



UNIVERSITÄT ROSTOCK

Bericht

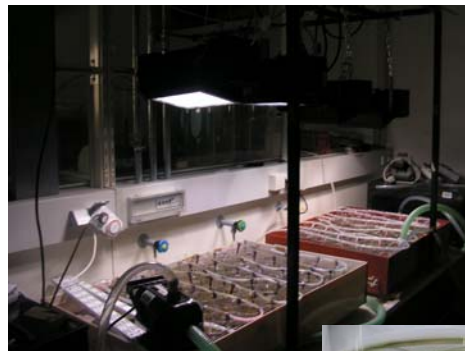
zum Forschungsvorhaben:

Risikoabschätzung von Salzwassereinstrom in Strandseen

Auftraggeber: Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein

Ausschreibungsnummer: 4121.3-2008-470 F

Auftragnehmer: PD Dr. rer. nat. habil. Uwe Selig
Dr. rer. nat. Tim Steinhardt
Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften
Aquatische Ökologie
Albert-Einstein-Str. 3, 18051 Rostock



Rostock, den 08.06.2009

Inhaltsverzeichnis

1	Veranlassung.....	3
2	Beschreibung der Gewässer und Beprobung.....	4
3	Methoden.....	7
3.1	Diasporenbankuntersuchungen	7
3.2	Sedimentuntersuchungen	12
4	Untersuchungen der Diasporenbank und Keimungsfähigkeit	14
4.1	Diasporendichten in den Sedimenten der drei Seen.....	14
4.2	Tiefenabhängigkeit der Diasporendichten in den Untersuchungsgewässern.....	21
4.3	Horizontale Verteilung der Diasporendichten.....	23
4.4	Vertikale Verteilung der Diasporendichten in Sedimentkernen des Sehlendorfer Binnensees.....	27
4.5	Zusammenhang zwischen Diasporenmasse und Diasporendichte im Sediment.....	30
4.6	Untersuchung der Keimungsfähigkeit.....	31
4.7	Einschätzung des Wiederbesiedlungspotentiales anhand der Diasporen.....	36
5	Nährstoffanalysen im Sediment und Nährstoffkalkulationen	39
5.1	Untersuchungen der Sedimente im Litoralbereich.....	39
5.2	Untersuchung von Sedimentkernen	45
5.3	Kalkulation der internen und externen Nährstoffeinträge.....	49
5.4	Einschätzung und Vergleich der Nährstoffakkumulation/-freisetzung aus dem Sediment.....	53
6	Veränderungen bei Salzwassereinstrom und Risikoabschätzung.....	54
6.1	Veränderungen der Makrophytengemeinschaft nach Salzwassereinstrom	55
6.2	Veränderungen der Planktongemeinschaft nach Salzwassereinstrom	57
6.3	Veränderungen der P-Rücklösung aus den Sedimenten durch Salzeinstrom	66
6.4	Vergleichsanalyse zwischen den Seen	67
6.5	Kurzfassung der Ergebnisse zu den Seen Großer Binnensee und Windebyer Noor..	70
6.5.1	Steckbrief: Großer Binnensee	70
6.5.2	Steckbrief: Windebyer Noor	75
7	Zusammenfassung	81
8	Literatur	83

1 Veranlassung

Von den an der schleswig-holsteinischen Ostseeküste gelegenen Strandseen verfügen im heutigen Zustand nur noch wenige über eine offene Verbindung zur vorgelagerten Ostsee. Ein Großteil dieser Seen wurde seit dem 19. Jahrhundert durch die Errichtung von Bauwerken (Siele usw.) zunehmend vom Ostseeinfluss abgeschottet. Durch die daraus resultierende Aussüßung der Strandseen veränderte sich auch die ehemals an die brackig-marinen Verhältnisse angepasste Flora und Fauna und entspricht heute einer fast reinen Süßwasserlebensgemeinschaft. Nur noch wenige Relikte im Arteninventar deuten auf die brackige Vergangenheit dieses ehemaligen Küstengewässer-Lebensraumes. Im Zuge dieser Veränderung ist damit ein seltener Lebensraum in Schleswig-Holstein nahezu verschwunden, der an der gesamten Ostseeküste einzigartig ist und dessen mögliche Wiederherstellung daher nicht nur unter dem Gesichtspunkt der Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) lohnenswert ist. So sind einige Seen wie der Große Binnensee auch für die FFH-Richtlinie gemeldet, um die küstentypischen Lebensraumkomplexe, insbesondere Strandwall- und Dünenformationen, einschließlich der charakteristischen Arten zu erhalten, zu sichern und zu fördern.

Der derzeitige ökologische Zustand der ausgesüßten Strandseen wird anhand der Makrophyten und des Phytoplanktons aufgrund der hohen Nährstoffbelastung (externer Eintrag und Rücklösung im Sediment) als mäßig bis unbefriedigend beurteilt (Sagert et al. 2007). Zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes sind daher geeignete Maßnahmen zu ergreifen, die auch eine Annäherung an die potenziell natürlichen Salzgehaltsbedingungen beinhalten. Da eine völlige Öffnung der Strandseen aus Gründen des Hochwasserschutzes des Binnenlandes und der bestehenden landwirtschaftlichen Nutzungen im Einzugsgebiet nicht möglich ist, wird als geeignete Maßnahme eine Optimierung des Sielbetriebes dahingehend angestrebt, dass eine Maximierung des Einstromes von Ostseewasser stattfinden kann. Ziel ist in erster Linie die Erhöhung des Salzgehaltes, die eine Ansiedlung der typspezifischen, d.h. der ehemals brackigen, Lebensgemeinschaften ermöglichen soll.

Das geplante Projekt dient der wissenschaftlichen Begleitung der geplanten Maßnahme an den ausgewählten Strandseen Großer Binnensee und Windebyer Noor. Es soll biologische Planungsgrundlage (Vorplanung) für die Ausarbeitung von Maßnahmeplänen für die Umsetzung der EU-WRRL und FFH-RL schaffen. In dieser Vorstudie soll basierend auf Untersuchungen der Sedimentchemie, des Diasporenpotentials und der Keimfähigkeit der Diasporen eine wissenschaftliche Einschätzung getroffen werden, wie sich ein erhöhter Salzwassereinstrom für die derzeit etablierten Vegetationsbestände und die Phytoplanktongemeinschaft auswirken könnten. Für diese Untersuchungen und Szenarios wurden die Salzmodellierungen für die beiden Strandseen (Larson und Pohl 2006) zu Grunde gelegt.

Neben diesen beiden ausgewählten Seen sollen vergleichende Untersuchungen zum Sehlendorfer Binnensee erfolgen. In diesem See ist ein natürlicher Wasseraustausch mit der vorgelagerten Ostsee gegeben und daher höhere (natürliche) Salzgehaltsverhältnisse in diesem See vorhanden.

2 Beschreibung der Gewässer und Beprobung

Die Beprobungen der drei Seen erfolgten am 27.08.2008 (Großer Binnensee), am 03.09.2008 (Windebyer Noor) und 11.09.2008 (Sehlendorfer Binnensee). In der Tabelle 1 sind einige wichtige hydrographische Werte zusammengefasst. Eine ausführliche Beschreibung der Seen ist in Sagert et al. (2007) und Stuhr (2000, 2002) zu finden. In Abbildung 1 sind als Überblick die Salinitäten der drei Seen dargestellt.

Tabelle 1: Hydrographische Parameter der drei untersuchten Seen (Sagert 2007).

	Großer Binnensee	Windebyer Noor	Sehlendorfer See
Seefläche [km ²]	4,8	3,9	0,8
Seevolumen [10 ⁶ m ³]	9,0	25,0	0,4
Einzugsgebiet [km ²]	145	17	69
Max. Tiefe [m]	3	14	1

Die Auswahl der Transekte erfolgte nach der Vegetationsbeprobung von Sagert et al. (2007). Dadurch sollte ein Vergleich mit der rezenten Vegetation 2007 ermöglicht werden. Die Transektbezeichnungen von Sagert et al. (2007) wurden beibehalten.

Tabelle 2: Probenahme, Untersuchungen und Vegetationsdaten für die drei untersuchten Seen.

	Großer Binnensee	Windebyer Noor	Sehlendorfer Binnensee
Vegetations- untersuchungen 2007	15 Transekte in jeweils 0,5 m und 1,5 m Tiefe	15 Transekte in jeweils 0,5 m und 1,5 m Tiefe	6 Transekte in 0,5 m Tiefe
Diasporen- analysen 2008	15 Proben aus jeweils 0,5 m und 1,5 m Tiefe	15 Proben aus jeweils 0,5 m und 1,5 m Tiefe	20 Proben aus 0,5 m Tiefe Tiefenprofil an zwei Sedimentkernen
Keimungsversuche	10 Proben aus jeweils 0,5 m und 1,5 m Tiefe	12 Proben aus jeweils 0,5 m und 1,5 m Tiefe	keine Analysen
Sedimentchemie - Litoralbereich	15 Proben aus jeweils 0,5 m und 1,5 m Tiefe	15 Proben aus jeweils 0,5 m und 1,5 m Tiefe	20 Proben aus 0,5 m Tiefe
Sedimentchemie - Sedimentkerne	4 Sedimentkerne bis 10 cm Tiefe	4 Sedimentkerne bis 10 cm Tiefe	keine Analysen
Sauerstoffzehrung Sediment	3 Proben aus 1,5 m Tiefe in drei Salzstufen (0, 4, 8 PSU)	3 Proben aus 1,5 m Tiefe in drei Salzstufen (2, 4, 8 PSU)	keine Analysen

Nach Vorgabe des Auftraggebers erfolgte die Probennahme, die in der Tabelle 2 zusammengefasst ist. Es erfolgte die Entnahme von 30 Sedimentproben im Großen Binnensee (Abb. 2) und im Windebyer Noor (Abb. 3). Zusätzlich wurden je vier Sedimentkerne aus diesen beiden Seen entnommen. Im Sehlendorfer Binnensee wurden 20 Sedimentproben, zwei Kerne für die vertikale Verteilung der Diasporen im Sediment und parallel dazu zwei Sedimentproben für Nährstoffuntersuchungen genommen (Abb. 4).

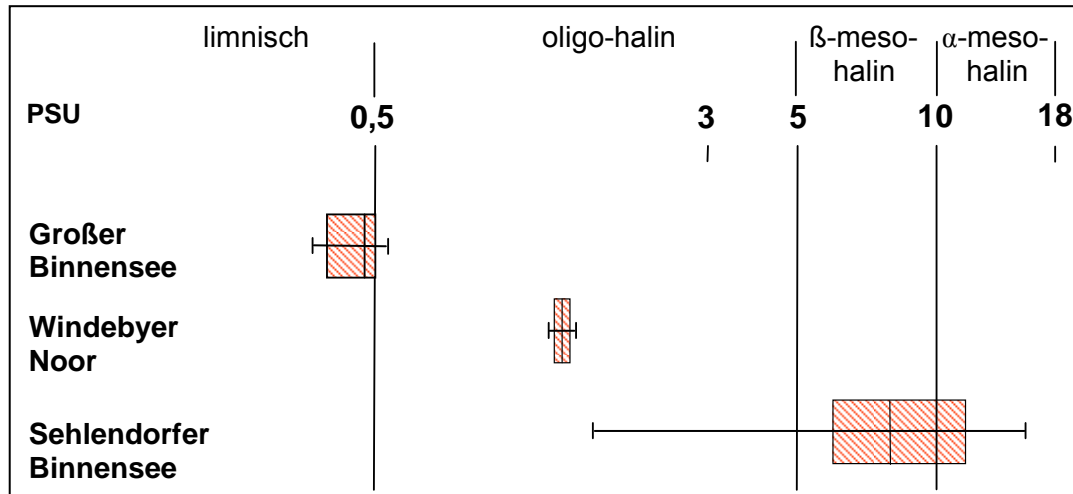


Abbildung 1: Salinitäten der drei untersuchten Seen.

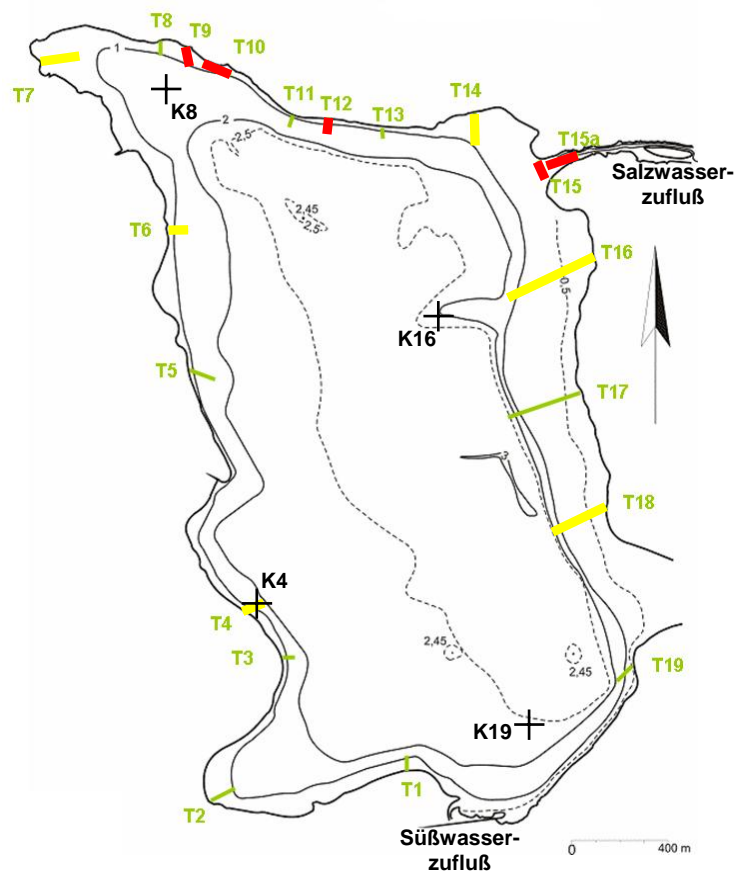


Abbildung 2: Lage der beprobten Transekte im Großen Binnensee (grün: Diasporenbankanalyse, gelb: Diasporenbankanalyse und Keimungsversuche, rot: nicht beprobt, Kreuz: Kerne Sedimentuntersuchung).

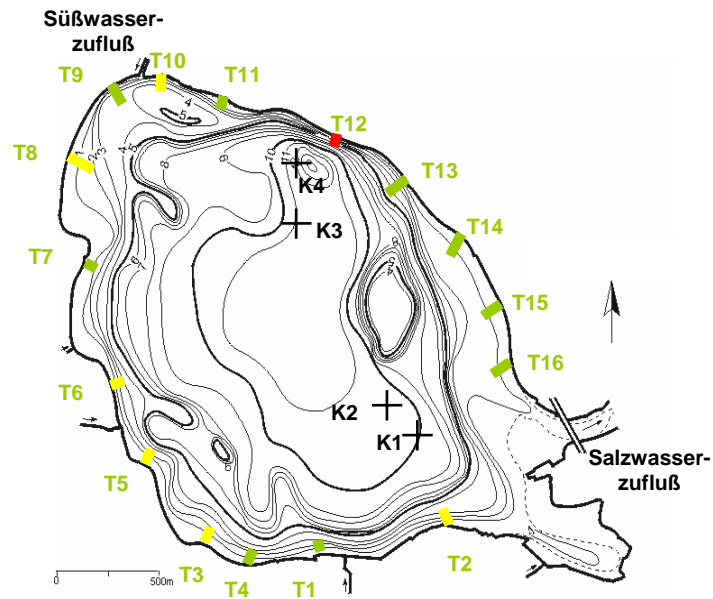


Abbildung 3: Lage der beprobten Transekte im Windebyer Noor (grün: Diasporenbankanalyse, gelb: Diasporenbankanalyse und Keimungsversuche, rot: nicht beprobt, Kreuz: Kerne Sedimentuntersuchung).

