächen ein wichtiger Habitatbaustein. Hierzu einige Beispiele: bestimmte Libellenarten, wie die Gefleckte Heidelibelle (*Sympetrum flaveolum*), bevorzugen zur Eiablage trockenfallende Schlammflächen (Beller 1993). Watvögel nutzen zu den Zugzeiten ausgedehnte Schlammflächen zur Nahrungssuche (im Westpolder der Pohnsdorfer Stauung im Spätsommer 1999 regelmäßig 18 Arten mit zusammen über 100 Ex.), und der Laubfrosch besiedelt bevorzugt im Sommer austrocknende Überschwemmungsbereiche, da sich in periodisch wasserführenden Gewässern keine Fischpopulationen dauerhaft ansiedeln können (Blab 1986). Für diese und weitere Arten hätte ein konstanter Sommerwasserstand ohne Bildung von Schlammflächen negative Auswirkungen.

Offene Wasserflächen oder dichte Röhrichbestände?

Neben dem Wasserstand und der Durchflussdynamik kann auch die Vegetationsentwicklung unter verschiedenen Gesichtspunkten betrachtet werden.

Aus nährstoffökologischer Sicht ist aus den oben genannten Gründen eine baldige Verlandung der Flachwasserseen mit torfbildenden Arten wie Schilf und Großseggen anzustreben. Für die langfristige Erhaltung einiger aktuell im Gebiet vorkommenden Tierarten ist dagegen die Offenhaltung der Niederung und der Wasserflächen sinnvoll. So suchen zum Beispiel zahlreiche Wasservogelarten (u.a. verschiedene Enten- und

Watvogelarten) das Gebiet aufgrund des kleinräumigen Mosaiks aus Wasserflächen, Schlammböden sowie kleinen Röhricht- und Seggenbeständen auf. Auch licht- und wärmeliebende Amphibienarten, wie der Laubfrosch, sind auf den Wechsel von sonnenexponierten Flachwasserbereichen, niedriger Vegetation und Röhricht- oder Gebüschbeständen angewiesen. Dichte, hochwüchsige Schilfbestände werden von diesen Arten gemieden.

Vor diesem Hintergrund wurde von der Schrobach-Stiftung für den West- und Ostpolder ein unterschiedliches Entwicklungskonzept aufgestellt (Wiebe mündl.). Der Westpolder wurde zur Verzögerung der Verlandung und zur Offenhaltung der Niederung in eine großflächige Weidelandchaft integriert (Holsten et al. 2001). Im Ostpolder wird hingegen in die Vegetationentwicklung nicht eingegriffen, so dass sich die bereits in einigen Bereichen vorhandenen Röhrichte und Großseggenriede ausbreiten können. Die Einbeziehung des Westpolders in eine große Weidelandchaft hatte bislang allerdings wenig Einfluss auf die Vegetationsentwicklung auf den Niedermoorflächen, da die Rinder die feuchten Bereiche kaum aufsuchen und sich fast ausschließlich auf den Mineralbodenhängen aufhalten, so dass auf den flach überstauten Niedermoorflächen die Vegetationsentwicklung weitgehend ungestört abläuft. Massive Eingriffe (z.B. Baggerarbeiten zur Vertiefung der Polder oder Unterwassermahd der Schilfbestände), die eine Verlandung der Flachwasserseen stark verzögern könnten, sind von der Schrobach-Stiftung nicht geplant (Wiebe mündl.). Allerdings sind auch die oben angesprochene Pflanzung von Schilf oder anderer Maßnahmen, die zu einer rascheren Verlandung der Flachwasserseen führen, in der Pohnsdorfer Stauung nicht vorgesehen.

5.3 Ausblick

Die nährstoffökologische und vegetationskundliche Entwicklung der Pohnsdorfer Stauung als Modellgebiet für das Niedermoorprogramm sollte auch in den kommenden Jahren wissenschaftlich begleitet werden (vgl. Harter & Luthardt 1998). Die vierjährigen hydrochemischen Ergebnisse im Westpolder zeigen, dass große saisonale und jährliche Unterschiede in der Nährstoffdynamik auftreten. Im Ostpolder wird die Nährstoffdynamik im zeitweise durchströmten Flachwassersee erst seit Dezember 2001 verfolgt. Das Untersuchungsjahr 2002 war durch außergewöhnlich starke Niederschläge im Februar/März und im Juli/August gekennzeichnet, so dass für eine umfassende Beurteilung der Nährstoffretention im Ostpolder auch normale und niederschlagsarme Jahre berücksichtigt werden sollten.

In der Pohnsdorfer Stauung sind günstige messtechnische Voraussetzungen für ein hydrochemisches Monitoring gegeben, so dass im Auftrag des LANU Schleswig-Holstein für das Gebiet ein Monitoringkonzept entwickelt wurde (Kieckbusch & Schrautzer 2002). Die Grundlagen für ein Monitoring sind die in den letzten Jahren erhobenen umfangreichen Daten

zur Entwicklungsgeschichte, zur Vegetation, zum Wasserstand sowie zur Stoffdynamik und zu den Stoffbilanzen. Im Rahmen des hydrochemischen Monitorings sollen im Wesentlichen die im Kapitel 4.3 vorgestellten Meßpunkte weiter beprobt werden. Zur besseren Erfassung der Auswirkungen der Wiedervernässung auf die Wasserqualität in der Neuwührener Au wurden im Frühjahr 2003 zwei Ultraschallmessgeräte zur Abflussbestimmung ober- und unterhalb der Stauung in der Neuwührener Au eingebaut. Außerdem sollen die Phosphorpoools in den Niedermoortorfen regelmäßig bestimmt werden.

Neben den Messungen sollte in Zukunft die Modellierung des Stoffhaushalts und der Nährstoffdynamik in den flach überstauten Niedermoorflächen vorangeführt werden. Ziel ist die Quantifizierung der Prozesse, Speichergrößen und Pool-Änderungen auf den überstauten Niedermoorflächen, die im Rahmen des "Black box-Ansatzes" in der vorliegenden Arbeit nicht erfasst wurden. Geeignete Modelle müssen für die besonderen Rahmenbedingungen von flach überstauten, ehemals landwirtschaftlich genutzten Niedermoorflächen kalibriert werden und neben den biochemischen Umsetzungen im Stickstoff- und Phosphorkreislauf auch die limnologischen Zyklen abbilden. Grundlage für die Modellierung können die Messreihen aus den hydrochemischen Untersuchungen der Jahre 1999 bis 2002 sowie die Ergebnisse aus den Monitoringuntersuchungen sein.

Insgesamt zeigen die in dieser Arbeit vorgestellten Untersuchungen in der Pohnsdorfer Stauung, dass eine wissenschaftliche Begleitung umweltpolitischer Programme in Modellgebieten sinnvoll ist. Durch begleitende Forschungen können zugrundegelegte Annahmen empirisch geprüft und mögliche Zielkonflikte aufgezeigt werden. In dieser Weise können unerwünschte Nebenfolgen minimiert und positive Effekte besser genutzt werden. Nur wenn wir lernen, Schlüsselprozesse in Ökosystemen zu verstehen und auch lokale Besonderheiten zu berücksichtigen, kann Ökosystemmanagement erfolgreich sein.

6 Zusammenfassung

In der Pohnsdorfer Stauung, einem Verlandungsniedermoor im Östlichen Hügelland von Schleswig-Holstein, wurden von Mai 1999 bis Dezember 2002 ökohydrologische Untersuchungen zur Wiedervernässung von Niedermooren durchgeführt. Anlass ist die Entwicklung des Niedermoorprogrammes des Landes Schleswig-Holstein, dessen Ziel die Reduzierung der Nährstoffbelastung (Stickstoff und Phosphor) von Oberflächengewässern ist. Durch Wiedervernässungsmaßnahmen sollen das Akkumulations- und Transformationspotenzial (Senkenfunktion) von Niedermoorflächen regeneriert und mineralisationsbedingte Stoffausträge (Quellenfunktion) unterbunden werden. Die Pohnsdorfer Stauung wurde als Modellgebiet für das Niedermoorprogramm ausgewählt, in dem die praktische Umsetzung und die Effizienz von Wiedervernässungsmaßnahmen untersucht werden.