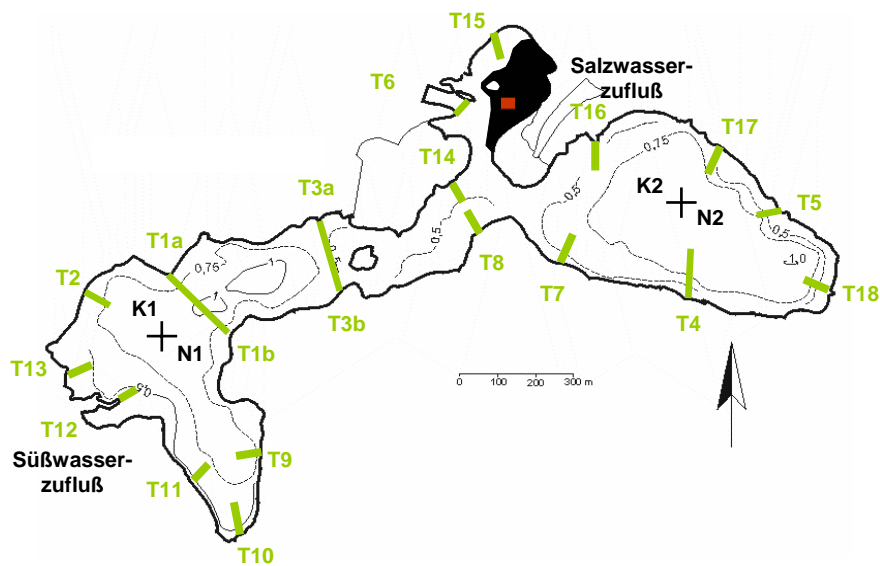


Abbildung 4: Lage der beprobten Transekte im Sehlendorfer Binnensee (grün: Diasporenbankanalyse, Kreuz: K1, K2: Kerne der vertikalen Diasporenverteilung, N1, N2: Nährstoffuntersuchungen).

3 Methoden

3.1 Diasporenbankuntersuchungen

Die Diasporenbank wurde mit zwei verschiedenen Methoden untersucht, um einerseits das im Sediment vorhandene Diasporenpotential möglichst vollständig abzuschätzen (Diasporenbankanalyse), aber auch die Keimfähigkeit der Diasporen festzustellen (Keimungsversuche). Damit sind Aussagen möglich, welcher Anteil der im Sediment vorhandenen Diasporen unter definierten Bedingungen keimt. Hierzu wurden verbesserte Lichtbedingungen sowie ein möglicher Salzwasserzustrom simuliert. Das Zusammenführen der Ergebnisse beider Methoden ermöglicht ein besseres Abschätzen der Verhältnisse zwischen vorhandenen und keimenden Arten. Da durch die Diasporenbankanalyse oft nur Artengruppen bestimmt werden können, werden diese Ergebnisse durch die Keimungsversuche präzisiert.

Diasporenbankanalyse

Das Auszählen der Proben erfolgte mittels eines Binokulars. Die große Probenfraktion (1-2 mm) wurde vollständig untersucht, um alle vorhandenen Diasporen zu erfassen (Steinhardt 2001). Von der mittleren (0,5-1 mm) und kleinsten Fraktion (0,2-0,5 mm) wurde aufgrund der teilweise großen Probemenge eine Stichprobe von 25 % bzw. 10 % der Fraktion untersucht (Ostendorp 1998). Die Diasporenzahlen wurden für eine Fläche von 1 m² berechnet, um spätere Vergleiche mit anderen Angaben zu ermöglichen.

Zur Bestimmung der Diasporen der beiden Gewässer wurde für die Characeen der Schlüssel von Vedder (2004) genutzt. Dieser ermöglicht nicht in jedem Fall die Unterscheidung bis zur Art, sondern es können teilweise nur Artengruppen unterschieden werden, bei denen bis zu vier Arten in Frage kommen. Weiterhin ist es in einigen Fällen nur möglich einen Teil der Diasporen bis zur Art zu bestimmen, da diese nach Größe differenziert werden. Ein anderer Anteil derselben Art kann (wie im Falle von *Chara aspera*) aufgrund von bestimmten Merkmalen nur einer Artengruppe zugeordnet werden (bei *Chara aspera* kommt dann *Chara aspera* oder *Chara canescens* in Frage – Abb. 5).

Aufgrund des Fehlens von Untersuchungen der Diasporenbanken von Strandseen, die in der Vergangenheit Schwankungen der Salinität unterlagen, muss mit einer großen Anzahl von Characeenarten gerechnet werden. Daraus resultieren die Arten bzw. Artengruppen, die in den Gewässern zu erwarten sind. Deshalb wurden die nachfolgend in der vorliegenden Untersuchung aufgeführten Arten/Artengruppen mit allen möglicherweise auftretenden Arten benannt. Im Folgenden werden diese aufgeführt und erklärt.

Tolypella nidifica lässt sich aufgrund der typischen Basalplatte, der maximal neun bis zehn Windungen und der fast runden Form eindeutig abgrenzen (Abb. 6). Eine Unterteilungsgrenze der Diasporen nach der Länge wurde bei 550 µm entsprechend dem

Schlüssel festgelegt (Vedder 2004). Von den Oosporen, die kleiner sind als 550 μm lässt sich *Chara aspera* von der *Chara aspera/vulgaris*-Gruppe eindeutig trennen (Abb. 5), wenn die Windungen gut ausgeprägt sind, die Diasporen typisch glänzend sind und die Apikalrosette plan ist. War dies nicht der Fall, so wurden die Oosporen der *Chara aspera/vulgaris*-Gruppe zugeordnet. Zu ihr gehören die Arten *C. aspera*, *C. canescens*, *C. vulgaris* und *C. contraria*. Diese Gruppe enthält sowohl Süßwasser- als auch Salzwaterarten, mit deren Vorkommen in den Seen zu rechnen ist.

Da *C. aspera* im Süßwasser und bei geringen Salzgehalten eine längliche Diasporenform bildet, wurde diese gesondert bei der Diasporenzählung berücksichtigt. Im Brackwasser mit höheren Salzgehalten ist die Diasporenform der von *C. vulgaris* ähnlich und wurde aufgrund dessen mit dieser zu einer Gruppe zusammengefasst. In dieser Gruppe (*Chara aspera/vulgaris*-Gruppe) können die Arten *Chara aspera*, *C. canescens*, *C. vulgaris* und *C. contraria* auftreten. Diese Unterteilung wurde gewählt, um möglicherweise Rückschlüsse auf die historischen Salzgehaltsverhältnisse im See ziehen zu können.

Bei den Diasporen, die größer sind als 650 μm konnten *C. hispida* und *C. baltica* teilweise aufgrund ihrer Form unterschieden werden (Abb. 6). *C. hispida* hat ihre größte Breite der Diaspore unterhalb der Mitte, meist ist eine Basalsäule ausgebildet. *C. baltica* ist rund und die größte Breite mittig. Waren diese Merkmale nicht eindeutig wurden die Diasporen kleiner 750 μm in der *C. globularis/virgata/hispida/baltica* und größer 750 μm in der *C. hispida/baltica*-Gruppe zusammengefasst (Abb. 7). Für die *C. hispida/baltica*-Gruppe muss nach o. g. Schlüssel mit dem Auftreten von *C. hispida*, *C. baltica* und *C. horrida* gerechnet werden, wobei *C. horrida* bisher gerade in Gewässern mit geringen Salzgehalten (bis ca. 5 PSU) gefunden wurde (Schubert & Blindow 2004). Ebenfalls könnte *C. tomentosa* mit sehr großen Diasporen in dieser Kategorie vorkommen. Es sind also wiederum Süß- und Salzwaterarten, die in Strandseen vorkommen könnten.

Die Diasporen von *C. vulgaris* lassen sich eindeutig bestimmen, wenn sie eine Basalsäule haben, rund sind und in die Größenklasse kleiner 650 μm gehören (Abb. 7).

In den mittleren Größenklassen zwischen 550 μm und 650 μm bzw. 650 μm und 750 μm findet man *C. globularis/virgata*, die durch eine konvexe Apikalrosette gekennzeichnet sind (Abb. 7). Diese beiden Arten lassen sich nicht voneinander trennen. Waren diese Merkmale nicht eindeutig wurden diese Arten den Gruppen *C. aspera/globularis/virgata* bzw. *C. globularis/virgata/hispida/baltica* zugeordnet.

Im Falle der Angiospermen wurde *Potamogeton* (Abb. 8) nach Aalto (1970) und Jessen (1955) bestimmt. Die gefundene Art konnte nicht eindeutig bestimmt werden und deshalb wurde die Bezeichnung *Potamogeton pusillus/friesii* gewählt. Die anderen auftretenden Arten ließen sich nach Form und Größe den Arten zuordnen (Bertsch 1941, Beijerinck 1947). Dies

bezieht sich auf die vorgefundenen Samen von *Ruppia cirrhosa*, *Ruppia maritima*, *Zannichellia palustris* und *Myriophyllum* sp. (Abb. 8 bis Abb. 10).

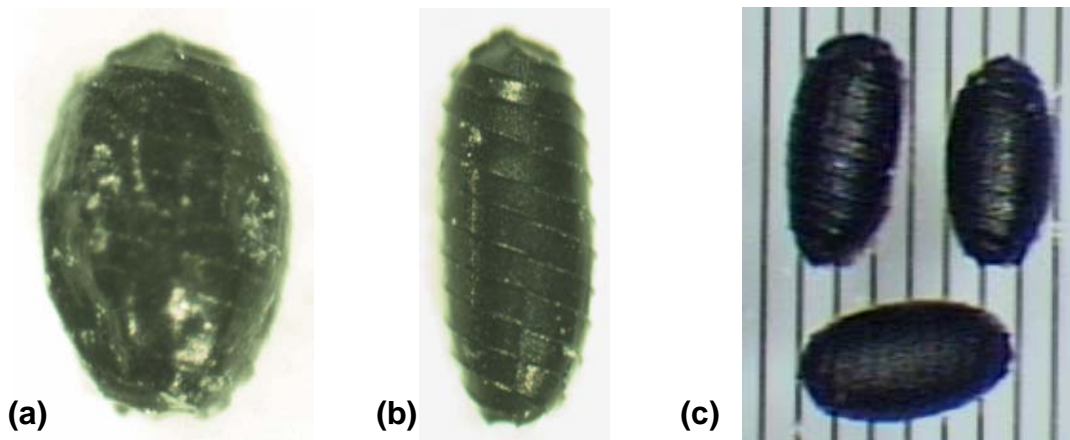


Abbildung 5: Diasporen von *Chara aspera* (a), von *Chara aspera* (längliche Form) (b) (beide 525 μm lang) und der *Chara aspera/vulgaris*-Gruppe (c) (Teilstrich = 100 μm).

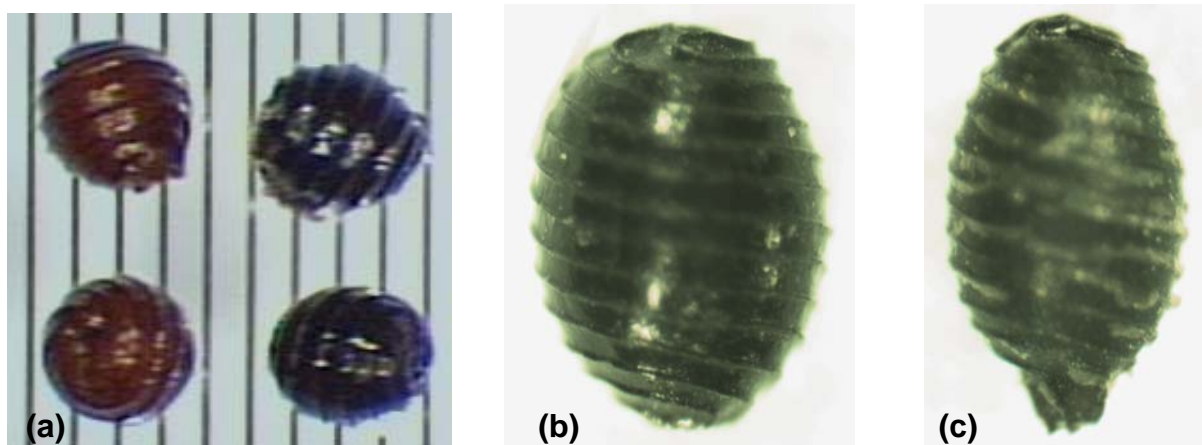


Abbildung 6: Diasporen von *Tolypella nidifica* (a) (Teilstrich = 100 μm), *Chara baltica* (b) und *Chara hispida* (c) (beide 725 μm lang).

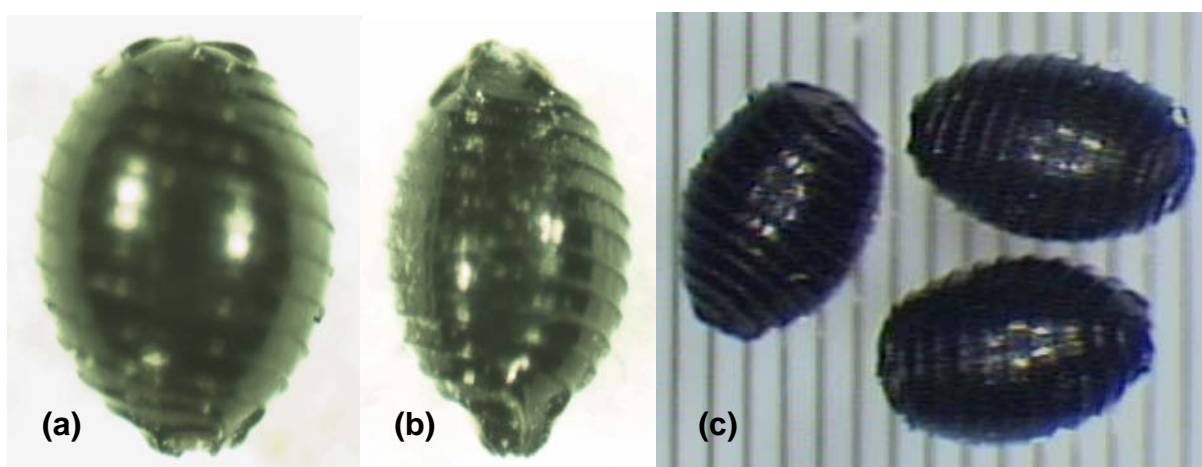


Abbildung 7: Diasporen von *Chara globularis/virgata* (a) (700 μm lang), *Chara vulgaris* (b) (450 μm lang) und der *Chara hispida/baltica*-Gruppe (c) (Teilstrich = 100 μm).

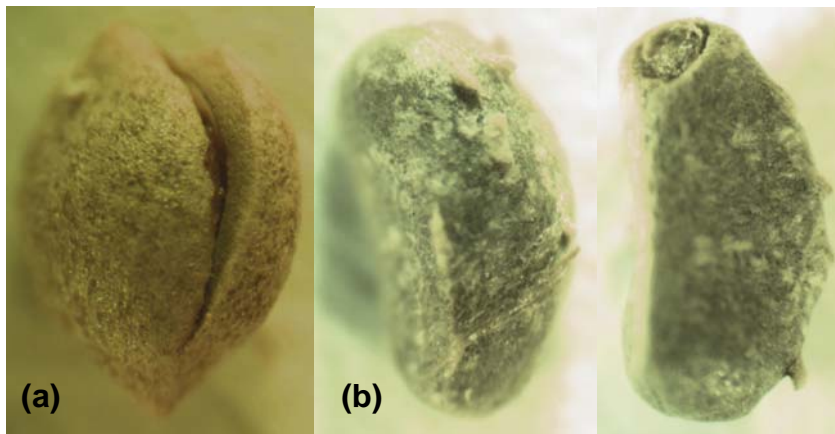


Abbildung 8: Samen von *Potamogeton pusillus/friesii* (a) (1,8 mm lang) und (b) von *Myriophyllum* sp. (1,6 mm lang).



Abbildung 9: Samen von *Ruppia cirrhosa* (kleinster Teilstrich = 100 μ m).

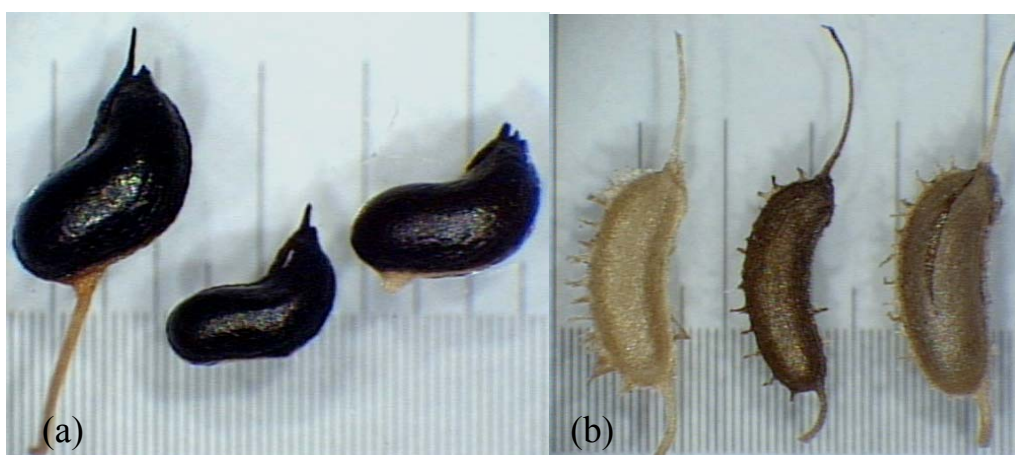


Abbildung 10: Samen von *Ruppia maritima* (a) und *Zannichellia palustris* (b) (kleinster Teilstrich = 100 μ m).

Keimungsversuche

Für die Keimungsversuche wurden die Sedimente beider Tiefenstufen von 5 Transekten (Großer Binnensee) bzw. 6 Transekten (Windebyer Noor) untersucht. Die Transekte wurden nach der Lage im See und der Vorjahresvegetation ausgewählt. Dies bedeutet, dass Transekte aus der Vegetationskartierung 2007 ausgewählt wurden, wo 2007 auch eine rezente Vegetation vorhanden war. Die 10 – 12 Proben wurden jeweils als Mischproben aus 4 Sedimentkernen (10 cm Durchmesser, 5 cm Höhe) mit 3 verschiedenen Salzgehalten im überstehenden Wasser angesetzt. Pro Salzstufe wurden je 3 Bechergläser als Keimungsversuch angelegt. Die Dicke der Sedimentschicht betrug 4 bis 5 cm, die mit ca. 9 bis 10 cm Wassersäule überschichtet wurden. Das Wasser wurde aus dem See entnommen, mit einem 0,45 µm Filter gefiltert und mit filtriertem Wasser aus der vorgelagerten Ostsee verdünnt, um entsprechend die Salinitäten von 4 und 8 PSU zu erreichen. Die Ansätze wurden bei 15 °C temperiert, mit Umgebungsluft belüftet und mit 100 µmol (\pm 20 µmol) Photonen pro m² in einem Rhythmus von 12:12 Stunden Hell/ Dunkelphase behandelt. Die Bechergläser wurden wöchentlich kontrolliert, um Keimlinge zu zählen, die Gläser zu reinigen und Wasser nachzufüllen. Das Bestimmen der Arten erfolgte erst zum Ende des Versuches. Die Versuchsanlage ist in Abbildung 11 dargestellt.



Abbildung 11: Anlage zur Durchführung des Keimungsversuches.

3.2 Sedimentuntersuchungen

Bestimmung der Trockenmasse sowie organischen Trockenmasse (Glühverlust)

Die Bestimmung des Anteils der Trockenmasse (TM) und des organischen TM (oTM) erfolgte durch Trocknung (12 h bei 105 °C) bzw. Verbrennung (4 h bei 550 °C) des Sedimentes nach den Methodenbeschreibungen von Schlungbaum (1979). Nach Abkühlung der Probentiegel im Exsikkator erfolgte die Auswage der Proben. Die verwendeten Formeln sind:

$$TM [\%] = 100 \cdot \frac{m_{105} - m_{leer}}{m_{frisch} - m_{leer}}$$

$$oTM [\%] = 100 - 100 \cdot \frac{m_{550} - m_{leer}}{m_{105} - m_{leer}}$$

m_{105} = Masse der befüllten Tiegel nach Trocknung bei 105°C (12 h)
 m_{550} = Masse der befüllten Tiegel nach Veraschung bei 550°C (4 h)
 m_{leer} = Leergewicht der Tiegel

Bestimmung des Orthophosphatgehaltes im Porenwasser des Sedimentes

Für die Bestimmung des Orthophosphatgehaltes im Porenwasser wurden ca. 50 g Frischsediment in Zentrifugenröhrchen eingewogen und die Proben bei 6000 Umdrehungen für 20 Minuten zentrifugiert. Im Anschluss wurde der Überstand über Glasfaserfilter filtriert und das Probevolumen mit Aqua dest. auf 25 ml aufgefüllt. Die Bestimmung des Phosphates erfolgte colorimetrisch. Phosphationen reagieren in saurer Lösung mit Ammoniummolybdat unter Bildung einer Phosphormolybdänsäure, die mit Ascorbinsäure zu Molybdänblau reduziert wird. Dieser Komplex wird photometrisch bei einer Wellenlänge von 660 nm in einer 5 cm Küvette gemessen (Molybdänblau-Methode nach Murphy & Riley 1962).

Bestimmung des Totalphosphors (TP) im Sediment

Die Bestimmung des Phosphorgehaltes im Sediment (TP) erfolgte nach Andersen (1976). Dazu wurden ca. 100-150 mg der Asche (550 °C verglüht) eingewogen und in einen Erlenmeyerkolben gefüllt. Dazu werden 25 ml 1 N HCl und Siedesteine gegeben. Die Proben werden 15 Minuten auf einer Heizplatte gekocht. Dabei werden die Erlenmeyerkolben mit Kühlbirnen (gefüllt mit Wasser) abgedeckt. Nach dem Abkühlen der Proben werden diese mit Glasfaserfiltern filtriert und mit Aqua dest. auf 100 ml aufgefüllt. Zur Phosphatbestimmung

werden die Proben verdünnt (je nach TP-Gehalt) und der pH-Wert wurde mittels Indikator auf 2,0 bis 4,0 eingestellt. Die Phosphatbestimmung erfolgt dann wie bei den Wasserproben.

Bestimmung der Phosphorbindungsformen im Sediment mittels sequenzieller Fraktionierung

Die Phosphorfraktionierung erfolgte modifiziert nach der Methode von Psenner et al. (1984). Mit dieser Methode lassen sich verschiedene Phosphorverbindungen aus dem Frischsediment extrahieren (Tab. 3). Im Unterschied zur Originalarbeit wurde nur aus der NaOH Extraktionslösung ein Gesamtaufschluss und der nicht reaktive Phosphor ermittelt. Arbeiten aus den Küstengewässer haben verdeutlicht, dass die anderen nichtreaktiven Fraktionen bedeutungslos für die Gesamtbilanz des Sedimentphosphors waren (Berghoff et al. 2000, Selig et al. 2005).

Tabelle 3: Extraktionsschritte der Phosphor-Fraktionierung modifiziert nach Psenner (1984) und Spezifizierung der einzelnen Phosphor-Fraktionen nach Hupfer (1995). SRP – soluble reactive phosphorus (löslicher, reaktiver Phosphor), NRP- nonreactive phosphorus (nichtreaktiver Phosphor)

Extraktionsmittel		extrahierbare Bindungsform	Zeit/ Temperatur	Bezeichnung
dest. H ₂ O	SRP	unmittelbar verfügbarer Phosphor, labil an Oberflächen gebunden	10 min/ 25°C	algenverfügbarer Phosphor
Bicarbonat- Dithionit = BD	SRP	unter reduzierenden Bedingungen löslicher Phosphor, an Eisen und Manganhydroxid gebundener Phosphor	30 min/ 40°C	redoxsensitiver Phosphor
Natriumhydroxid = NaOH	SRP	an Metalloxide und Tonminerale adsorbierter Phosphor, gegen OH-Ionen austauschbar	16 h/ 25°C	Aluminium gebundener Phosphor bzw.
	NRP	organischer Phosphor z.B. Zuckerphosphate, an Humin- und Fulvosäuren gebundener Phosphor		organischer Phosphor
Salzsäure = HCl	SRP	an Carbonate gebundener Phosphor	16 h/ 25°C	Calcium gebundener Phosphor

Für die Fraktionierung werden 1-2 g Frischsediment in ein Zentrifugenröhrchen eingewogen. Anschließend werden 50 ml Aqua dest. hinzugegeben und das Ganze 10 min bei Zimmertemperatur extrahiert. Danach werden die Proben 20 min bei 6000 U/min zentrifugiert und der Überstand abgegossen.

Anschließend werden 25 ml Bicarbonat Dithionit-Lösung auf das Sediment gegeben und 30 min im Wasserbad bei 40°C extrahiert. Eine Temperatur von 40°C erweist sich als günstig, da sich an Eisen gebundene Phosphate zum Großteil lösen, aber die hitzelabilen Phosphate aus benthischen Algen und Bakterien noch nicht. Danach erfolgt eine erneute Zentrifugation

und der Überstand wird wieder zur Bestimmung aufbewahrt. Dann erfolgt eine erneute Zugabe von 25 ml BD- Lösung und eine sofortige Zentrifugation (=Waschen). Der Überstand wird ebenfalls aufgehoben. In die Flaschen mit dem BD- Extrakt werden 0,5 ml 0,5 m EDTA-Lösung hinzugegeben. Es empfiehlt sich außerdem die Flaschen mindestens 1 Stunde offen an der Luft stehenzulassen, damit die Lösung oxidieren kann. Die vorherige Zugabe von EDTA verhindert das Ausfallen von Eisenphosphat während der Belüftung.

Im dritten Extraktionsschritt werden 25 ml 1 N NaOH auf die Probe gegeben und 16 Stunden bei Zimmertemperatur extrahiert und anschließend zentrifugiert sowie gewaschen. Danach werden 25 ml 0,5 N HCl-Lösung auf das Sediment gegeben und wie bei NaOH verfahren. Anschließend erfolgt wieder ein Waschschrift.

Die Extrakte werden kühl aufbewahrt und nur unmittelbar vor der Messung auf Zimmertemperatur gebracht. Durch Zugabe der Reagenzien wird die Probe angesäuert, so dass nicht nur Orthophosphat, sondern auch säurelabiles Phosphat mitbestimmt wird (Vogler 1965). Daher wird anstelle des Terminus Orthophosphat die Bezeichnung SRP (soluble reactive phosphorus) verwendet. Weiterhin wird mittels Mikrowellenaufschluss der Gesamtphosphor in der NaOH Fraktion gemessen. Der nichtreaktive Phosphor (NRP) wird aus der Differenz zwischen dem Gesamtphosphor-Gehalt und dem gelösten reaktiven Phosphor bestimmt und stellt den organischen Phosphorgehalt in der Sedimentprobe dar.

Bestimmung der Sauerstoffzehrung der Sedimentproben

Zur Bestimmung der Sauerstoffzehrung der Sedimente wurden je 5 g Frischsediment in Karlsruher Flaschen eingewogen. Von jeder Probe wurden drei Parallelproben angesetzt. Die Karlsruher Flasche wurden dann mit filtriertem Seewasser bzw. durch eine Wassergemisch aus Seewasser und Ostseewasser aufgefüllt. Dadurch wurden Ansätze mit 0/2 PSU, 4 PSU und 8 PSU untersucht. Bestimmung des Sauerstoffgehaltes erfolgte in einem 12 bzw. 24 Stunden Rhythmus über 5 Tage.

4 Untersuchungen der Diasporenbank und Keimungsfähigkeit

4.1 Diasporendichten in den Sedimenten der drei Seen

Diasporendichten im Großen Binnensee

Insgesamt wurden 16 verschiedene Arten bzw. Artengruppen im Großen Binnensee gefunden (Tab. 4). In diesem See kommen typische Salzwasserarten der Angiospermen wie *Zostera marina* und *Zostera noltii* nicht vor. Für *Potamogeton pectinatus*, das in der Vegetation des Vorjahres häufig auftrat, konnte kein Nachweis an Diasporen (Samen, Turionen) erbracht werden. Das ist nicht untypisch, da Samen dieser Art nur selten im

Sediment zu finden sind. Dagegen tritt *Potamogeton pusillus/friesii* relativ häufig im Sediment auf; zwei Arten, die durch Sagert et al. 2007 sowie bei der Kartierung im Jahr 2000 (Stuhr 2000) auch in der Vegetation nachgewiesen werden konnten. *Myriophyllum* sp. konnte ebenfalls im Sediment mit geringer Diasporendichte nachgewiesen werden, wobei *Myriophyllum spicatum* sowohl in der Vorjahresvegetation als auch bei der Untersuchung im Jahr 2000 auftrat. Das trifft ebenfalls für *Zannichellia palustris* zu. Von *Ruppia* sp. findet man dagegen relativ viele Samen im Sediment, die beiden Arten konnten dagegen in den vorausgehenden beiden Kartierungen nicht nachgewiesen werden.

Tabelle 4: Mittlere Diasporendichten (SD = Standard Deviation) im Großen Binnensee.

Art / Artengruppe			0,5 m	1,5 m	Gesamt	
(n = 15)	Masse	n	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anteil
	[mg]		[m ⁻²]	[m ⁻²]	[m ⁻²]	[%]
<i>Zannichellia palustris</i>	0,294	3	1075 (1077)	1542 (1740)	1308 (1441)	2,25
<i>Ruppia maritima</i>	0,171	5	8 (32)	108 (386)	58 (274)	0,10
<i>Ruppia cirrhosa</i>	0,540	3	133 (277)	308 (938)	221 (685)	0,38
<i>Potamogeton pusillus/friesii</i>	0,518	5	550 (1307)	42 (102)	296 (947)	0,51
<i>Myriophyllum</i> sp.	0,846	5	42 (131)	0	21 (93)	0,04
<i>Chara aspera</i> (zylindr. Form)	0,014	6	1858 (3798)	1083 (1484)	1471 (2860)	2,53
<i>Chara aspera/canescens</i>	0,029	6	6958 (11478)	4358 (6098)	5658 (9127)	9,73
<i>Chara vulgaris/contraria</i>	0,019	6	8950 (13901)	1525 (1865)	5238 (10451)	9,00
<i>Chara aspera/vulgaris</i>	0,024	12	31750 (38621)	11483 (10672)	21617 (29686)	37,17
<i>Chara aspera/globularis/virgata</i>	0,047	9	500 (1221)	358 (933)	429 (1070)	0,74
<i>Chara globularis/virgata</i>	0,083	3	808 (3131)	33 (129)	421 (2212)	0,72
<i>Chara hispida</i>	0,031	6	2467 (5412)	333 (659)	1400 (3940)	2,41
<i>Chara baltica</i>	0,020	6	100 (387)	42 (131)	71 (286)	0,12
<i>Chara globularis/virgata/hispida/baltica</i>	0,037	15	1075 (1307)	308 (488)	692 (1045)	1,19
<i>Chara hispida/baltica</i>	0,026	12	458 (1024)	183 (519)	321 (810)	0,55
<i>Tolypella nidifica</i>	0,012	6	22558 (29208)	15325 (30036)	18942 (29341)	32,57
Oosporen gesamt	-	-	77483 (77335)	35033 (41433)	56258 (64669)	-

Aus der Gruppe der Characeen sind Süß- und Salzwasserarten im Sediment zu finden. Die höchsten Diasporendichten und -anteile werden von der *Chara aspera/vulgaris*-Gruppe und *Tolypella nidifica* erreicht (Tab. 4, Abb. 12). Dies wurde auch in den Küstengewässern der Ostsee wie Salzhaff, Schlei, Dassower See und Darss-Zingster-Boddenkette so vorgefunden (Selig und Steinhardt 2008). Ebenfalls hohe Diasporendichten haben *Chara aspera/canescens* und *Chara vulgaris/contraria* gefolgt von *Chara hispida* und der *Chara*

globularis/virgata/hispida/baltica-Gruppe. Die hohen Diasporendichten der letzten Gruppe sind aber auch durch das Zusammenfassen verschiedener Diasporentypen bedingt. Auch dieses Ergebnis bestätigt die Erkenntnisse aus anderen Gewässern, dass die etwas größeren Diasporen der Characeen mit geringerer Diasporendichte im Sediment vorkommen (Steinhardt & Selig 2007).