Wie in vielen Niedermoorgebieten in Schleswig-Holstein erfolgte in der Pohnsdorfer Stauung in den 1950er Jahren die Entwässerung über Gräben, Dränagen und ein Schöpfwerk. Die Niedermoorflächen wurden von der Neuwührener Au, die das Gebiet durchfließt, durch Deiche hydraulisch abgekoppelt. Die Folgen der Entwässerung und anschließenden landwirtschaftlichen Nutzung waren starke Sackungs- und Mineralisationsverluste, die dazu führten, dass die Niedermoorflächen unter den mittleren Wasserstand der Au absanken. Trotz intensiver technischer Maßnahmen blieben mit der Zeit die landwirtschaftlichen Erträge hinter den Erwartungen zurück, so dass immer mehr Flächen brachfielen. Anfang der 1990er Jahre kaufte die private Kurt und Erika Schrobach-Stiftung die Niedermoorflächen und einige angrenzende Mineralbodenhänge auf. Seitdem sind mehrere Wiedervernässungsmaßnahmen durchgeführt worden, woraufhin Flachwasserseen auf den Niedermoorflächen entstanden. Im Westpolder bildete sich 1996 durch Grabenanstau eine Wasserfläche, die nur eine geringe laterale Wasserzufuhr erhält und starke Wasserstandsschwankungen aufweist. Im Ostpolder entstand 2001 durch die Öffnung der Deiche zwischen der Neuwührener Au und dem Polder ein zeitweise vom Auwasser durchströmter Flachwassersee.

Die Vegetationsentwicklung wurde anhand von älteren Kartierungen (1987 und 1994) sowie eigener Aufnahmen (1999, 2002) verfolgt. Durch den Überstau starb die Grünlandvegetation ab. Die Besiedlung der Flachwasserseen mit Makrophyten erfolgt nur langsam. Bei niedrigen Wasserständen bilden sich auf den Schlammhängen Bidention-Gesellschaften. Im Westpolder dringen *Juncus effusus* und flutende Matten aus *Agrostis stolonifera* in den Flachwassersee vor, während sich *Phragmites australis* nur an zwei Stellen etablieren konnte und erst langsam ausbreitet. Im Ostpolder waren im zentralen Bereich bereits in den 1980er Jahren Schilfbereiche und Großseggenbestände zu finden, die nach der Flutung aber nur langsam expandierten. Auf wechsellassen Standorten bildet *Phalaris arundinacea* dichte Bestände. Ein Erlenbestand im Ostpolder brach bereits nach den ersten Vernässungen teilweise zusammen, regenerierte sich aber rasch aus Stockausschlag. Insgesamt hat sich im Ostpolder

durch die Wiedervernässung ein Mosaik aus Erlen-, Schilf- und Großseggenbeständen und größeren offenen Wasserflächen gebildet. Die weitere Entwicklung wird voraussichtlich zu torfbildenden Schilfröhrichten und Großseggenrieden führen.

Hydrochemische Untersuchungen des Bodenwasser wurde mit Hilfe von Piezometern in 10, 20, 40 und 70 cm Tiefe an drei unterschiedlich stark wiedervernässten Standorten durchgeführt. Die höchsten Nitrat-, Ammonium- und Phosphatkonzentrationen wurde am entwässerten Standort Mittelpolder (PWS) gefunden. Die Tiefenverteilung zeigt, dass Nitrat nur in den oberflächennahen Piezometern nachgewiesen wurde, während Ammonium in 70 cm Tiefe mit maximal 10 mg l^{-1} die höchsten Werte erreicht. Phosphat liegt mit bis zu $1,3 \text{ mg l}^{-1}$ im Vergleich zu Mineralbodenstandorten auf einem hohen Niveau. Insgesamt zeigen die Messergebnisse, dass vor allem die ehemalige Nutzung und die aktuelle Entwässerungstiefe großen Einfluss auf die Nährstoffdynamik im Bodenwasser haben.

Weitere hydrochemische Untersuchungen wurden im Oberflächenwasser der zwei flach überstauten Polder durchgeführt. Die Nährstoffdynamik weist große saisonale Schwankungen auf. Im 1996 angestauten Westpolder sind Ammonium, organisch gebundener Stickstoff und Phosphor die dominierenden Nährstoffe, während Nitrat nur in den Wintermonaten in geringen Konzentrationen (meist $< 1 \text{ mg l}^{-1}$) auftritt. In den Frühjahrs- und Sommermonaten werden die Nährstoffzyklen von Algenblüten geprägt. Zu besonders hohen Nährstoffkonzentrationen im Oberflächenwasser kommt es in den Sommermonaten, wenn bei stagnierenden Bedingungen infolge einer starken mikrobiellen Sauerstoffzehrung die Sauerstoffkonzentration im Oberflächenwasser abnimmt und es durch Diffusions- und Resuspensionsprozesse zu einer Ammoniumanreicherung und zu einer Mobilisierung von Phosphat aus dem Sediment kommt.

Im Ostpolder wird die Nährstoffdynamik im Winterhalbjahr von den Nährstoffkonzentrationen des einströmenden Auwassers geprägt. Zu dieser Jahreszeit ist Nitrat die bedeutendste Stickstoffspezies, da es mit 3 bis 5 mg l^{-1} mit dem Auwasser in den Polder gelangt. Bei der Passage des Polders nimmt die Konzentration ab. Ammonium und Phosphor liegen zu dieser Zeit bei einer guten Sauerstoffversorgung nur in geringen Konzentrationen vor. In den Frühjahrs- und Sommermonaten führen sinkende Wasserstände in der Au dazu, dass zeitweise kein Wasser durch den Polder fließt. Folglich liegt in diesem Zeitraum eine ähnliche Nährstoffdynamik wie im Westpolder mit hohen Ammonium- und Phosphorkonzentrationen vor.

Eine Analyse der Nährstoffdynamik der verschiedenen Stoffspezies und Fraktionen in den beiden Poldern belegt die Bedeutung von Wechselwirkungen zwischen den einzelnen biochemischen Prozessen und den verschiedenen Stoffen, was sich insbesondere an der Korrelation der Ammonium-, Sauerstoff- und Phosphatkonzentrationen zeigt.

Um die im Niedermoorprogramm postulierte Senkenfunktion für Nährstoffe in wiedervernässten Niedermooren zu überprüfen (Hypothese 1), wurde eine Bilanzierung der Ein- und Austräge für den Westpolder (hydrologische Jahre 2000-2002) und den Ostpolder (2002) aufgestellt. Bei den untersuchten Nährstoffen traten sowohl positive als auch negative Bilanzen auf. Im Westpolder wiesen Nitrat und Ammonium eine positive Bilanz auf, während organisch gebundener Stickstoff eine deutlich negative Bilanz hatte, so dass auch die Gesamtbilanz negativ war. Im Ostpolder wies nur Nitrat eine positive Bilanz auf. Da die positive Nitratbilanz die negativen Bilanzen der anderen Stickstoffspezies und -fraktionen übertraf, war auch die Bilanz für Gesamtstickstoff positiv. Bei Phosphor wiesen beide Polder negative Bilanzen auf.

Eine Analyse der täglichen Bilanzen im Ostpolder zeigt die hohe saisonale Variabilität in den Retentionsraten. Nitrat hatte in den Wintermonaten bei einem hohen Nitratzuström mit dem Auwasser trotz einer geringen relativen Retentionsrate eine im Jahresvergleich hohe absolute Retention. Dagegen kam es im Sommer bei geringen Einträgen zwar zu einer hohen relativen, aber nur geringen absoluten Nitratretention. Eine Ausnahme bildete ein kurzer Zeitraum im Juli und August, als nach ergiebigen Sommerniederschlägen Auwasser mit erhöhten Nitratkonzentrationen in den Polder floss. Auch die Ammonium- und Phosphatretention weisen starke saisonale Unterschiede auf: Ammonium hatte bei einer kontinuierlichen Durchströmung des Ostpolders in den Wintermonaten eine positive Bilanz, und auch Phosphat wies zu dieser Jahreszeit eine neutrale oder nur leicht negative Bilanz auf. Zu starken Austrägen von Ammonium und Phosphor kam es in den Monaten Juli und August, als nach starken Sommerniederschlägen Wasser mit hohen Ammonium- und Phosphatkonzentrationen aus dem Polder floss.

Als zweite Hypothese wurde postuliert, dass wiedervernässte Niedermoorflächen im Vergleich zu anderen Fließgewässereinzugsgebieten geringere Nährstoffausträge aufweisen. Ein Vergleich der Austräge auf Einzugsgebietsebenen von Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor aus dem Westpolder (2000-2002) und aus der gesamten Stauung (2001) mit Daten anderer schleswig-holsteinischer Fließgewässereinzugsgebiete im Östlichen Hügelland zeigt, dass die Stickstoffausträge als niedrig ($4-7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) und die Phosphoraussträge als hoch ($0,7-1,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) eingestuft werden müssen.

Um zu testen, ob die Wiedervernässungsmaßnahmen sich positiv auf die Wasserqualität in der Neuwührener Au auswirken (Hypothese 3), wurden zwei Messstationen ober- und unterhalb der Stauung eingerichtet, an denen die Stoffkonzentrationen bestimmt wurden. Eine Frachtberechnung ist aufgrund technischer Probleme erst ab dem Frühjahr 2003 möglich. Durch die Anbindung des Ostpolders an die Neuwührener Au ist die Nitratkonzentration in der Au um durchschnittlich $0,5 \text{ mg l}^{-1}$ zurückgegangen. Bei Ammonium und Phosphat treten große saisonale Unterschiede auf. Ammonium wies im Winter und Frühjahr eine Verringerung, in den Monaten Juli und August, zur Zeit hoher Ammoniumausträge aus dem

Ostpolder (s.o.), eine deutliche Erhöhung der Konzentration im Auwasser auf. Die Phosphatkonzentration unterschied sich im Winter und Frühjahr nur unbedeutend an den beiden Messstellen, zeigte aber aus den oben erwähnten witterungsbedingten Gründen im Juli und August eine Erhöhung um maximal $0,3 \text{ mg l}^{-1}$.

In der Diskussion werden die einzelnen Prozesse erörtert, die für die saisonalen Veränderungen in der Stoffdynamik in den Bilanzen und Austrägen verantwortlich sind. Die Ergebnisse in der Pohnsdorfer Stauung zeigen, dass Nitrat durch die Wiedervernässung effektiv abgebaut werden kann, so dass die Nitratausträge gering sind. Flach überstaute Flächen mit einem hohen allochthonen Nitratedeintrag (Beispiel Ostpolder) weisen eine deutlich positive Nitratbilanz auf, die dazu führt, dass auch die Gesamtbilanz für Stickstoff positiv ist. Der Nährstoffhaushalt auf vernässten Niedermoorflächen mit geringen Stoffeinträgen (Beispiel Westpolder) wird dagegen durch autochthone Umsetzungsprozesse dominiert, die zur Folge haben, dass Austräge in organisch gebundener Form dominieren. Somit ist die Bilanz für Gesamtstickstoff hier negativ.

Vor dem Hintergrund des Gewässerschutzes kritisch zu betrachten sind die zeitweise auftretenden hohen Konzentrationen der Nährstoffe Ammonium und Phosphat im Überflutungswasser der beiden Polder. Die Untersuchungen im Westpolder zeigen aber, dass die hohen Konzentrationen vor allem unter stagnierenden Bedingungen in abflusslosen Zeiträumen auftreten, so dass hohe Konzentrationen nicht mit hohen Austrägen gleichzusetzen sind. Problematisch sind jedoch starke Sommerniederschläge, wie sie im Juli und August 2002 auftraten, bei denen Wasser mit hohen Nährstoffkonzentrationen aus den Poldern geschwemmt werden kann.

In der Gesamtdiskussion werden die nährstoffökologischen Ergebnisse aus der wiedervernässten Stauung mit Messwerten und Modellierungsergebnissen aus der Zeit der Entwässerung und landwirtschaftlichen Nutzung verglichen. Für Stickstoff lässt sich ein Rückgang der Austräge ableiten, während für Phosphor keine gesicherten Daten vorliegen. Das Beispiel Phosphor zeigt, dass für eine umfassende Beurteilung von Wiedervernässungsmaßnahmen Referenzdaten aus der Zeit vor der Vernässung erhoben werden müssen. Ein Vergleich mit anderen Vernässungsmöglichkeiten (Grabenanstau/ -einstau, Überrieselung) zeigt, dass der flache Überstau insbesondere in Verlandungsmooren im Östlichen Hügelland die technisch am einfachsten durchzuführende Maßnahme ist, und dass durch flachen Überstau die Standortsbedingungen für potenziell torfbildende und damit nährstoffakkumulierende Schilf- und Großseggenriede geschaffen werden. Auch die Reduktion der Nährstofffracht von Fließgewässern ist aufgrund der geringen Wasserleitfähigkeit von Torfen quantitativ nur durch die oberflächliche Verbindung von Fließgewässern und flach überstauten Niedermoorflächen möglich.

Abschließend werden Maßnahmen diskutiert, mit denen die oben erwähnten negativen Begleiterscheinungen der Wiedervernässung abgeschwächt werden können. Zur Verringerung von sommerlichen Ammonium- und Phosphatausträgen aus dem Ostpolder ist ein Wassermanagement geeignet, bei dem von Mai bis Oktober kein Wasser in den Polder hinein- oder herausströmt, so dass die positiven Effekte der Nitratretention im Winterhalbjahr ausgenutzt werden, aber die als kritisch zu beurteilenden sommerlichen Stoffausträge deutlich reduziert werden. Als weitere Maßnahme wäre die raschere Etablierung von potenziell torfbildenden Röhrichtarten durch aktive Pflanzung möglich.

Insgesamt muss die aktuell zu beobachtende Nährstoffdynamik in der wiedervernässten Pohnsdorfer Stauung vor dem Hintergrund der 40-jährigen landwirtschaftlichen Intensivnutzung (u.a. Nährstoffakkumulation in den Torfen durch Mineralisation und Düngung) und der noch kurzen Phase der Wiedervernässung gesehen werden. Da auch international kaum Erkenntnisse vorliegen, wie sich der Nährstoffhaushalt von wiedervernässten, ehemals intensiv landwirtschaftlich genutzten Niedermoorflächen entwickelt, wurde ein Monitoringprogramm initiiert, mit dem die Entwicklung in der Pohnsdorfer Stauung als Modellgebiet für das Niedermoorprogramm weiter wissenschaftlich begleitet werden soll.

7 Literaturverzeichnis

- Abbt-Braun, G. (1993): Praktische Aspekte von Huminstoffen. In: Wasserchemie für Ingenieure. DVWK, Oldenburg.
- Ambus, P. & C.C. Hoffmann (1990): Kvaestofomsaetning og stofbalance i anare omrader. NPo research from the Danish Environmental Protection Agency No. C 13., Kopenhagen.
- Armstrong, W., J. Armstrong & P.M. Beckett (1990): Measurement and modelling of oxygen release from roots of *Phragmites australis*, In: Cooper, P.F. & B.C. Findlater (Hrg.): Constructed wetlands in water pollution control. Pergamon press, Oxford: 41-52.
- Aue, Ch. (1993): Die Bedeutung der Stoffkonzentration in der Bodenlösung für den Stofffluss in forstlich und agrarisch genutzten Böden einer norddeutschen Jungmoränenlandschaft im Bereich der Bornhöveder Seenkette. Schr. R. Pflanzenernährung u. Bodenkunde der Universität Kiel, Bd. 23.
- Augustin, J. (2001): Emission, Aufnahme und Klimarelevanz von Spurengasen. In: Succow, M. & H. Joosten: Landschaftsökologische Moorkunde. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Balla, D. & A. Gensior (2000): Fließpfade für wassergelöste Stoffe in wiedervernässten Niedermooren Nordostdeutschlands. Wasser & Boden 52: 17-23.
- Balla, D. & J. Quast (2001): Wassergüte in Niedermooren. In: Kratz, R. & J. Pfadenhauer (2001): Ökosystemmanagement für Niedermoore. Strategien und Verfahren zur Renaturierung. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Behrendt, A., G. Mundel & D. Hölzel (1993): Kohlenstoff- und Stickstoffumsatz in Niedermoorböden und ihre Ermittlung über Lysimeteruntersuchungen. Z. Kulturtechnik Landentw. 35: 200-208.
- Behrendt, A. & D. Hölzel (1995): Wasserdynamik im Niedermoor vom Wirtschaftsgrünland bis zum renaturierten Moor mit torfbildenden Großriedern. ZALF-Berichte 18: 23-31.
- Behrendt, A., G. Mundel, G. Schalitz & D. Hölzel (1996): 25 Jahre Lysimeterforschung in Paulinenaue und Neukonzipierung der Untersuchungen 1992. In: Schalitz, G., A. Behrendt, W. Merbach & M. Fechner (Hrg.): Stoffhaushalt von Niedermooren und hydromorphen Mineralböden des nordostdeutschen Tieflandes. ZALF-Bericht 26: 6-27.
- Behrendt, H., P. Huber, D. Opitz, O. Schmoll, G. Scholz & R. Uebe (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. UBA-Texte 75, Bonn.
- Beller, J. (1993): Libellen. Naturbuch Verlag, Augsburg.
- Bendoricchio, G., L. Dal Cin & J. Persson (2000): Guidelines for free water surface wetlands design. EcoSys 8: 51-92.
- Berndt, R. K. (1993): Wasser in der Landschaft – Wasser in die Landschaft. In: Perspektiven des Naturschutzes in Schleswig-Holstein – 20 Jahre Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege. Kiel: 20-23.
- Bezzel, E. (1985): Compendium der Vögel Mitteleuropas: Nonpasseriformes. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Blab, J. (1986): Ökologie und Schutz von Amphibien. Schriftenreihe Landschaftspf. u. Naturschutz: 18
- Blankenburg, J. (1995): Wasserhaushalt von Niedermooren und hydrologisches Management. Z. f. Kulturtechnik und Landesentwicklung 36 (97-98): 102-106.
- Boström, B., M. Jansson & C. Forsberg (1982): Phosphorus release from lake sediment. In: Elster, H.-J & W. Ohle (Hrg.): Nutrient remobilization from sediments and its limnological effect. Ergebnisse der Limnologie 18, Schweizerbart, Stuttgart.
- Braskerud, B. C. (2001): The influence of vegetation on sedimentation and resuspension of soil-particles in small constructed wetlands. J. Environ. Qual. 30: 1447-1457.