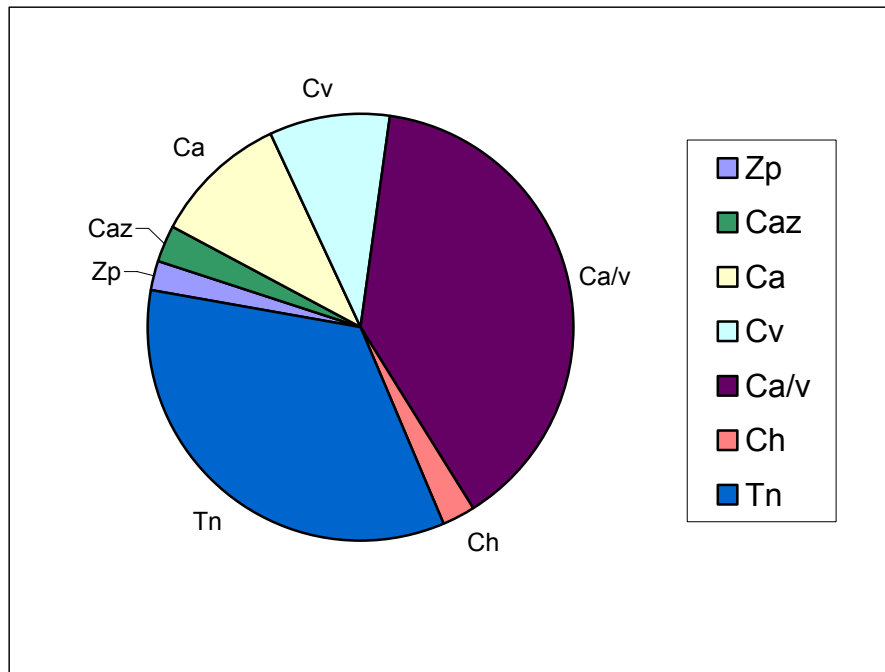


Abbildung 12: Anteile der Diasporen (> 2 %) an der gesamten Diasporenbank im Großen Binnensee (exakte Werte vgl. Tabelle 4), Ca/v: *Chara aspera/vulgaris*, Ch: *Chara hispida*, Tn: *Tolypella nidifica*, Zp: *Zannichellia palustris*, Caz: *Chara aspera* (längliche Form), Ca: *Chara aspera/canescens*, Cv: *Chara vulgaris/contraria*.

Zu den seltenen Arten im Großen Binnensee gehören *Ruppia maritima*, *Myriophyllum* sp. und *Chara baltica*. Die geringen Diasporendichten der beiden erstgenannten Arten sind nicht ungewöhnlich für Arten, die Diasporen mit einer vergleichsweise großen Masse haben. Das seltene Auftreten von *Chara baltica* steht ebenfalls in Zusammenhang mit der relativ großen Masse der Diasporen dieser Art. Bei dieser Art wirken sich sicherlich ebenfalls die für sie ungünstigen Salinitätsverhältnisse auf die geringeren Diasporendichten im Sediment aus. Das bedeutet, dass diese Art nur selten in der Vegetation vorgekommen sein kann. Eine weitere Varietät einer Art, die in der Diasporenbank auftritt, ist die längliche Form von *Chara aspera*. Diese ist ein Zeiger für Süßwasser und charakterisiert somit die Verhältnisse in diesem See. Sie kommt im Großen Binnensee mit den höchsten Diasporendichten im Vergleich zu den anderen beiden Seen vor.

Diasporendichten im Windebyer Noor

Im Windebyer Noor wurden 8 Arten- bzw. Artengruppen gefunden (Tab. 5). Die Diasporenbank des Windebyer Noors ist durch das Fehlen einiger Angiospermen und Characeen im Vergleich zum Großen Binnensee gekennzeichnet. Im Windebyer Noor treten *Ruppia maritima*, *Potamogeton pusillus/friesii* und *Myriophyllum* sp. sowie *Chara globularis/virgata* und *Chara baltica* nicht auf. Typische Salzwasserarten treten erwartungsgemäß in der Diasporenbank nicht auf. Für *Potamogeton* sp. konnten keine Nachweise für die Diasporenbank in Form von Samen erbracht werden. *Potamogeton pectinatus* trat in der Vorjahresvegetation (Sagert et al. 2007) auf, *Potamogeton pusillus/friesii* konnte dagegen im Windebyer Noor in der Vegetation nicht nachgewiesen werden.

Tabelle 5: Mittlere Diasporendichten (SD) im Windebyer Noor.

Art / Artengruppe	0,5 m	1,5 m	Gesamt	
(n = 15)	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anteil
	[m ⁻²]	[m ⁻²]	[m ⁻²]	[%]
<i>Zannichellia palustris</i>	125 (230)	158 (388)	142 (316)	0,20
<i>Ruppia maritima</i>	0	0	0	0
<i>Ruppia cirrhosa</i>	63 (95)	50 (114)	56 (103)	0,08
<i>Potamogeton pusillus/friesii</i>	0	0	0	0
<i>Myriophyllum</i> sp.	0	0	0	0
<i>Chara aspera</i> (längliche Form)	446 (931)	83 (323)	259 (699)	0,36
<i>Chara aspera/canescens</i>	15438 (26475)	4983 (8553)	10030 (19755)	13,89
<i>Chara vulgaris/contraria</i>	27955 (36040)	58433 (145355)	43720 (106805)	60,52
<i>Chara aspera/vulgaris</i>	12152 (13890)	6333 (8599)	9142 (11632)	12,66
<i>Chara aspera/globularis/virgata</i>	0	0	0	0
<i>Chara globularis/virgata</i>	0	0	0	0
<i>Chara hispida</i>	0	33 (129)	17 (93)	0
<i>Chara baltica</i>	0	0	0	0
<i>Chara globularis/virgata</i> <i>hispida/baltica</i>	0	0	0	0
<i>Chara hispida/baltica</i>	0	0	0	0
<i>Tolypella nidifica</i>	8598 (11155)	9125 (13907)	8871 (12432)	12,28
Oosporen gesamt	52438 (68578)	72658 (155920)	62897 (120186)	-

Diasporen von *Myriophyllum* sp. konnten im Sediment nicht nachgewiesen werden, wobei *Myriophyllum* sp. auch in der Vorjahresvegetation nicht auftrat. *Zannichellia palustris* dagegen kommt sowohl in der Diasporenbank als auch in der Vegetation des Jahres 2007

vor. Von *Ruppia cirrhosa* findet man Samen in der Diasporenbank, obwohl diese Art nicht in der Vegetation nachgewiesen werden konnte.

Aus der Gruppe der Characeen sind Süß-, Salzwasser- und salzwassertolerante Arten im Sediment zu finden. Die mittleren Oosporendichten insgesamt sind im Großen Binnensee und im Windebyer Noor in der gleichen Größenordnung (Tab. 4, 5). Unterschiede ergeben sich in der Verteilung auf die Arten und Artengruppen. Die höchsten Diasporendichten und -anteile werden von *Chara vulgaris/contraria* erreicht, sie sind ca. zehn Mal höher als im Großen Binnensee (Tab. 5, Abb. 13). Dagegen ist die Diasporendichte von *Tolypella nidifica* in etwa halb so groß wie im Großen Binnensee. Diasporendichten in derselben Größenordnung wie von *Tolypella nidifica* werden von *Chara aspera/canescens* und der *Chara aspera/vulgaris*-Gruppe erreicht. Bei letzterer kommen diese hohen Diasporendichten wiederum durch das Zusammenfassen von Arten zu einer Gruppe zustande.

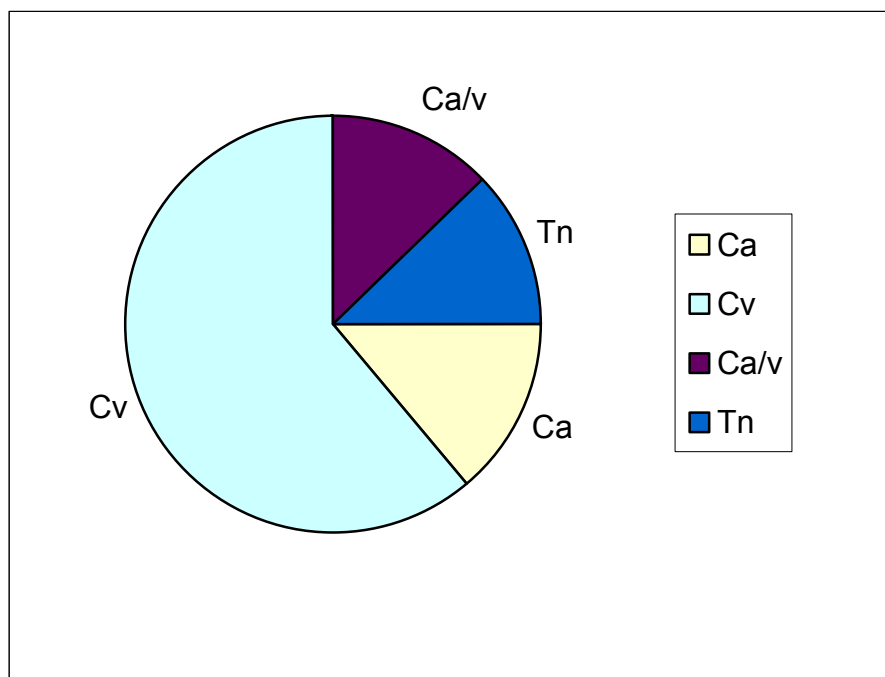


Abbildung 13: Anteile der Diasporen (> 2%) an der gesamten Diasporenbank im Windebyer Noor (exakte Werte vgl. Tabelle 5), Ca/v: *Chara aspera/vulgaris*, Tn: *Tolypella nidifica*, Ca: *Chara aspera/canescens*, Cv: *Chara vulgaris/contraria*.

Zu den seltenen Arten im Windebyer Noor zählen *Ruppia cirrhosa* und *Chara hispida*. Für beide Arten ist das nicht untypisch, da sie relativ große Diasporenmassen haben (Steinhardt & Selig 2007). Interessant ist die wesentlich geringere Diasporendichte von *Chara aspera* (längliche Form) im Vergleich zum Großen Binnensee. Dieser Unterschied steht im Zusammenhang mit dem vergleichsweise höheren Salzgehalt im Windebyer Noor.

Diasporendichten im Sehlendorfer Binnensee

13 Arten und Artengruppen wurden im Sehlendorfer Binnensee vorgefunden (Tab. 6). Das Artenspektrum liegt für diesen See zwischen dem des Großen Binnensees und dem des Windebyer Noors. Kennzeichnend ist das Auftreten der Salzwasserart *Zostera marina* in der Diasporenbank im Zusammenhang mit dem Auftreten in der Vegetation des Vorjahres. Für *Zannichellia palustris* und *Ruppia cirrhosa* konnte ebenfalls die Übereinstimmung zwischen dem Auftreten in der Diasporenbank und in der Vorjahresvegetation gefunden werden. In diesem See gibt es wie im Windebyer Noor *Potamogeton pusillus/friesii* in der Diasporenbank, jedoch konnte diese Art in der Vegetation nicht nachgewiesen werden (Sagert et al. 2007). *Ruppia maritima* wurde ebenfalls in der Diasporenbank aber nicht im Jahr 2007 in der Vegetation gefunden. *Potamogeton pectinatus* trat dagegen in der Vorjahresvegetation auf, hat jedoch keine Diasporen im Sediment.

Tabelle 6: Mittlere Diasporendichten (SD) im Sehlendorfer Binnensee.

Art / Artengruppe (n = 20)	0,5 m	
	Anzahl [m ⁻²]	Anteil [%]
<i>Zostera marina</i>	19 (61)	0,10
<i>Zannichellia palustris</i>	675 (833)	4,50
<i>Ruppia maritima</i>	75 (200)	0,50
<i>Ruppia cirrhosa</i>	588 (758)	3,92
<i>Potamogeton pusillus/friesii</i>	13 (38)	0,08
<i>Myriophyllum</i> sp.	6 (28)	0,04
<i>Chara aspera</i> (längliche Form)	0	0
<i>Chara aspera/canescens</i>	2855 (6879)	19,06
<i>Chara vulgaris/contraria</i>	242 (617)	1,62
<i>Chara aspera/vulgaris</i>	3149 (2849)	21,03
<i>Chara aspera/globularis/virgata</i>	0	0
<i>Chara globularis/virgata</i>	0	0
<i>Chara hispida</i>	431 (985)	2,88
<i>Chara baltica</i>	25 (112)	0,17
<i>Chara globularis/virgata/hispida/baltica</i>	25 (112)	0,17
<i>Chara hispida/baltica</i>	0	0
<i>Tolypella nidifica</i>	6872 (10032)	45,89
Oosporen gesamt	10450 (12477)	-

Bei den Characeen sind sowohl Süß- als auch Salzwasserarten zu finden. Die mittleren Oosporendichten sind in der untersuchten Tiefenstufe von 0,5 m wesentlich geringer als in den anderen beiden Seen. Die höchste Diasporendichte und den höchsten Anteil hat in diesem See *Tolypella nidifica* (Tab. 6, Abb. 14), die in etwa der des Windebyer Noors entspricht. Ebenfalls hohe Diasporendichten treten bei der *Chara aspera/canescens*- und *Chara aspera/vulgaris*-Gruppe auf. Diese sind jedoch auch wesentlich geringer als in den anderen beiden Seen. Besonders auffällig ist die geringe Diasporendichte von *Chara vulgaris/contraria* im Sehlendorfer Binnensee im Vergleich zu den anderen beiden Seen.

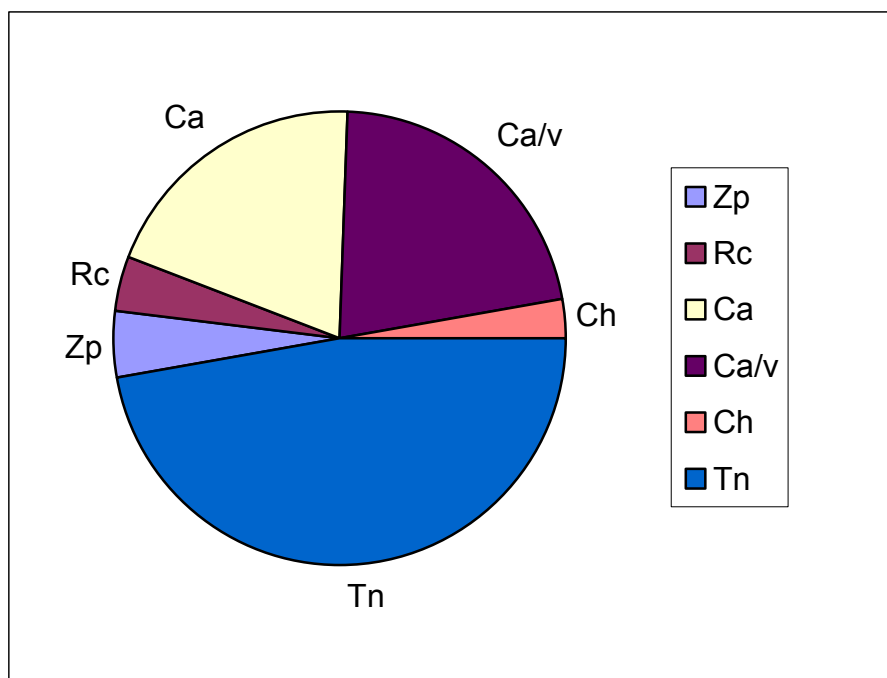


Abbildung 14: Anteile der Diasporen (> 2 %) an der gesamten Diasporenbank im Sehlendorfer Binnensee (exakte Werte vgl. Tabelle 6), Ca/v: *Chara aspera/vulgaris*, Ch: *Chara hispida*, Tn: *Tolypella nidifica*, Zp: *Zannichellia palustris*, Rc: *Ruppia cirrhosa*, Ca: *Chara aspera/canescens*.

Zu den Arten mit geringer Diasporendichte in diesem See gehören *Potamogeton pusillus/friesii*, *Myriophyllum* sp., *Chara baltica*, die *Chara globularis/virgatal/hispidal/baltica*-Gruppe und *Zostera marina*. Alle diese Arten(gruppen) haben relativ große Diasporen und sind aufgrund dessen auch nur selten in der Diasporenbank zu erwarten. Das Fehlen von *Chara aspera* (längliche Form) als Zeiger für Süßwasserverhältnisse ist kennzeichnend für die höheren Salzgehalte im Sehlendorfer Binnensee.

4.2 Tiefenabhängigkeit der Diasporendichten in den Untersuchungsgewässern

Zur Darstellung der Unterschiede der Diasporendichten in den untersuchten Tiefenstufen wurden jeweils die 15 (Großer Binnensee, Windebyer Noor) bzw. 20 (Sehlendorfer Binnensee) Werte der Transekte gemittelt. Für jede Art wurden so die mittleren Diasporendichten der jeweiligen Tiefenstufe errechnet.

Großer Binnensee

Die Angiospermen haben bis auf *Potamogeton pusillus/friesii* in 0,5 m Wassertiefe eine geringere Diasporendichte als in 1,5 m Wassertiefe (Abb. 15). Besonders deutlich wird das bei *Ruppia maritima*. *Myriophyllum* sp. tritt sogar ausschließlich in 0,5 m Wassertiefe auf. Bei den Characeen verhält es sich genau umgekehrt, diese haben in 0,5 m Wassertiefe höhere Diasporendichten als im tiefen Bereich. Dabei sind die Unterschiede für *Chara globularis/virgata* und *Chara hispida* besonders deutlich.

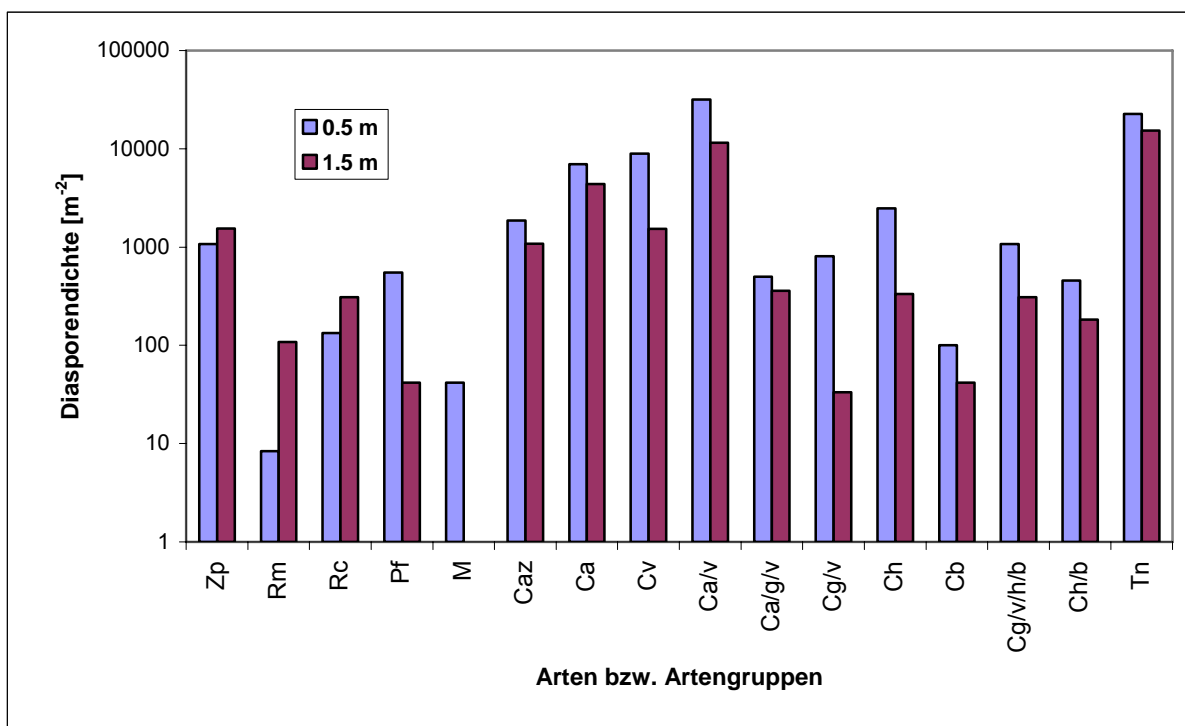


Abbildung 15: Diasporendichten der Arten und Artengruppen im Großen Binnensee für beide untersuchten Tiefenstufen, Zp: *Zannichellia palustris*, Rm: *Ruppia maritima*, Rc: *Ruppia cirrhosa*, Pf: *Potamogeton pusillus/friesii*, M: *Myriophyllum* sp., Caz: *Chara aspera* (längliche Form), Ca: *Chara aspera/canescens*, Cv: *Chara vulgaris/contraria*, Ca/v: *Chara aspera/vulgaris*, Ca/g/v: *Chara aspera/globularis/virgata*, Cg/v: *Chara globularis/virgata*, Ch: *Chara hispida*, Cb: *Chara baltica*, Cg/v/h/b: *Chara globularis/virgata/hispida/baltica*, Ch/b: *Chara hispida/baltica*, Tn: *Tolypella nidifica*.

Windebyer Noor

Die Tiefenverteilung zeigt für diesen See keine deutlichen Tendenzen wie im Großen Binnensee. Für *Zannichellia palustris* ist die Diasporendichte in 0,5 m Wassertiefe geringer als in 1,5 m Wassertiefe ähnlich dem Großen Binnensee, jedoch ist die Diasporendichte von *Ruppia cirrhosa* in 0,5 m höher als in 1,5 m Wassertiefe (Abb. 16). Für *Chara aspera* (längliche Form), *Chara aspera/canescens* und die *Chara aspera/vulgaris*-Gruppe ist die Diasporendichte wie im Großen Binnensee in 0,5 m Wassertiefe höher als in 1,5 m Wassertiefe. Bei *Chara vulgaris/contraria* und *Tolypella nidifica* ist das Verhältnis umgekehrt. *Chara hispida* tritt sogar nur in 1,5 m Wassertiefe auf.

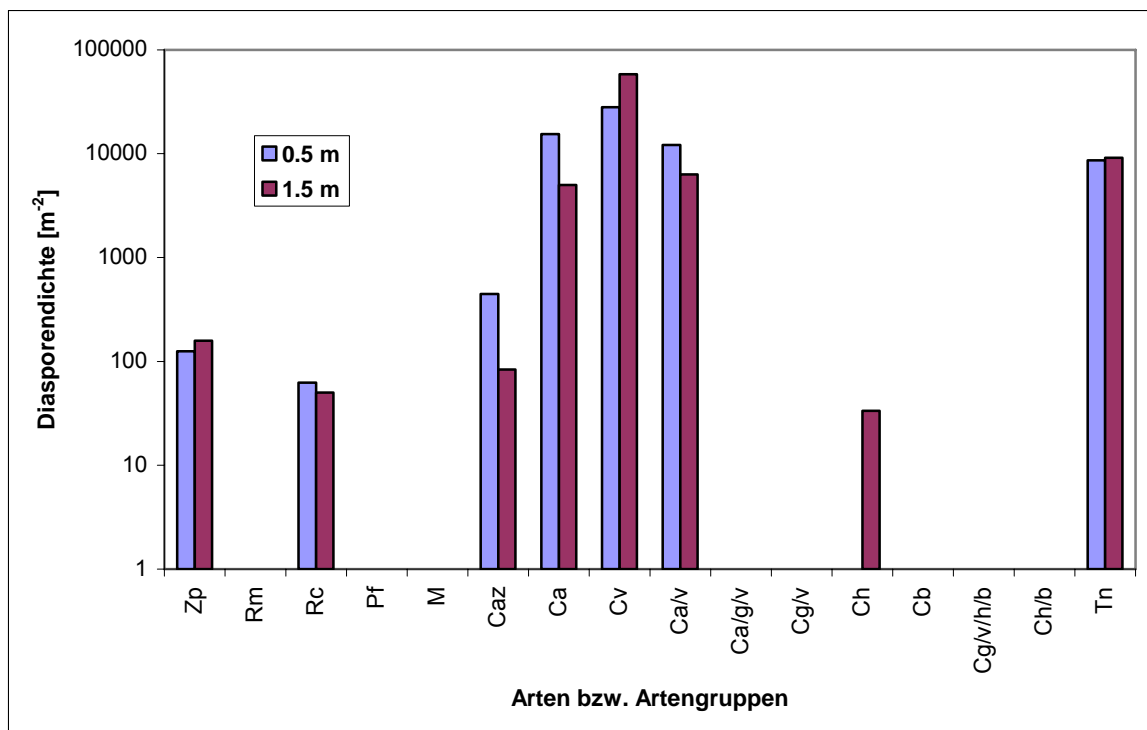


Abbildung 16: Diasporendichten der Arten und Artengruppen im Windebyer Noor für beide untersuchten Tiefenstufen, Zp: *Zannichellia palustris*, Rm: *Ruppia maritima*, Rc: *Ruppia cirrhosa*, Pf: *Potamogeton pusillus/friesii*, M: *Myriophyllum* sp., Caz: *Chara aspera* (längliche Form), Ca: *Chara aspera/canescens*, Cv: *Chara vulgaris/contraria*, Ca/v: *Chara aspera/vulgaris*, Ca/g/v: *Chara aspera/globularis/virgata*, Cg/v: *Chara globularis/virgata*, Cg/v/h/b: *Chara globularis/virgata/hispida/baltica*, Ch/b: *Chara hispida/baltica*, Tn: *Tolypella nidifica*.

Sehendorfer Binnensee

Ein Vergleich von beiden Tiefenstufen innerhalb des Sees ist beim Sehendorfer Binnensee nicht möglich. Es zeigt sich, dass die Diasporenbank der Angiospermen in 0,5 m Wassertiefe qualitativ ungefähr der des Großen Binnensees entspricht. Die Diasporendichten der Characeen sind jedoch wesentlich geringer als in den beiden anderen Seen (Tab. 4, 5, 6,

Abb. 17). Aufgrund der niedrigeren Diasporendichten ist anzunehmen, dass dieser See seit längerem nur eine geringe Vegetationsdeckung an Characeen gehabt hat.

Das Diasporenreservoir des Sehlendorfer Binnensees ist durch dieselben Angiospermen wie im Großen Binnensee gekennzeichnet. Zusätzlich tritt *Zostera marina* als eine Art auf, die den höheren Salzgehalt des Sees charakterisiert. Dieser wird ebenfalls durch das Fehlen der länglichen Form von *Chara aspera* deutlich, die typisch für Süßwasser ist (Soulié-Märsche 1989). Ebenfalls fallen *Chara globularis/virgata* aus, die im Großen Binnensee in dieser Tiefenstufe auftreten, im Windebyer Noor jedoch nicht.

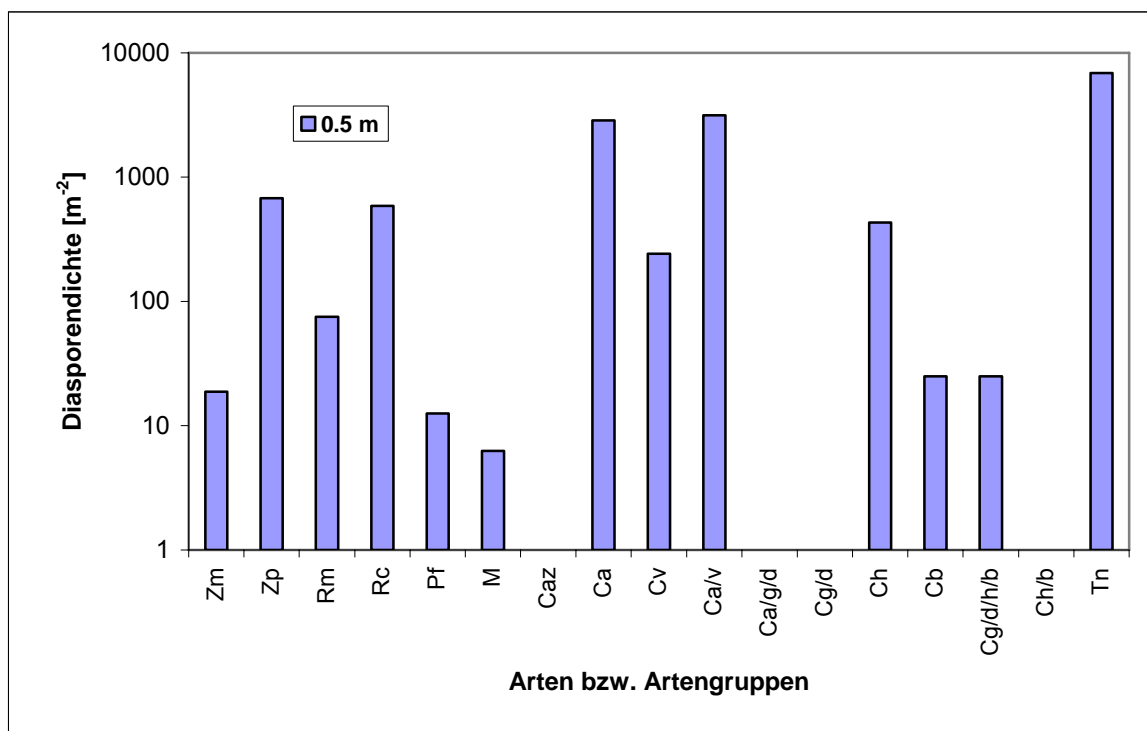


Abbildung 17: Diasporendichten der Arten und Artengruppen im Sehlendorfer Binnensee für die untersuchte Tiefenstufe von 0,5 m, Zp: *Zannichellia palustris*, Rm: *Ruppia maritima*, Rc: *Ruppia cirrhosa*, Pf: *Potamogeton pusillus/friesii*, M: *Myriophyllum* sp., Caz: *Chara aspera* (längliche Form), Ca: *Chara aspera/canescens*, Cv: *Chara vulgaris/contraria*, Ca/v: *Chara aspera/vulgaris*, Ca/g/v: *Chara aspera/globularis/virgata*, Cg/v: *Chara globularis/virgata*, Ch: *Chara hispida*, Cb: *Chara baltica*, Cg/v/h/b: *Chara globularis/virgata/hispida/baltica*, Ch/b: *Chara hispida/baltica*, Tn: *Tolypella nidifica*.

4.3 Horizontale Verteilung der Diasporendichten

In den Seen wurden von allen Transekten (Lage siehe Abb. 2, 3, 4) die Diasporendichten von den beiden Tiefen 0,5 m und 1,5 m gemittelt, um Unterschiede hinsichtlich der einzelnen Transekte innerhalb der Seen zu überprüfen. Für die Diskussion wurden drei Characeenarten(gruppen) beispielhaft ausgewählt, die eindeutig (bis maximal zwei Arten/Gruppe) bestimmbar waren, über den gesamten See verteilt sind und unterschiedliche

Ansprüche an den Salzgehalt haben. Die Abbildungen 18, 20 und 22 zeigen die Diasporendichten, die an den betrachteten Standorten auftreten. Ergänzend zu den drei Characeen wurden einige Angiospermen betrachtet (Abb. 19, 21, 23).

Großer Binnensee

Für die drei Characeen Arten wird erkennbar, dass sie in Mündungsnähe der Kossau tendenziell mit geringeren Diasporendichten oder gar nicht vorkommen (T1 bis T3 - siehe Abb. 2, Abb. 18). Erst zwischen Transekt 4 und 18 sind die drei Arten durchgängig vorhanden. Im nordöstlichen Teil des Sees (Transekte 6 - 17) sind die Diasporendichten für alle drei Arten im Mittel höher als im südwestlichen Teil des Sees (Transekte 1 - 5, 18, 19). Das sich dieser Zusammenhang für alle drei Artengruppen zeigt, kann er nicht durch die Salinität bedingt sein. Besonders auffällig sind die Diasporenmaxima von *Chara aspera/canescens* und *Chara vulgaris/contraria* bei den Transekten 6 und 16, die ebenfalls im nordöstlichen Teil des Sees liegen. Die Transekte T7, T8 und T14 haben sehr hohe Diasporendichten für *Tolypella nidifica*. Da diese Transekte in Buchten des Sees liegen, kommt es hier offenbar verstärkt zur Ablagerung der kleinen Diasporen von *Tolypella nidifica*.