- Brix, H. (1994): Constructed wetlands for municipal wastewater treatment in Europe. In: Mitsch, W.J. (Hrg.): *Global Wetlands: Old World and New*. Elsevier.
- Brockmann, D. (1987): *Vegetationseinheiten kleiner Fließgewässer und ihre Bewertung am Beispiel der Wellsau/Neuwührener Au bei Kiel*. Diplomarbeit Universität Berlin.
- Caraco, N.F., J.J. Cole & G.E. Likens (1989): Evidence for sulphate-controlled phosphorus release from sediments of aquatic systems. *Nature* 341: 316-318.
- Christensen, P.B., L.P. Nielsen, N.P. Revsbech & J. Sørensen (1990): Denitrification in nitrate-rich streams: Diurnal and seasonal variation related to benthic oxygen metabolism. *Limnol. Ozeanogr.* 35: 640-651.
- Correll, D. L. (1998): The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: a review. *J. Environ. Qual.* 27: 261-266.
- Davidsson T., K. Kiehl & C.C.H. Hoffmann (2000): Guidelines for monitoring of wetland functioning. *EcoSys* 8: 5-50.
- Davidsson, T. (1997): *Nitrogen transformation in wetlands: Effect of water flow patterns*. Dissertation Department of Ecology, Lund University, Sweden.
- Davidsson, T. E. & L. Leonardson (1997): Production of nitrous oxide in artificially flooded and drained soils. *Wetland Ecology and Management* 5: 111-119.
- Davidsson, T. E. and M. Ståhl (2000). The influence of organic carbon on nitrogen transformations in five wetland soils. *Soil Science Society of America Journal* 64: 1129-1136.
- Davidsson, T., M. Trepel & J. Schrautzer (2002): Denitrification in drained and rewetted minerotrophic peat soils in Northern Germany (Pohnsdorfer Stauung). *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165: 199-204.
- Devito, K. J., P.J. Dillon & B.D. Lazerte (1989): Phosphorus and nitrogen retention in five Precambrian shield wetlands. *Biogeochemistry* 8: 185-204.
- Dierßen, K. & Dierßen, B. (2001): *Moore*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Dierßen, K. (1996): *Vegetation Nordeuropas*. Ulmer, Stuttgart.
- Dietrich, O., J. Blankenburg, R. Dannowski & H.-H. Hennings (2001). In: Kratz, R. & J. Pfadenhauer: *Ökosystemmanagement für Niedermoore. Strategien und Verfahren zur Renaturierung*. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Dietrich, O., R. Tauschke & D. Balla (2000): Wiedervernässung eines tiefgründigen Niedermoors durch Überrieselung. *Wasser & Boden* 52 (11): 9-16.
- Dittert, K. (1992): Die stickstofffixierende Schwarzzerle-Frankia-Symbiose in einem Erlenbruchwald der Bornhöveder Seenkette. *EcoSys Suppl.* 5.
- Dokil, M., A. Hamm & J.-O. Kohl (2001): *Ökologie und Schutz von Seen*. UTB, Stuttgart.
- Downes, M. T. (1991): Production and consumption of nitrate in an eutrophic lake during early stratification. *Arch. Hydrobiol.* 122: 257-274.
- Drews, A. (1995): *Ökologische Untersuchungen an einem Niedermoorkomplex (Lehmkuhlener Stauung)*. Diplomarb. Univ. Kiel.
- Drews, H., J. Jacobsen, M. Trepel & K. Wolter (2000): *Moore in Schleswig-Holstein unter besonderer Berücksichtigung der Niedermoore - Verbreitung, Zustand und Bedeutung*. *Telma* 30: 241-278.
- Eckermann, U., G. Köhler & C. Pommerening (2001): *Atmosphärische Stoffeinträge in Schleswig-Holstein*. In: Ihle, P. (Hrg.): *Atmosphärische Depositionen in der Bundesrepublik Deutschland*: 74-90. Teubner, Stuttgart.
- Ecologgruppen i Landskrona AB (2000): *Wetlands in agricultural areas – complementary measures to reduce nutrient transport to inland and coastal waters*. Final report. Landskrona.
- Eriksson, P. G. & J. J. Andersson (1999): Potential nitrification and cation exchange on litter of emergent freshwater macrophytes. *Freshwater Biology* 42: 479-486.

- Eriksson, P. G. & S. E. B. Weisner (1997): Nitrogen removal in a wastewater reservoir. *J. Environ. Qual.* 26: 905-910.
- Eriksson, P. G. & S. E. B. Weisner (1999): An experimental study on effects of submersed macrophytes on nitrification and denitrification in ammonium-rich aquatic systems. *Limnol. Oceanogr.* 44: 1993-1999.
- Eriksson, P.G. & S.E.B Weisner (1999): An experimental study on effects of submersed macrophytes on nitrification and denitrification in ammonium-rich aquatic systems. *Limnology and Oceanography*, 44(8): 1993-1999.
- Feige, W. (1977): Verfügbarkeit von Pflanzennährstoffen in organischen Böden. *Geol. Jb. Reihe F4*: 175-201.
- Fetter, C.W., W.E Sloey & F.L. Spangler (1978): Use of a natural marsh for wastewater polishing. *WPCF Journal* 50: 290-307.
- Frede, H. W. & M. Bach (1996): Landschaftshaushalt. In: Blume, H. P. et al. (Hrg.): *Handbuch der Bodenkunde*. Ecomed Verlag, Landsberg.
- Gelbrecht, J. & D. Koppisch (2001): Phosphor-Umsetzungsprozesse. In: Succow, M. & H. Joosten: *Landschaftsökologische Moorkunde*. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Gelbrecht, J. & H. Lengsfeld (1998): Phosphorus in fens adjacent to surface waters. – *Ber. Inst. Gewässerökologie. Binnenfischerei* 5: 94-100.
- Gelbrecht, J., D. Koppisch & H. Lengsfeld (2001): Nordostdeutsche Niedermoore als Akkumulationsräume. In: Succow, M. & H. Joosten: *Landschaftsökologische Moorkunde*. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Grootjans A., G. Van Wirdum, R. Kemmers & R. van Diggelen (1996): Ecohydrology in the Netherlands: principles of an application-driven interdiscipline. *Acta Botanica Neerlandica* 45: 491-516.
- Grootjans A.P., R. van Diggelen, H.F. Everts, P.C. Schipper, J. Streefkerk, N.P.J. De Vries & A. Wierda (1993): Linking ecological patterns to hydrological conditions on various spatial scales: a case study of small stream valleys. In: Vos E.C. & P. Opdam (Hrsg.): *Landscape ecology of a stressed Environment*. Chapman & Hall, London, 60-76.
- Grootjans, A.P. (1985): Changes of ground water regime in wet meadows. Diss. Rijksuniv. Groningen.
- Harter, A. & V. Luthardt (1998): Monitoring in wiedervernässten Niedermooren Brandenburgs – Reaktionen, Entwicklungen, Perspektiven. *Eberswalder Wiss. Schriften* 2: 139-154.
- Haynes, R.J. (1986): The decomposition process: mineralization, immobilisation, humus formation and degradation. In Haynes, R.J. (Hrg.): *Mineral Nitrogen in the soil-plant system*. Academic Press, Orlando: 52-126.
- Heathwaite, A.L. & P.J. Jones (1996): Contribution of nitrogen species and phosphorus fractions to stream water quality in agricultural catchments. *Hydrological Processes* 10: 971-983.
- Heathwaite, A. L. (1994): Hydrological Management of a cutover peatland. *Hydrological Processes* 8: 245-262.
- Heathwaite, A. L., T. P. Burt & S. T. Trudgill (1993): Overview – the nitrate issue. In: Burt, T. P., A. L. Heathwaite & S. T. Trudgill (eds.): *Nitrate. Processes, Patterns and management*. Wiley, Chichester: 99-140.
- Heathwaite, A.L. (1993): Nitrogen cycling in surface waters and lakes. In: Burt, T. P., A. L. Heathwaite & S. T. Trudgill (Hrg.): *Nitrate. Processes, Patterns and management*. Wiley, Chichester: 99-140.
- Heidel, P. (1992): Wasserwirtschaftliches Gutachten über die Pohnsdorfer Stauung im Auftrage des ALW Kiels.

- Heidel, P. (2001): Wasserwirtschaftliches Gutachten über die Pohnsdorfer Stauung im Auftrage der Schrobach-Stiftung, Kiel.
- Hoffmann C.C. (1998): Nutrient retention in wet meadows. PhD thesis. National Environmental Research Institute, Silkeborg, Denmark.
- Höhne, L. (2000): Auswirkungen der Überstauung einer Niedermoorfläche auf die Wasserbeschaffenheit eines angrenzenden Fließgewässersystems. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsber. 1999 (Rostock): 449-452.
- Holsten, B., H. Neumann, C. Wiebe & S. Wried (2001): Die Wiedervernässung der Pohnsdorfer Stauung – eine Zwischenbilanz unter Berücksichtigung der Auswirkungen auf die Vegetation sowie die Amphibien- und Brutvogelbestände. Die Heimat 11/12, 108. Jg.:195-205.
- Howard-Williams, C. & M. T. Downes (1993): Nitrogen cycling in wetlands. In: Burt, T. P., A. L. Heathwaite & S. T. Trudgill (eds.): Nitrate. Processes, Patterns and management. Wiley, Chichester: 141-168.
- Irmer, U. (2000): Die neue EG-Wasserrahmenrichtlinie: Bewertung der chemischen und ökologischen Qualität von Oberflächengewässern. Acta Hydrochem. Hydrobiol. 28 (1): 7-14.
- Jacob, F., E.J. Jäger & E. Ohmann (1987): Botanik. Gustaf Fischer, Jena.
- Jelinek, S. (1999): Wasser- und Stoffhaushalt im Einzugsgebiet der oberen Stör. Schriftenreihe Institut für Wasserwirtschaft und Landschaftsökologie der Christian-Albrechts-Universität Kiel 29: 1-172.
- Jens, G. (1968): Tauchstäbe zur Messung der Strömungsgeschwindigkeit und des Abflusses. Deutsche gewässerkundl. Mitteilungen 12: 90-95.
- Jensen, K. (2001): Succession and extinction processes on abandoned fen grasslands: Patterns mechanisms and possibilities for species recovery. EcoSys 34.
- Jeppesen, E., P. Kristensen, J.P. Jensen, M. Søndergaard, E. Mortensen & T.L. Lauridsen (1991): Recovery resilience following a reduction in external phosphorus loading of shallow eutrophic Danish lakes: duration, regulation factors and methods for overcoming resilience. Memorie dell' Instituto Italiano di Idrobiologia 48: 127-148.
- Käding, H. (1994): Nährstoffbilanzen zur ökologiegerechten Grünlandbewirtschaftung von Niedermoor. ZALF-Berichte 5: 79-88.
- Kadlec R.H. & Knight R.L. (1996): Treatment Wetlands, CRC Press-Lewis Publishers, New York.
- Kadlec, R.H. (1994): Wetlands for water polishing: free water surface wetlands. In: Mitsch, W.J. (Hrg.): Global Wetlands: Old World and New. Elsevier.
- Kalbitz, K., H. Rupp, R. Meißner & F. Braumann (1999): Folgewirkungen der Renaturierung eines Niedermoors auf die Stickstoff-, Phosphor- und Kohlenstoffgehalte in Boden- und Grundwasser. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 40: 22-28.
- Kalbitz, K., H. Rupp & R. Meißner (2002): N-, P- and DOC-dynamics in soil and groundwater after restoration of intensively cultivated fens. In: Broll, G., W. Merbach & E.-M. Pfeiffer (Hrg.): Wetlands in Central Europe – Soil organisms, soil ecological processes and trace gas emission. Springer, Berlin: 99-116.
- Kasten, S. (1996): Phosphatfraktionen in der Pohnsdorfer Stauung und Auswirkungen einer Wiedervernässung auf die Phosphatmobilität. unveröff. Diplomarbeit. Christian-Albrechts-Universität Kiel.
- Keitz, S. v. & M. Schmalholz (2002): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie. E. Schmidt Verlag, Berlin.
- Kemmers, R. H. & C. Jansen (1985): Stikstofmineralisatie in Onbemeste half-natuurlijke Grasland. Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding (ICW), 14, Wageningen.
- Kieckbusch, J. & J. Schrautzer: (2001): Entwicklung und Erprobung eines Systems zur Bewertung des Rückhaltes von Nährstoffen in den Niedermooren Schleswig-Holsteins.

- Endbericht Teilprojekt 2. Im Auftrage des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer.
- Kieckbusch, J. & J. Schrautzer (2002): Begleitforschung zum Niedermoorprogramm in Schleswig-Holstein. Bericht im Auftrage des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer. Kiel.
- Klose, O. (2002): Die Entwicklung der Wasservogelbestände einer überstauten Grünlandniederung am Beispiel des Klenzauer Sees im östlichen Schleswig-Holstein. *Corax* 19 (1): 27-38.
- Koerselman, W. & J. T. A. Verhoeven (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*: 397-432, Kluwer, Dordrecht.
- Koerselman, W. & J. T. A. Verhoeven (1995): Eutrophication of Fen Ecosystems: External and Internal Nutrient Sources and Restoration Strategies. In: *Restoration of Temperate Wetlands*. Ed.: B. D. Wheeler, S. C. Shaw, W. J. Fojt & R. A. Robertson 91-112.
- Koppisch, D. (2001): Kohlenstoff-Umsetzungsprozesse, Stickstoff-Umsetzungsprozesse. In: Succow, M. & H. Joosten: *Landschaftsökologische Moorkunde*. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Koppisch, D. (2001): Moore als Stofffilter. In: Succow, M. & H. Joosten: *Landschaftsökologische Moorkunde*. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Koppisch, D., S. Roth & M. Hartmann (2001): Vom Saatgrasland zum wieder torfspeichernden Niedermoor – Die Experimentalanlage "Am Fleetholz/Friedländer Große Wiese". In: Succow, M. & H. Joosten: *Landschaftsökologische Moorkunde*. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Koppisch, D., S. Roth, M. Knapp, J. Blankenburg & D. Eschner (2001): Einfluss von Vernässung und Bewirtschaftung auf pflanzliche Nährstoffe. In: Kratz, R. & J. Pfadenhauer: *Ökosystemmanagement für Niedermoore. Strategien und Verfahren zur Renaturierung*. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Koski-Vähälä, H. Hartikainen & P. Tallberg (2001): Phosphorus mobilization from various sediment pools in response to increased pH and silicate concentration. *J. Environ. Qual.* 30: 546-552.
- Kovacic, D.A., M.B. David, L.E. Gentry, K.M. Starks & R.A. Cooke (2000): Effectiveness of Constructed Wetlands in reducing Nitrogen and Phosphorus Export from Agricultural Tile drainage. *J. Environ. Qual.* 29: 1262-1274.
- Kratz, R. & J. Pfadenhauer (2001): *Ökosystemmanagement für Niedermoore – Strategien und Verfahren zur Renaturierung*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Kronvang, B., C.C. Hoffmann, L.M. Svendsen, J. Windolf, J. P. Jensen & J. Dørge (1999): Retention of nutrients in river basins. *Aquatic Ecology* 33: 29-40.
- Kronvang, B., L. M. Svendsen, J. P. Jensen & J. Dørge (1997): *Næringsstoffer – arealanvendelse og naturgenopretning. Danmarks Miljøundersøgelser. TEMA-rapporter fra DMU, Silkeborg.*
- Kronvang, B., P. Graesbøll, S.E. Larsen, L.M. Svendsen & H.E. Andersen (1996): Diffuse nutrient losses in Denmark. *Wat. Sci. Tech.* 33: 81-88.
- Kuntze, H. (1988): Nährstoffdynamik der Niedermoore und Gewässereutrophierung. *Telma* 18: 61-72.
- Kuntze, H. (1995): *Ökosystemmanagement von Niedermooren – eine Einführung*. Z. f. Kulturtechnik und Landesentwicklung 36 (97-98): 99-101.
- Lampert, W. & U. Sommer (1993): *Limnökologie*. Thieme, Stuttgart.

- Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein (1988): Postsee. Seeufer schleswig-holsteinischer Seen. – Zustand, Nutzung, Gefährdung, Schutz-. Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein, Kiel.
- Landgraf, L. (1998): Landschaftsökologische Untersuchungen an einem wiedervernässten Niedermoor in der Nuthe-Nieplitz-Niederung. Studien und Tagungsberichte Bd. 18, Landesumweltamt Brandenburg.
- LANU SH (1996): Empfehlungen zum integrierten Fließgewässerschutz. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Flintbek.
- LANU SH (1997): Bericht zur Grundwasserbeobachtung: Trendmessnetz 1992 - 1995. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Flintbek.
- LANU SH (1998): Faunistisch-ökologische Bewertung der Fließgewässer in Schleswig-Holstein. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Flintbek.
- LANU SH (1999): Beobachtung und Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit in Schleswig-Holstein, Basismessnetz 1991 bis 1995. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Flintbek.
- LANU SH (2000): Seenbewertung in Schleswig-Holstein – Erprobung der „Vorläufigen Richtlinie für die Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien“ der LAWA an 42 schleswig-holsteinischen Seen. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Flintbek.
- LANU SH (2000a): Seenkurzprogramm 1997. Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, Flintbek.
- LANU SH (2001): Leitbilder für die Fließgewässer in Schleswig-Holstein. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Flintbek.
- LAWAKÜ (1982): Seenbericht Postsee, Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein, Kiel.
- LAWAKÜ (1987): Gütelängsschnitt Neuwührener Au. Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein.
- LAWAKÜ (1992): Seenkontrollmessprogramm 1989 und 1990. Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein, Kiel.
- LAWAKÜ (1995): Ein Jahrzehnt Beobachtung der Niederschlagsbeschaffenheit in Schleswig-Holstein 1985-1994. Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein, Kiel.
- Lenz, A. & U. Wild (2000): Grenzen der Nährstoffrückhaltefunktionen bei der Vernässung von Grundwassermooren. *Wasser & Boden* 53 (11): 4-8.
- Leonardson, L., L. Bengtson, T. Davidsson, T. Persson & U. Emanuelsson (1994): Nitrogen Retention in Artificially Flooded Meadows. *Ambio* 23 (6): 332-341.
- Lijklema, L. (1994): Nutrient dynamik in shallow lakes: effects of changing loading and role of sediment-water interactions. *Hydrobiologia* 275-276: 335-348.
- Looft, K.-H. (1968): Die siedlungsgeographische Entwicklung zwischen Eider und Schwentine von der mittelalterlichen Kolonisation bis zur Verkoppelung unter besonderer Berücksichtigung der Wüstungen. Dissertation Universität Kiel.
- MacCrimmon, H.R. (1980): Nutrient and sediment retention in a temperate marsh ecosystem. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 65: 719-744.
- Mander, Ü., V. Kuusemets, M. Öövel, T. Muring, R. Ihme & A. Pieterse (2001): Wastewater purification in experimental treatment wetlands in Estonia. In: Vymazal, J. (Hrg.): Transformation of nutrients in natural and constructed wetlands
- Martin, H. W., D. B. Ivanoff, D. A. Graetz & K. R. Reddy (1997): Table water effects on histosol drainage water carbon, nitrogen, and phosphorus. *J. Environ. Qual.* 26: 1062-1071.

- Meisel, K. & A. von Hübschmann (1976): Veränderungen der Acker- und Grünlandvegetation im nordwestdeutschen Flachland in jüngerer Zeit. Schriftenreihe für Vegetationskunde 10: 109-124.
- Meißner, R., Rupp, H. & Klapper, H. (2001): Erfahrungen bei der Wiedervernässung von Niedermooren in Nordostdeutschland. KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall 48: 1127-1134.
- Meißner, R., H. Rupp, P. Schonert, J. Seeger, F. Braumann & H. Müller (1995): Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen im Drömling auf den Stickstoffgehalt im Boden sowie im Grund- und Oberflächenwasser. Arch. für Nat.-Lands. 33: 255-269.
- Meyer, K., H. Höper & J. Blankenburg (2001): Spurengashaushalt und Klimabilanz bei Vernässung. In: Kratz, R. & J. Pfadenhauer: Ökosystemmanagement für Niedermoore. Strategien und Verfahren zur Renaturierung. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Mitsch, W. J. & J. G. Gosselink (2000): Wetlands, third edition. Wiley, New York, NY, USA.
- Mitsch, W.J., R.H. Mitsch & R.E. Turner (1994): Wetlands of the old and new worlds: ecology and management. In: Mitsch, W.J. (Hrg.): Global Wetlands: Old World and New. Elsevier.
- MNU (1995). Bericht zur Lage von Natur und Umwelt in Schleswig-Holstein 1995. Ministerium für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Kiel.
- Moore, P.A. & K.R. Reddy (1994): Role of Eh and pH on phosphorus geochemistry in sediments of lake Okeechobee, Florida. J. Environ. Qual. 23: 955-964.
- Moorversuchsstation (1951): Pohnsdorfer Stauung bei Preetz. Gutachterliche Stellungnahme der Staatl. Moorversuchsstation Bremen für die Ostholsteinische Landsiedlung. Bremen.
- Moorversuchsstation (1952): Untersuchung zur mutmaßlichen Moorsackung in der Pohnsdorfer Stauung bei Preetz. Schreiben an das MELF Schleswig-Holstein.
- Moorversuchsstation (1956): Protokoll einer Begehung der Pohnsdorfer Stauung am 03.10.1956. Brief an die Ostholsteinische Landsiedlung.
- Müller, H.E. (1981): Vergleichende Untersuchung zur hydrochemischen Dynamik von Seen im schleswig-holsteinischen Jungmoränengebiet. Kieler Geogr. Schr. 53: 1-208.
- Münchmeyer, U., D.Koppisch, J. Augustin, W. Merbach & M. Succow (1998): Untersuchungen zur Stickstoff-Netto-Mineralisierung unter Wald- und Wiesenstandorten des Niedermoores "Friedländer Große Wiese" in Mecklenburg-Vorpommern. in Merbach, W. (eds.): Pflanzenernährung, Wurzeleistung und Exsudation - 8. Borkheider Seminar zur Ökophysiologie des Wurzelraumes: 13 - 20.
- MUNF (1999): Landschaftsprogramm Schleswig-Holstein. Ministerium für Umwelt, Natur und Forsten des Landes Schleswig-Holstein, Kiel.
- MUNF (2002): Programm zur Wiedervernässung von Niedermooren in Schleswig-Holstein. Ministerium für Umwelt, Natur und Forsten des Landes Schleswig-Holstein, Kiel.
- Muus, U., M. Petersen & D. König (1973): Die Binnengewässer Schleswig-Holsteins. Wachholtz, Neumünster.
- Neuhaus, D., H. Kühl, J.-G. Kohler, P. Dörfel & T. Börner (1993): Investigation on the genetic diversity of *Phragmites* stands using genomic finger printing. Aquat. Bot. 45: 357-364.
- Niedersächsisches Landesamt f. Bodenforschung (1965): Bericht über Untersuchungsergebnisse zu dem Siedlungsvorhaben und Berechnung der bei einer weiteren Absenkung des Grundwasserspiegels noch zu erwartenden Sackung in der Pohnsdorfer Stauung bei Preetz. Bremen.
- Olde Venterink, N. M. Pieterse, J. D. M. Belgers, M. J. Wassen & P. C. De Ruiter (2002): N, P, and K budgets along nutrients availability and productivity gradients in wetlands. Ecological Applications 12 (4): 1010-1026.