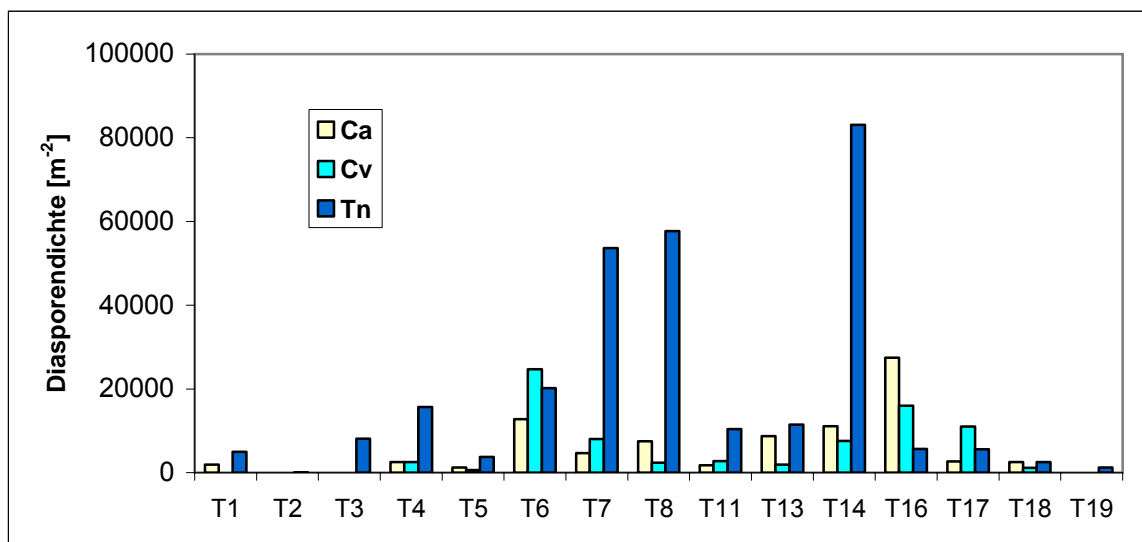


Abbildung 18: Diasporendichten der Characeen für die Transekte des Großen Binnensees (Ca: *Chara aspera/canescens*, Cv: *Chara vulgaris/contraria*, Tn: *Tolypella nidifica*).

In Abbildung 19 sind für den Großen Binnensee die Angiospermen dargestellt. Hierbei wird deutlich, dass *Zannichellia palustris* in allen Bereichen des Sees vorkommt, jedoch im windgeschützten südwestlichen Bereich des Sees (Transekte 1 - 8) mit höheren Diasporendichten auftritt. *Potamogeton pusillus/friesii* kommt ebenfalls vorrangig in diesem Bereich des Sees vor. Das Vorkommen der Diasporen von *Myriophyllum* sp. beschränkt sich

auf zwei Transekte, die ebenfalls in diesem Bereich des Sees liegen. *Ruppia cirrhosa* Samen treten dagegen überwiegend im wellenexponierten nordöstlichen Teil des Sees auf. Von dieser Art ist bekannt, dass die schweren Diasporen überwiegend in der Herkunftsvegetation abgelagert werden (Steinhardt & Selig 2007). Diese Zusammenhänge zeigen, dass *R. cirrhosa* früher in diesem Bereich des Sees gewachsen sein könnte.

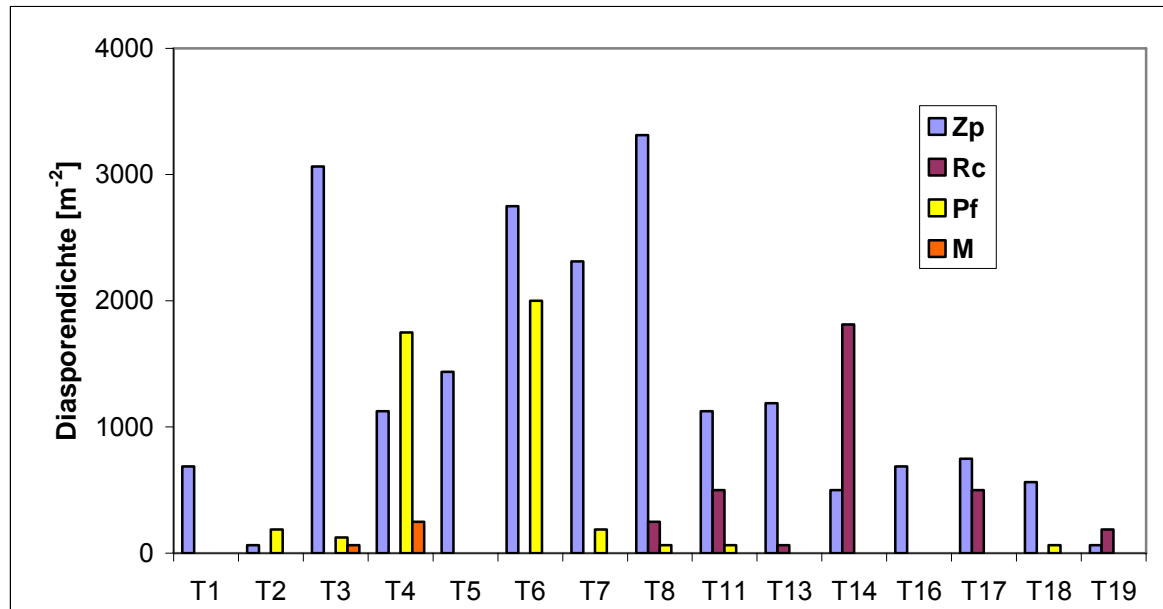


Abbildung 19: Diasporendichten der Angiospermen für die Transekte des Großen Binnensees (Zp: *Zannichellia palustris*, Rc: *Ruppia cirrhosa*, Pf: *Potamogeton pusillus/friesii*, M: *Myriophyllum* sp.).

Windebyer Noor

Für das Windebyer Noor wird deutlich, dass mit Ausnahme des Transektes T15 die Diasporendichten und Artenzahl im westlichen windgeschützten Teil des Sees (Transekte: T3 - T9) höher sind als im windexponierten Bereich (Abb. 3, Abb. 20).

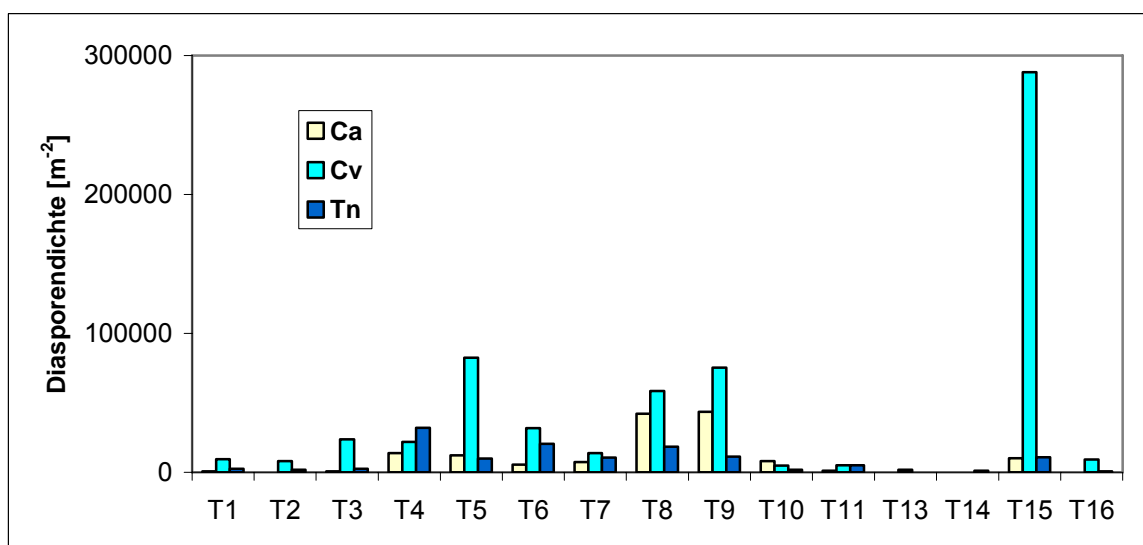


Abbildung 20: Diasporendichten der Characeen für die Transekte des Windebyer Noors (Ca: *Chara aspera/canescens*, Cv: *Chara vulgaris/contraria*, Tn: *Tolypella nidifica*).

Besonders deutlich wird das für *Chara aspera/canescens* und *Tolypella nidifica*. Im Vergleich zum Großen Binnensee hat das Windebyer Noor keine ausgeprägten Buchten, in denen sich verstärkt Diasporen ablagern. Im Falle der Angiospermen zeigt sich eine verstärkte Akkumulation von *Zannichellia palustris* Samen im windgeschützten Teil des Sees (Transekte: T1 - T9), wogegen Samen von *Ruppia cirrhosa* auch im windexponierten nordwestlichen Bereich des Sees zu finden sind (Abb. 21). Diese Zusammenhänge ähneln den Ablagerungstendenzen im Großen Binnensee. *Potamogeton pusillus/friesii* und *Myriophyllum* sp. treten im Windebyer Noor nicht auf.

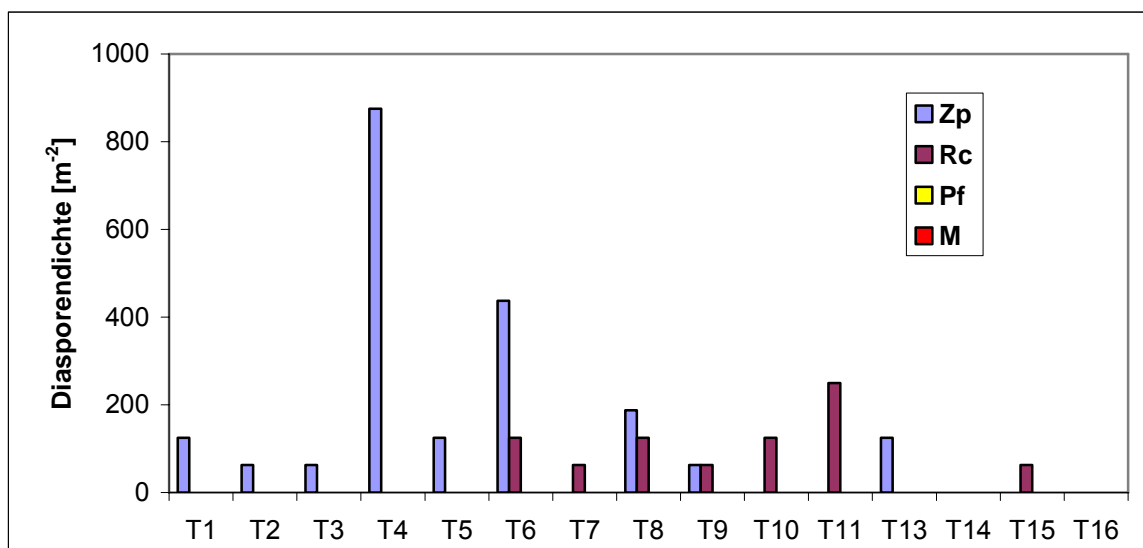


Abbildung 21: Diasporendichten der Angiospermen für die Transekte des Windebyer Noors (Zp: *Zannichellia palustris*, Rc: *Ruppia cirrhosa*, Pf: *Potamogeton pusillus/friesii*, M: *Myriophyllum* sp.).

Sehlendorfer Binnensee

Im Sehlendorfer Binnensee lässt sich keine horizontale schwerpunktmäßige Verbreitung der Characeen Diasporen erkennen (Abb. 22). Auffällig ist, dass *Chara aspera/canescens* und *Tolypella nidifica* relativ gleichmäßig im See verteilt auftreten, wogegen *Chara vulgaris/contraria* nur vereinzelt vorhanden ist. Da dieser See einen Salzgradienten hat wird deutlich, dass es auch unter diesen Bedingungen nicht zur entsprechenden salinitätsabhängigen Ablagerung von Diasporen kommt.

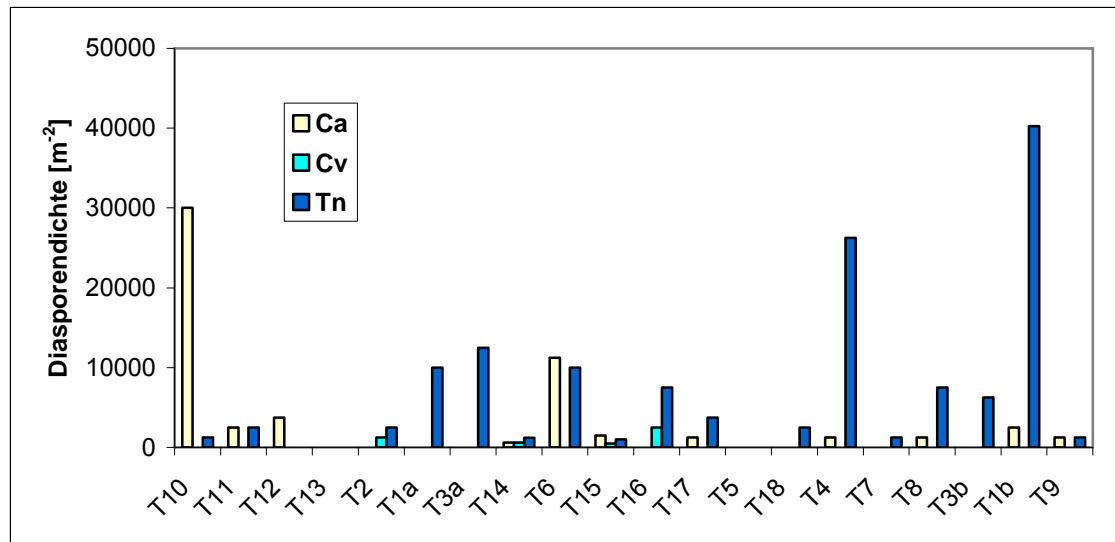


Abbildung 22: Diasporendichten der Characeen für die Transekte des Sehlendorfer Binnensees (Ca: *Chara aspera/canescens*, Cv: *Chara vulgaris/contraria*, Tn: *Tolypella nidifica*).

Im Falle der Angiospermen dominiert *Ruppia cirrhosa* im östlichen Teil des Sees (Transekte: T3b, T4 - T8, T14 - T18) der durch einen höheren Salzgehalt geprägt ist (Abb. 4, Abb. 23). *Potamogeton pusillus/friesii* und *Myriophyllum* sp. treten nur verstreut in der Diasporenbank auf. *Zannichellia palustris* ist dagegen im gesamten See relativ gleichmäßig zu finden.

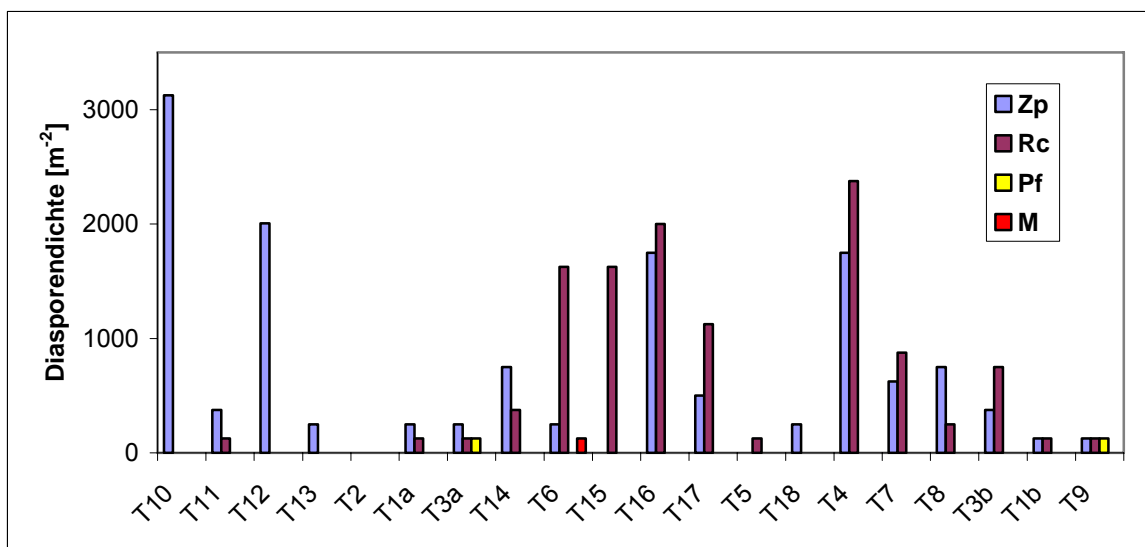


Abbildung 23: Diasporendichten der Angiospermen für die Transekte des Sehlendorfer Binnensees (Zp: *Zannichellia palustris*, Rc: *Ruppia cirrhosa*, Pf: *Potamogeton pusillus/friesii*, M: *Myriophyllum* sp.).