- Okruszko, H. (1995): Influence of hydrological differentiation of fens on their transformation after dehydration and on possibilities for restoration. In: Wheeler, B.D. S.C. Shaw, S.C. Fojt & R.A. Robertson (Hrg.): Restoration of temperate wetlands. Wiley, Chichester: 113-119.
- Pfadenhauer, J. & J. Zeitz (2001): Leitbilder und Ziele für die Renaturierung norddeutscher Niedermoore. In: Kratz, R. & J. Pfadenhauer (2001): Ökosystemmanagement für Niedermoore. Strategien und Verfahren zur Renaturierung. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Pfadenhauer, J. (1994): Renaturierung von Niedermooren. Ziele, Probleme, Lösungsansätze. In: Böcker, R. & A. Kohler (Hrg.): Feuchtgebiete. Gefährdung - Schutz – Renaturierung. Hohenheimer Umwelttage 26: 57-74.
- Pfadenhauer, J., H. Höper, O. Borkowsky, S. Roth, T. Seeger & C. Wagner (2001): Entwicklung pflanzenartenreicher Niedermoorgrünlands. In: Kratz, R. & J. Pfadenhauer (2001): Ökosystemmanagement für Niedermoore. Strategien und Verfahren zur Renaturierung. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Pöplau, R. & S. Roth (1995): Die Bedeutung ausgewählter Standortfaktoren für die extensive Wiesennutzung am Beispiel der Versuchsfläche "Am Fleetholz" (Friedländer Große Wiese). Z. Kulturtechnik u. Landentwickl. 39: 167-168.
- Programm Nord (1979): 25 Jahre Programm Nord – Gezielte Landentwicklung. Rendsburg.
- Rasran, L. & K. Jensen (2001): Populationsökologische Untersuchungen an ausgewählten Grünlandarten im Projektgebiet „Weidelandschaft Eidertal“. Kieler Notizen 29: 85-90.
- Reck-Mieth, E., P. Rumland & E. Stähr (1997): Mögliche Auswirkungen des Witterungsverlaufes auf die Sichttiefe und Nährstoffkonzentration. In: Seen-Beobachtung 1992-1995. MPI-Plön.47-51.
- Reddy, K.R., M.M. Fischer, I. Devai & M. Koch (1991): Phosphorus exchange between the soil and the overlying water column. In: Phosphorus dynamics in the Everglade nutrient removal system. Final Report, South Florida water management district. Palm Beach: 6-1-6-46.
- Reddy, K.R. & E.M. D'Angelo (1994): Soil processes regulating water quality in wetlands. In: Mitsch, W.J. (Hrg.): Global Wetlands: Old World and New. Elsevier.
- Reddy, K.R., G.A.O. Connor & P.M. Gale (1998): Wetlands and aquatic processes. J. Env. Qual. 27: 438-447.
- Richardson, C. J. & P. E. Marshall (1986): Processes controlling movement, storage and export of phosphorus in a fen peatland. Ecol. Monogr. 56 (4): 279-302.
- Richert, M. (2001): Wurzelabbau und seine Bedeutung für die Torfbildung. In: Kratz, R. & J. Pfadenhauer (2001): Ökosystemmanagement für Niedermoore. Strategien und Verfahren zur Renaturierung. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Richert, M., O. Dietrich, D. Koppisch & S. Roth (2000): The influence of rewetting on vegetation development and decomposition in a degraded fen. Restoration Ecology 8/2: 186-195.
- Ripl, W. (1976): Biochemical oxidation of polluted lake sediments with nitrate – a new lake restoration method. Ambio 5: 132-135.
- Risgaard-Petersen, N., N.P. Sloth, S. Rysgaard & S.P. Pelegri (1996): Nitrification, denitrification and nitrate ammonification in sediments of two coastal lagoons in southern France. Hydrobiologia 329:133-141.
- Rixen, C. (1997): Auswirkung der Wiedervernässung am Hohner See auf die Vegetation. Diplomarbeit am Botanischen Institut der Universität Kiel.
- Rixen, C. (1998): Quantifizierung der durch Vernässung mobilisierbaren Phosphorvorräte in unterschiedlich genutzten Niedermoorböden. Bericht im Auftrage des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer. Kiel.

- Rode, M., Ollesch, G. & R. Meißner (2002): Ermittlung von landwirtschaftlichen Phosphoreinträgen in Fließgewässer durch Oberflächenabfluss. *Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall* 49: 837-843.
- Roth, S., T. Seeger, P. Poschlod, J. Pfadenhauer & M. Succow (2001): Etablierung von Röhrichten und Seggenrieden. In: Kratz, R. & J. Pfadenhauer (2001): *Ökosystemmanagement für Niedermoore. Strategien und Verfahren zur Renaturierung.* Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Ruville-Jackelen, F. (1996): Untersuchungen zum Bodenwasserhaushalt und zum Bioelementtransport an ausgewählten Standorten des Feuchtgrünlandes im Münsterland, *Arbeitsberichte Landschaftsökologie Münster* 17.
- Sallantaus, T. (1994): Response of leaching from mire ecosystems to changing climate. In: Kanninen, M. & P. Heikinheimo (Hrg): *The finnish research programm on climate change.* Publ. Acad. Finland 1: 291-296.
- Scheffer, B. & R. Bartels (1984): Ammonium- und Nitratumsetzung in Niedermoorböden. *Landwirtsch. Forschung* 37, Kongressband 1984: 306-314.
- Scheffer, B. (1990): Nitrit in einem sauren Niedermoorboden. *Z. f. Kulturtechnik u. Landentwicklung* 31: 96-101.
- Scheffer, B. (1994): Zur Stoffdynamik in Hochmoorböden. *NNA-Berichte* 7 (2): 43-46.
- Scheffer, B. (1994): Zur Stoffdynamik in Niedermoorböden. *NNA-Berichte* 7 (2): 67-73.
- Scheffer, B. (1995): Veränderung bodenchemischer Parameter durch Extensivierung und Wiedervernässung. *NNA-Berichte* 8, Heft 2: 9-12.
- Scheffer, F. & P. Schachtschabel (1992): *Lehrbuch der Bodenkunde.* 13. Aufl., Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart
- Scheffer, M. (1998): *Ecology of shallow lakes. Population and Community Biology Series 22,* Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Schieferstein, B. (1997): *Ökologische und molekularbiologische Untersuchungen an Schilf (Phragmites australis) (Cav.) Trin. ex Staudt.) im Bereich der Bornhöveder Seen.* EcoSys Suppl. Bd. 22, Kiel.
- Schmidtke, K.-D. (1993): *Die Entstehung Schleswig-Holsteins.* Wachholtz, Neumünster.
- Scholle, D. & J. Schrautzer (1993): Zur Grundwasserdynamik unterschiedlicher Niedermoor-Gesellschaften Schleswig-Holsteins. *Z. Ökol. u. Natursch.* 2 (1): 11-22.
- Scholz, A., Pöplau, R. & D. Warncke (1995): Wiedervernässung von Niedermoor – Ergebnisse eines Versuches in der Friedländer Großen Wiese, Brandenburg. *Telma* 25: 69-84.
- Schopp-Guth, A. (1999): *Renaturierung von Moorlandschaften Naturschutzfachliche Anforderungen aus bundesweiter Sicht unter besonderer Berücksichtigung der Grundwassermoore.* Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 57, Bonn-Bad Godesberg.
- Schrautzer, A. (2001): *Niedermoore Schleswig-Holsteins: Charakterisierung und Beurteilung ihrer Funktion im Landschaftshaushalt.* Habilitationsschrift am Ökologie-Zentrum der Universität Kiel.
- Schrautzer, J. & M. Trepel (1997): Wechselwirkungen zwischen bodenphysikalischen Parametern, Grundwasserdynamik und der Vegetationszusammensetzung in unterschiedlich stark genutzten Niedermoor-Ökosystemen. *Feddes Repertorium* 108 (1-2): 119-137.
- Schulz, F. (2000): *Trendauswertung der stofflichen Belastung schleswig-holsteinischer Fließgewässer.* In: *Jahresbericht 1999. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein,* 59-65.
- Schwill, St. (2002): *Wirkungen von Wiedervernässungen auf degradierten Niedermoorstandorten.* Institut für dauerhaft umweltgerechte Entwicklung von

- Naturräumen der Erde (DUENE) e. V., im Auftrag des Umweltministeriums des Landes Mecklenburg-Vorpommern.
- Sørensen, J. (1978): Capacity for denitrification and reduction of nitrate to ammonia in a coastal sediment. *Appl. Environ. Microbiol.* 35: 301-305.
- Spieles D. & W.J. Mitsch (2000): The effects of season and hydrologic and chemical loading on nitrate retention in constructed wetlands: a comparison of low- and high-nutrient riverine systems. *Ecological Engineering* 14: 77-91.
- Statistisches Landesamt Schleswig-Holstein (2000): Statistisches Taschenbuch 1999. Kiel.
- Stepanauskas, R., L., Leonhardson & L. Tranvik (1999): Bioavailability of wetland-derived DON to freshwater and marine bacterioplankton. *Limnol. Oceanogr.* 44 (6): 1477-1485.
- Stepanauskas, R.L., N.O.G Jörgensen,., O.R Eigaard,., A. Zvikas, L.J. Tranvik & L. Leonardson (2000): Riverine input of nitrogen and phosphorus during summer – bioavailability and possible contribution to nutrition in the Baltic Sea. *Wetland Ecology and Technology. Collection of papers produced during the project:* 83-111.
- Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein (2002): Wiedervernässung der Dodauer Niederung. Informationsblatt der Stiftung Naturschutz.
- Stürmann, F. (1998): Ökologische Untersuchungen im Zentralteil des Naturschutzgebietes “Halbinseln und Buchten im Lanker See”. Unveröff. Diplomarbeit am Botanischen Institut der Universität Kiel.
- Strasburger, E. (1991): Lehrbuch der Botanik. Gustav Fischer Stuttgart.
- Succow, M. (1988): Landschaftsökologische Moorkunde. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Succow, M. (2002): Zur Nutzung mitteleuropäischer Moore – Rückblick und Ausblick. *Telma* 52: 255-266.
- Succow, M. & H. Stegmann (2001): Nährstoffökologisch-chemische Kennzeichnung. In: Succow, M. & H. Joosten: Landschaftsökologische Moorkunde. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Succow, M. & H. Joosten (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. Schweizerbart, Stuttgart.
- Svendsen, L.M., B. Kronvang, P. Kristensen & P. Graesboll (1995): Dynamic of phosphorus compounds in a lowland river system: importance of retention and non-point sources. *Hydrol. Processes* 9: 119-142.
- Svensson, J.M., G.M. Carrer & M. Bocci (2000): Nitrogen cycling in the sediments of the lagoon of Venice, Italy. *Wetland Ecology and Technology. Collection of papers produced during the project:* 71-82.
- Trepel, M. (1996): Niedermoore in Schleswig-Holstein. Gegenwärtiger Zustand und Entwicklungsmöglichkeiten. Unveröff. Gutachten im Auftrage des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. 4. Ökologie-Zentrum, Kiel
- Trepel, M. (1999). Spatiotemporal simulation of water and nitrogen dynamics as a tool in fen restoration. *International Peat Journal* 9: 45-52.
- Trepel, M. (1999): Modellgestützte Quantifizierung der Stickstoffdynamik in der Pohnsdorfer Stauung, einem degenerierten Verlandungsniedermoor in Schleswig-Holstein. *Telma* 29: 119-130.
- Trepel, M. (2000). Quantifizierung der Stickstoffdynamik von Ökosystemen auf Niedermoorböden mit dem Modellsystem WASMOD. *EcoSys Suppl. Bd. 29:* 1-140.
- Trepel, M. (2001): Gedanken zur zukünftigen Nutzung schleswig-holsteinischer Niedermoore. *Die Heimat* 11/12, 108. Jg.: 186-194.
- Trepel, M. & J. Schrautzer (1998): Bewertung von Niedermoorökosystemen für den Ressourcenschutz und Artenschutz in Schleswig-Holstein und ihre Entwicklungsmöglichkeiten. *Die Heimat* 105: 45 - 62.