4.4 Vertikale Verteilung der Diasporendichten in Sedimentkernen des Sehlendorfer Binnensees

Im Sehlendorfer Binnensee wurde in beiden Seeteilen je eine Sedimentprobe bis 30 cm Sedimenttiefe genommen, der aus je 4 Teilkernen bestand (Lage siehe Abb. 4). Diese Proben wurden in 6 je 5 cm dicke Sedimentschichten geteilt und die je 4 entsprechenden

Tiefenabschnitte als Mischprobe vereint. In der folgenden Abbildung 24 sind für die drei häufigsten Angiospermen und Characeen(gruppen) die Tiefenverteilungen im Sediment für die beiden Proben dargestellt. In beiden Kernen wird deutlich, dass alle Arten(gruppen) in älteren (tieferen) Sedimentschichten häufiger oder überhaupt erst auftreten als in jüngeren Sedimentschichten. Als Ursachen für die Ausprägung der unterschiedlichen Diasporendichten in den Sedimentschichten können Bioturbation, die unterschiedliche Produktion von Diasporen in der Vergangenheit und die Ablagerung der Diasporen im Sediment diskutiert werden. Wobei in diesem Zusammenhang die Diasporengröße, Verbreitungs- und Überdauerungsstrategien der einzelnen Arten eine Rolle spielen. Aus diesen genannten Gründen lassen sich nur bedingt und mit Vorbehalt Aussagen zur historischen Vegetationsdichte und Artenverbreitung treffen. In den oberen 5 cm der Kerne findet man von den Arten, die in der rezenten Vegetation 2007 vorkamen nur *Zannichellia palustris*. Zusätzlich treten jedoch die *Chara aspera/vulgaris*-Gruppe und *Tolypella nidifica* auf.

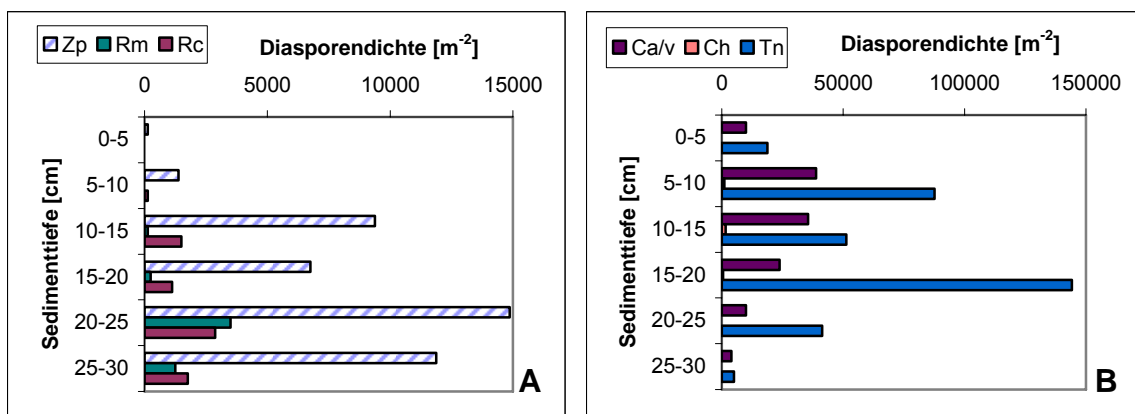


Abbildung 24: Diasporendichten der Angiospermen (A) und der Characeen (B) von Kern 1 des Sehlendorfer Binnensees (Zp: *Zannichellia palustris*, Rm: *Ruppia maritima*, Rc: *Ruppia cirrhosa*, Ca/v: *Chara aspera/vulgaris*, Ch: *Chara hispida*, Tn: *Tolypella nidifica*).

In Kern 1 ist *Zannichellia palustris* die einzige Angiosperme in der oberen Sedimentoberschicht, nimmt ab einer Sedimenttiefe von 10 cm stark zu und hat die höchsten Diasporendichten erst in 20 bis 25 cm Tiefe (Abb. 24a). *Ruppia maritima* tritt erst ab 10 cm und *Ruppia cirrhosa* ab 5 cm Sedimenttiefe auf. Diese beiden Arten haben ihre höchste Diasporendichte ebenfalls in 20 bis 25 cm Tiefe. Es ist anzunehmen, dass diese Arten in der Vergangenheit eine stärkere Ausbreitung in diesem Seeteil hatten. Möglich wäre aber auch, dass gerade diese schweren Diasporen dieser Arten in tiefere Sedimentschichten absinken und sich dort ansammeln und es dadurch zu einer Verzerrung der Tiefenverteilung kommt. Im Falle der Characeen ist die Tiefenverteilung der Diasporen etwas anders als bei den Angiospermen (Abb. 24b). *Chara aspera/vulgaris* hat die höchsten Diasporendichten bereits in 5 bis 15 cm Sedimenttiefe. Ausschließlich in dieser Tiefe tritt auch *Chara hispida* auf. Aus

dieser Diasporenverteilung könnte man auf eine höhere Vegetationsdichte und auf ein höheres Artenspektrum in der Vergangenheit schließen. Interessant ist auch, dass *Tolypella nidifica* in 15 bis 20 cm Sedimenttiefe mit der höchsten Diasporendichte auf ein verstärktes Vorkommen in der Historie folgern lässt. Möglicherweise sind für das unterschiedliche Auftreten der Arten Salinitätsunterschiede in der Vergangenheit verantwortlich, die im inneren Seeteil (Abb. 4) vorhanden waren. Da genaue Datierungen nicht erfolgten ist eine Zuordnung zu Salinitätsschwankungen nicht möglich.

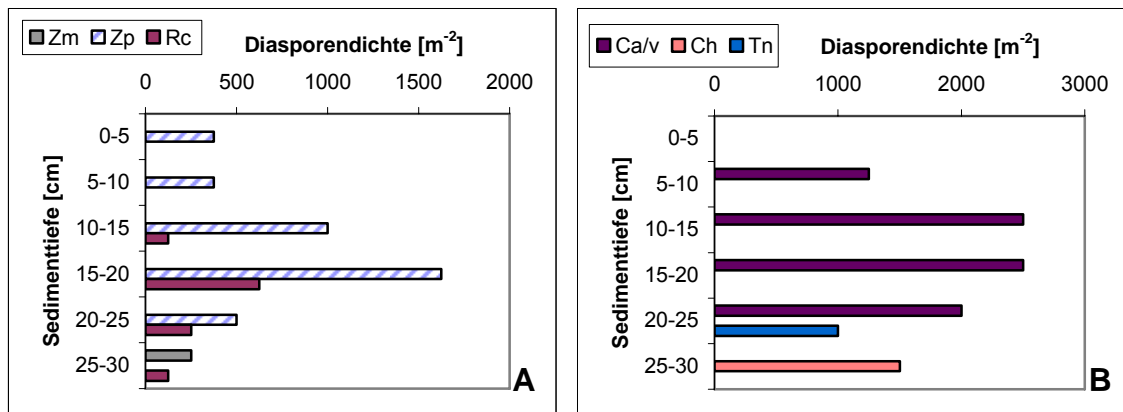


Abbildung 25: Diasporendichten der Angiospermen (A) und der Characeen (B) von Kern 2 des Sehlendorfer Binnensees (Zm: *Zostera marina*, Zp: *Zannichellia palustris*, Rc: *Ruppia cirrhosa*, Ca/v: *Chara aspera/vulgaris*, Ch: *Chara hispida*, Tn: *Tolypella nidifica*).

Im zweiten Kern, der sich im äußeren salzreicheren Seeteil befindet, tritt *Zannichellia palustris* wieder in fast allen Sedimenttiefen auf und in größeren Tiefen verstärkt, jedoch beträgt die Diasporendichte ca. nur ein zehntel von der in Kern 1 (Abb. 25a). *Ruppia cirrhosa* erscheint erst ab einer Tiefe von 10 cm, also erst ab einer bestimmten Sedimenttiefe, wie im anderen Kern und hat ihr Diasporendichtemaximum zusammen mit *Zannichellia palustris*. Ihre Diasporendichte ist ebenfalls deutlich geringer als im Kern 1. Die Tiefenverteilung entspricht in etwa der im Kern 1 und lässt die gleichen Schlussfolgerungen zu. *Zostera marina* ist in diesem Profil in 25 bis 30 cm Tiefe zu finden und könnte auf eine frühere Seegrassbesiedlung hindeuten. Diese würde den äußeren salzreicheren Seeteil betreffen (Abb. 4).

Die Tiefenverteilung der Characeen im Kern 2 (äußerer Seeteil) weicht deutlich von der im Kern 1 ab (Abb. 25b). In der oberen Sedimentschicht findet man keine Oosporen. *Chara aspera/vulgaris* kommt in 10 bis 20 cm Tiefe am häufigsten vor, etwas unterhalb der Diasporenmaxima dieser Gruppe im Vergleich zu Kern 1. Die Diasporendichte dieser Gruppe beträgt in etwa ein zehntel der in Kern 1. *Tolypella nidifica* und *Chara hispida* treten in nur je einer Sedimenttiefe auf, nämlich in den beiden unteren. Besonders überraschend ist das für *Tolypella nidifica*, die sonst aufgrund der kleinen Diasporen fast immer gefunden wird. Für beide Arten kann in diesem Zusammenhang auf ein historisches Vorkommen in diesem

Seeteil geschlussfolgert werden. Dieser Befund und die insgesamt geringen Diasporendichten deuten auf eine geringere Vegetationsausprägung in der Vergangenheit in diesem Seeteil hin.

4.5 Zusammenhang zwischen Diasporenmasse und Diasporendichte im Sediment

Die mittlere Diasporenmasse wurde aus einer in Tabelle 4 aufgeführten Anzahl von Diasporen bestimmt und gegen die mittlere Diasporendichte aufgetragen (Abb. 26). Aus diesem Zusammenhang lassen sich Erkenntnisse über die Verbreitungsstrategien der einzelnen Arten gewinnen und Aussagen über den Zustand der Diasporenbank des Gewässers ableiten. In der Abbildung 26 ist dieser Zusammenhang beispielhaft für den Großen Binnensee dargestellt. Es wurden keine Artengruppen berücksichtigt, da durch das Aufsummieren der Diasporenzahl und mitteln der Diasporenmassen die Aussage zu diesem Zusammenhang keinen Wissensgewinn erbringt.

Es zeigt sich, dass *Tolypella nidifica*, die Art mit der höchsten Diasporendichte im Sediment, die kleinste Masse pro Diaspore hat. Arten mit sehr geringen Diasporendichten, wie *Myriophyllum* sp. haben dagegen eine hohe Diasporenmasse. Es ergibt sich also ein negativer Zusammenhang zwischen Diasporendichte und Diasporenmasse.

Arten, die Diasporen mit einem hohen Energievorrat erzeugen, brauchen davon nicht so viele, um die generative Fortpflanzung der Art zu sichern. Deshalb findet man davon nur wenige Diasporen im Sediment. Diese Strategie verfolgen vor allem die untersuchten Angiospermen. Eine andere Strategie, die vor allem von den Characeen verfolgt wird, ist die Produktion hoher Mengen an Diasporen, die das Überdauern der Art sichert.

Interessant ist in diesem Zusammenhang auch das Auftreten von *Zannichellia palustris* mit relativ hohen Diasporendichten. *Z. palustris* nimmt eine Sonderstellung ein, wie sie auch schon in anderen Küstengewässern gefunden werden konnte (Steinhardt & Selig 2007). Diese Art hat eine relativ hohe Diasporendichte und parallel dazu eine relativ hohe Diasporenmasse. Dabei zeigt sich die sehr effiziente Verbreitungsstrategie dieser Art, mit einer hohen Anzahl Diasporen, die gleichzeitig auch mit einem hohen Energievorrat ausgestattet sind. Das kennzeichnet das hohe Wiederbesiedlungspotenzial dieser Art durch Diasporen.

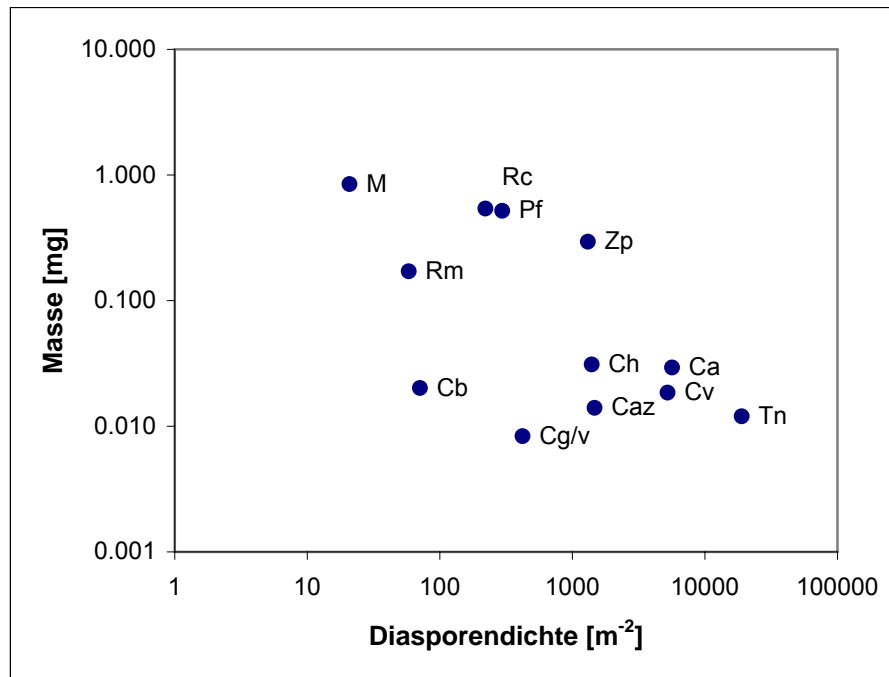


Abbildung 26: Zusammenhang zwischen Diasporenmasse und Diasporendichte (Anzahl/m²) der Diasporenbank des Großen Binnensees (Zp: *Zannichellia palustris*, Rm: *Ruppia maritima*, Rc: *Ruppia cirrhosa*, Pf: *Potamogeton pusillus/friesii*, M: *Myriophyllum* sp., Caz: *Chara aspera* (längliche Form), Ca: *Chara aspera/canescens*, Cv: *Chara vulgaris/contraria*, Cg/v: *Chara globularis/virgata*, Ch: *Chara hispida*, Cb: *Chara baltica*, Tn: *Tolypella nidifica*).

Die geringen Diasporendichten von *Myriophyllum* sp., *Potamogeton pusillus/friesii* und *Ruppia* sp. sind also kein Kennzeichen für eine schlecht ausgeprägte Diasporenbank, sondern in der generativen Fortpflanzungsstrategie dieser Arten begründet. Für *Chara baltica* und *Chara globularis/virgata* liegen die Diasporendichten unterhalb der anhand der Diasporenmasse der Arten zu erwartenden Diasporendichten im Sediment. Das könnte einerseits damit in Zusammenhang stehen, dass eine Art dieser Gruppe tatsächlich nur geringe Diasporendichten im untersuchten Gewässer hat. Im Falle von *Chara baltica* wäre das durch die geringeren Salzgehalte im See begründet.

Der Zusammenhang zwischen den Diasporenmassen und Diasporendichten zeigt im Gewässer für die meisten der untersuchten Arten die erwartete Abhängigkeit. Aus diesem Grund können die Diasporenbanken unter qualitativem Aspekt als fast vollständig ausgeprägt betrachtet werden.

4.6 Untersuchung der Keimungsfähigkeit

Bei der Untersuchung der Keimungsfähigkeit war einerseits von Interesse, wie viele und wie schnell (zeitlicher Verlauf) sich die Keimlinge entwickeln können. Diese zeitlichen Untersuchungen erfolgten am Großen Binnensee. Für das Windebyer Noor wurde dagegen nur die Anzahl der Keimlinge nach einer festgelegten Zeitspanne (12 Wochen) erfasst.

Großer Binnensee

Für den zeitlichen Verlauf der Keimung konnten nur die Ergebnisse zu *Chara contraria* ausgewertet werden, da die Anzahl der Keimlinge der anderen Characeenarten und der Angiospermen zu gering ist. In der Abbildung 27 ist die Zunahme der Keimlinge mit der Zeit für die beiden Tiefenstufen dargestellt. Für jeden Zeitpunkt ist die gesamte Anzahl der Keimlinge dargestellt. Dazu wurden alle fünf Proben je Tiefenstufe und Salzgehalt gemittelt. Die ersten Keimlinge waren bereits nach 3 Wochen sichtbar. In den darauffolgenden drei Wochen nimmt die Anzahl der Keimlinge stark zu und bleibt danach bis zum Ende des Experimentes weitgehend konstant. Die Schwankung der Keimlingszahl in der Folgezeit ist auf Fehler beim Auszählen zurückzuführen, da mehrere „Sprosse“ einer Pflanze entspringen können. Für die Wassertiefe 0,5 m zeigt sich, dass die Anzahl der Keimlinge im Süßwasser am höchsten und bei der höchsten Salzstufe am niedrigsten ist. Diese Verhältnisse ändern sich auch mit der Zeit nur wenig (Abb. 27a). In 1,5 m Wassertiefe sind die Unterschiede zwischen den Salzgehaltsstufen geringer und zum Ende des Versuches ergeben sich für 8 PSU sogar höhere Keimungsraten als für 4 PSU. Insgesamt keimen in dieser Tiefenstufe wesentlich weniger Pflanzen (Abb. 27b).