- Trepel, M., M. Bode, E.W. Reiche & J. Schrautzer (1999): Bedeutung von Nährstoffausträgern aus Niedermooren und Strategien ihrer Vermeidung. Ökologie-Zentrum Kiel; Abschlußbericht des LAWA-Vorhabens K 5.64, 119 S.
- Trepel, M. & E.W. Reiche (2000): GIS-gestützte Modellierung des Stickstoffaustrages eines Flußtalmoores. *Wasser & Boden* 52/5: 43-49.
- Trepel, M. & W. Kluge (2001): Entwicklung und Erprobung eines Systems zur Bewertung des Rückhaltes von Nährstoffen in den Niedermooren Schleswig-Holsteins. Endbericht Teilprojekt 1. Im Auftrage des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer.
- Trepel, M. & L. Palmeri (2002): Quantifying nitrogen retention in surface flow wetlands for environmental planning at the landscape-scale. *Ecol. Engineering* 19: 127-140.
- Trepel, M., M. Dall'O', L. Dal Cin, M. de Wit, S. Opitz, L. Palmeri, J. Persson, N.M. Pieterse, T. Timmermann, G. Bendoricchio, W. Kluge and S.E. Jørgensen (2000): Models for wetland planning, design and management. *EcoSys* 8: 93-137.
- Trepel, M., T. Davidsson and S. E. Jørgensen (2000). Quantitative simulation of biochemical processes in peatlands as a tool to define sustainable use? *Suo* 51:83-93.
- Treter, U. (1981); Zum Wasserhaushalt schleswig-holsteinischer Seengebiete. *Berliner geogr. Abh.* 33: 1-164.
- UBA / Umweltbundesamt (1997): Daten zur Umwelt: Der Zustand der Umwelt in Deutschland, Ausgabe 1997. Erich Schmidt Verlag.
- van der Molen, D.T., A. Breeuwsma & P.C.M. Boers (1998): Agricultural Nutrient losses to surface water in the Netherlands: Impact, strategies and perspectives. *J. Environ. Qual.* 27: 4-11.
- VDLUFA (1991): Methodenbuch, Bd. 1. Die Untersuchung der Böden. VDLUFA-Verlag Darmstadt.
- Verhoeven (1986): Biogeochemical cycling of N, P and K in eutrophicated mires. *Int. Symp. Hydrol. of wetlands in semi-arid regions, Sevilla May 1988*: 165-168.
- Vincent, W.F. & M.T. Downes (1980): Variation in nutrient removal from a stream by watercress (*Nasturtium officinale*). *Aquat. Bot.* 9: 221-235.
- Vinten, A. J. A. & K. A. Smith (1993): Nitrogen cycles in agricultural soils. In: Burt, T. P., A. L. Heathwaite & S. T. Trudgill (eds.): *Nitrate. Processes, Patterns and management*. Wiley, Chichester: 39-74.
- Vogt, K. (2001): Untersuchungen zur hydrochoren Ausbreitung von Diasporen im oberen Eidertal. Diplomarbeit, Universität, Kiel.
- Vymazal, J. (2001): Types of constructed wetlands for wastewater treatment: Their potential for nutrient removal. In: Vymazal, J. (Hrg.): *Transformation of nutrients in natural and constructed wetlands*. Backhuys Publishers, Leiden: 1-94.
- Waughman, G. J. & D. J. Bellamy (1980): Nitrogen fixation and the nitrogen balance in peatland ecosystems. *Ecology* 61: 1185-1198.
- Wayne, R. P. (1993): Nitrogen and nitrogen compounds in the atmosphere. In: Burt, T. P., A. L. Heathwaite & S. T. Trudgill (eds.): *Nitrate. Processes, Patterns and management*. Wiley, Chichester: 23-38.
- Weerts, H.J.T. (1997): Geology and geohydrology of the 'Pohnsdorfer Stauung' (Schleswig-Holstein). *EcoSys* 6: 79 - 89.
- Wegemann, G. (1915): Die Seen Mittelholsteins. *Abh. Kgl. Preuß. Geol. Landesanstalt* 64: 108-116.
- Weisner, S. E. B., P. G. Eriksson, W. Graneli & L. Leonardson (1994): Influence of macrophytes on nitrate removal in wetlands. *Ambio* 23: 363-366.
- Weisner, S.E.B. & B. Ekstam (1997): Influence of germination time on juvenile performance of *Phragmites australis* on temporarily exposed bottoms – implications for the colonization of lake beds. *Aquat. Bot.* 45: 107-118.

- Wichtmann, W. & D. Koppisch (1998): Nutzungsalternativen für Niedermoore am Beispiel Nordostdeutschlands. *Z. f. Kulturtechnik und Landesentwicklung* 39: 162-168.
- Wichtmann, W. & M. Succow (2001): Nachwachsende Rohstoffe. In: Kratz, R. & J. Pfadenhauer (2001): *Ökosystemmanagement für Niedermoore. Strategien und Verfahren zur Renaturierung*. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Wichtmann, W. & T. Timmermann (2001): Umweltverträgliche Erzeugung nachwachsender Rohstoffe – Die Schilf Experimentalanlage Biesebröw (Randow-Welse-Flußtalmoor). In: Succow, M. & H. Joosten: *Landschaftsökologische Moorkunde*. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Wiebe, C. (1995): Jahresbericht 1994 über vegetationskundliche und hydrologische Untersuchungen in den Gebieten der Kurt und Erika Schrobach-Stiftung. Bericht im Auftrag der Kurt und Erika Schrobach-Stiftung.
- Wiebe, C. (1998): Ökologische Charakterisierung von Erlenbruchwäldern und ihrer Entwässerungsstadien: Vegetation und Standortverhältnisse. *Mitt. AG Geobot.* 56.
- Young, E. & D.S. Ross (2001): Phosphate release from seasonally flooded soils: a laboratory microcosm study. *J. Environ. Qual.* 30: 91-101.
- Zalewski, M. (2000): Ecohydrology - the scientific background to use ecosystem properties as management tools toward sustainability of water resources. *Ecological Engineering* 16: 1-8.
- Zalewski, M. (2002): Ecohydrology-the use of ecological and hydrological processes for sustainable management of water resources. *Hydrological Sciences* 47: 825-834.
- Zalewski, M., G. A. Janauer and G. Jolankaj (1997): Ecohydrology: A new paradigm for the sustainable use of aquatic resources. p. 1-58. In UNESCO (eds.) *Technical Documents in Hydrology* 7, Paris, France.

- Erklärung -

Hiermit erkläre ich, dass die vorliegende Abhandlung – abgesehen von der Beratung durch den Betreuer – nach Inhalt und Form von mir eigenständig angefertigt wurde. Die vorliegende Arbeit ist weder ganz noch in Teilen an einer anderen Stelle im Rahmen eines Prüfungsverfahrens eingereicht worden. Die Arbeit ist noch nicht veröffentlicht oder zur Veröffentlichung eingereicht worden.

Kiel, den 21. April 2003