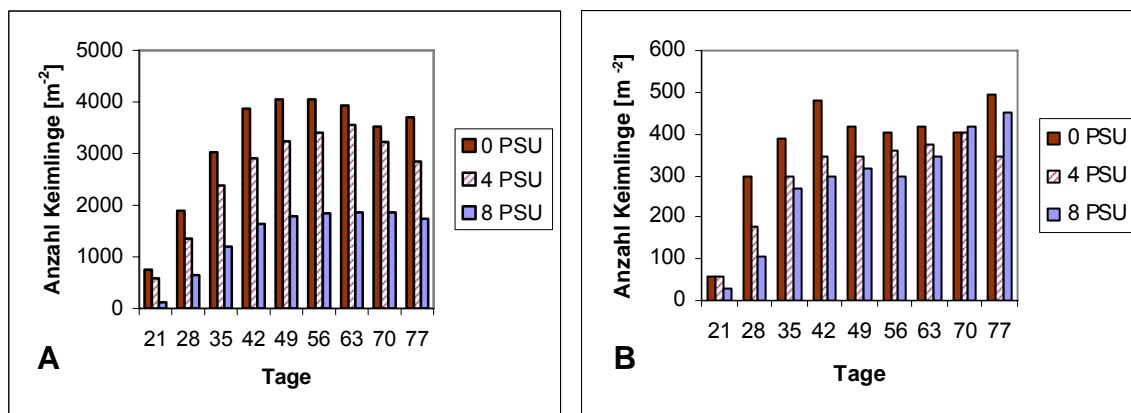


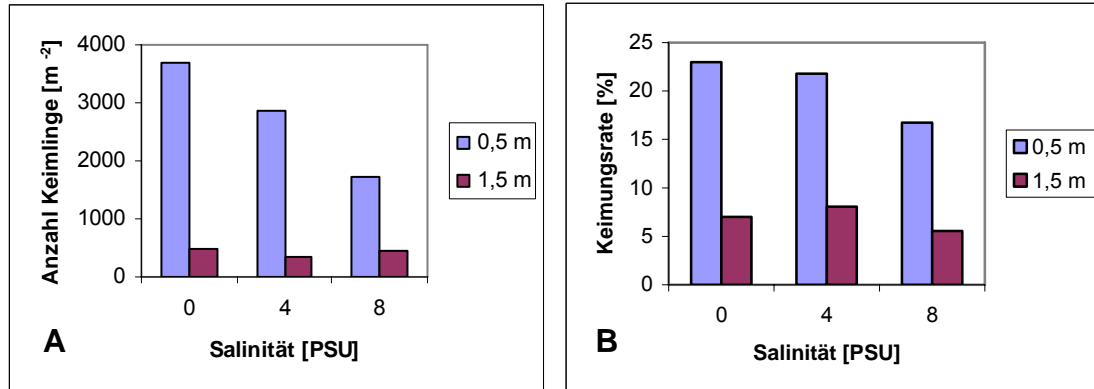
Abbildung 27: Zunahme der Anzahl der Keimlinge von *Chara contraria* mit der Zeit in 0,5 m (A) und in 1,5 m (B) Wassertiefe für die drei Salzgehalte.

In Tabelle 7 sind die Keimungsraten für alle die gekeimten Arten in beiden Tiefenstufen und die drei Salzgehalte des Experimentes zum Großen Binnensee dargestellt. *Chara contraria* keimt in beiden Tiefenstufen bei allen Salzgehalten, *Chara vulgaris* als Süßwasserart dagegen nur bei 0 und 4 PSU in 1,5 m Wassertiefe. *Tolypella nidifica* als Salzwasserart keimt nur bei den beiden Salzgehalten 4 und 8 PSU und aus den Sedimenten der Tiefenstufe 0,5 m. *Potamogeton pectinatus* ist wie erwartet bei allen drei Salzgehalten, aber nur in 0,5 m Wassertiefe zu finden.

Tabelle 7: Anzahl Keimlinge [m^{-2}] (SD) der Arten im Großen Binnensee in 0,5 m und 1,5 m Wassertiefe (je $n = 10$) für drei Salzgehalte.

Salinität [PSU]	Wassertiefe [m]	Art			
		<i>C. contraria</i>	<i>C. vulgaris</i>	<i>T. nidifica</i>	<i>P. pectinatus</i>
0	0,5	3705 (4387)	0	0	45 (101)
	1,5	495 (499)	30 (67)	0	0
4	0,5	2850 (2994)	0	15 (34)	270 (338)
	1,5	345 (499)	45 (67)	0	0
8	0,5	1740 (1556)	0	15 (34)	150 (335)
	1,5	450 (554)	0	0	0

Für die drei Salzgehalte im Großen Binnensee wird deutlich, dass die Anzahl der Keimlinge von *Chara contraria* in 1,5 m Wassertiefe wesentlich geringer ist (ca. 7 bis 10 mal) als in der Tiefenstufe 0,5 m (Abb. 28a). Betrachtet man die Gesamtzahl der gezählten Oosporen von *Chara contraria* in den beiden Tiefenstufen (Tab. 4), so erkennt man, dass auch in 0,5 m Wassertiefe wesentlich mehr Oosporen gefunden wurden. Es ergibt sich offenbar ein Zusammenhang zwischen der hohen Diasporendichte im Sediment und der hohen Anzahl der Keimlinge.

Abbildung 28: Anzahl der Keimlinge (A) und Keimungsrate (B) von *Chara contraria* im Großen Binnensee nach 77 Tagen in beiden Wassertiefen für die drei Salzgehalte.

In dieser Hinsicht kann auch die Keimungsrate aufschlussreich sein, da sie den Anteil der gekeimten Diasporen im Verhältnis zur Gesamtzahl der Diasporen im Sediment darstellt. Es zeigt sich, dass für alle Salinitäten die Keimungsrate im Flachwasser deutlich erhöht ist im Vergleich zur 1,5 m Tiefenstufe (Abb. 28b). Zusätzlich zur höheren Diasporenzahl im Sediment trägt also die höhere Keimungsrate dazu bei, dass die Keimlingszahl im Flachwasser deutlich höher ist als im tieferen Wasser.

Windebyer Noor

Im Windebyer Noor keimen *Chara contraria* sowie auch *Chara canescens* und *Tolypella nidifica*. Letztere beide Arten keimen allerdings mit wesentlich geringerer Anzahl Keimlingen, jedoch ebenfalls bei allen drei Salzgehalten und in beiden Tiefenstufen (Tab. 8). Im Gegensatz zum Großen Binnensee keimt *Chara vulgaris* aus den Sedimenten des Windebyer Noors nicht. *Potamogeton pectinatus* keimt dagegen nur bei 0 und 4 PSU und bei letzterem Salzgehalt nur in 1,5 m Wassertiefe.

Tabelle 8: Anzahl Keimlinge [m^{-2}] (SD) der Arten im Windebyer Noor in 0,5 m und 1,5 m Wassertiefe (je $n = 12$) für drei Salzgehalte.

Salinität	Wassertiefe	Art			
[PSU]	[m]	<i>C. contraria</i>	<i>C. canescens</i>	<i>T. nidifica</i>	<i>P. pectinatus</i>
0	0,5	2225 (1659)	50 (61)	88 (180)	13 (31)
	1,5	2163 (1561)	63 (56)	25 (39)	38 (92)
4	0,5	2363 (1154)	50 (39)	75 (150)	0
	1,5	2013 (1714)	13 (31)	13 (31)	38 (92)
8	0,5	1800 (1491)	63 (74)	63 (74)	0
	1,5	1388 (1308)	25 (61)	13 (31)	0

Für die drei untersuchten Salinitäten zeigt sich für *Chara contraria*, dass in 0,5 m Wassertiefe höhere Keimlingszahlen ermittelt wurden als in 1,5 m Wassertiefe (Abb. 29a). Diese Ergebnisse stimmen mit denen vom Großen Binnensee überein. Hier war auch die absolute Anzahl der Keimlinge deutlich geringer als im Großen Binnensee. Jedoch ist der Unterschied zwischen den beiden Tiefenstufen im Windebyer Noor wesentlich geringer. Die Salinitätsdifferenz von nur 2 PSU bewirkt keinen Unterschied der Keimlingszahlen zwischen 2 und 4 PSU.

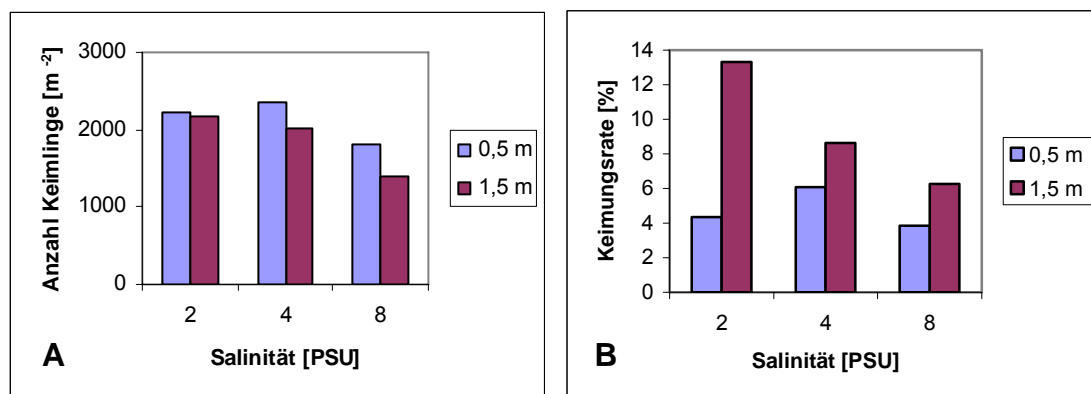


Abbildung 29: Anzahl der Keimlinge (A) und Keimungsrate (B) von *Chara contraria* im Windebyer Noor nach 77 Tagen in beiden Wassertiefen für die drei Salzgehalte.

Die Keimungsrate ist im Gegensatz zum Großen Binnensee im Windebyer Noor in 1,5 m Wassertiefe für alle drei Salinitäten höher als im Tiefenbereich 0,5 m (Abb. 29b). Dieser Effekt trägt ebenfalls dazu bei, dass die Unterschiede in den Keimlingszahlen der beiden Tiefenstufen gering sind, da die absolute Anzahl der Diasporen in 1,5 m Wassertiefe geringer ist (Tab. 5).

Die Keimungsrate ist im Großen Binnensee im Flachwasser und im Windebyer Noor im tieferen Wasser höher. Ursachen hierfür können sowohl ein niedrigeres Redoxpotential sein (Kalin 2007), aber auch die Produktion von Diasporen in der rezenten Vegetation und Transportprozesse können als Ursachen dieser Unterschiede in Betracht gezogen werden.

Für *Chara canescens* zeigt sich, dass die Anzahl der Keimlinge in 0,5 m Wassertiefe wesentlich höher ist als in 1,5 m Wassertiefe (Abb. 30a). Jedoch nimmt die Anzahl der Keimlinge nicht mit zunehmender Salinität ab. Das ist darin begründet, dass *Chara canescens* ihren Verbreitungsschwerpunkt im Brackwasser hat und deshalb auch bei höheren Salinitäten noch in hoher Anzahl keimt.

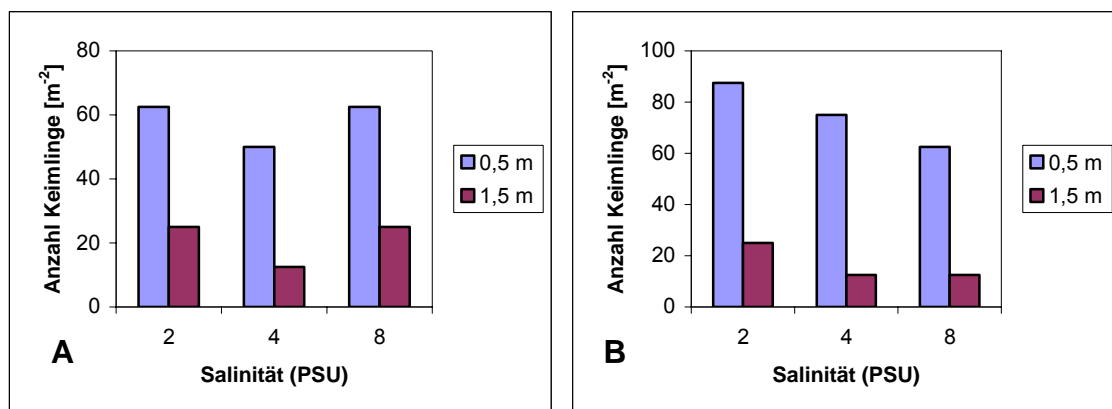


Abbildung 30: Anzahl der Keimlinge von *Chara canescens* (A) und *Tolypella nidifica* (B) im Windebyer Noor nach 77 Tagen in beiden Wassertiefen für die drei Salzgehalte.

Bei *Tolypella nidifica* ist die Anzahl der Keimlinge im Flachwasser bei 0,5 m Wassertiefe ebenfalls deutlich höher als in 1,5 m Wassertiefe (Abb. 30b). Überraschenderweise nimmt die Keimlingszahl bei höherem Salzgehalt ab, obwohl der Verbreitungsschwerpunkt bezüglich der Salztoleranz bei Salzgehalten höher als 8 PSU liegt. Ebenso erstaunlich ist das Auskeimen in den Sedimenten mit Salzgehalten vom Originalstandort (2 PSU), da es für diesen Salzgehalt nicht erwartet wurde und durch Literaturangaben nicht belegt werden kann. Dies verdeutlicht, dass die in Laborversuchen gemessenen Daten unter Ausschluss aller Interaktivitäten ein höheres ökologisches Potential einer Art abbilden als die real in der Natur vorgefundenen Toleranzbereiche.

4.7 Einschätzung des Wiederbesiedlungspotentiales anhand der Diasporen

Die Ergebnisse aus den Diasporenuntersuchungen und Keimungsexperimenten wurden mit den Arten in der Vegetation 2007 sowie der bekannten Salztoleranz der Arten aus der Literatur verglichen (Tab. 9, 10, 11). Diese Gegenüberstellung ermöglicht einen Überblick und Schlussfolgerungen zu den Auswirkungen des Salzwassereinstroms in die Seen.

Im Großen Binnensee gibt es nur eine Art, die in der Vegetation des Vorjahres auftauchte, in der Diasporenbank vorhanden war und auch in den Keimungsversuchen vorkam – *Chara contraria* (Tab. 9). Für die Keimungsversuche ergab sich eine gute Übereinstimmung mit den Salztoleranzwerten aus der Literatur. Diese Art wird unter den Bedingungen des Salzwasserzustroms bis zu einem Salzgehalt von 8 PSU verstärkt auftreten. Jedoch ist bei höheren Salzgehalten die Vegetationsdichte geringer.

Es ist ebenfalls mit dem Auftreten von *Chara vulgaris* in der Vegetation zu rechnen, allerdings nur bis zu einem Salzgehalt von ca. 4 PSU, für den sich im Keimungsversuch ebenfalls eine Übereinstimmung mit den Literaturwerten ergab. Diese Art wird allerdings nur vereinzelt in der Vegetation erscheinen.

Trotzdem Diasporen im Sediment vorhanden sind, ist mit dem Auftreten von *Chara canescens* nach dem Salzwasserzustrom nicht zu rechnen, da diese Art sowohl in der Vorjahresvegetation nicht auftrat als auch im Keimungsversuch nicht nachgewiesen werden konnte.

Tolypella nidifica wird zerstreut in der Vegetation in Bereichen des Großen Binnensees auftreten, in denen der Salzgehalt nach der Salzwasserregulierung Werte von mindestens ca. 4 PSU erreicht.

Potamogeton pectinatus wird sich im gesamten See vereinzelt aus Turionen regenerieren. Das Aufgehen weiterer Angiospermen-Arten aus den gefundenen Diasporen ist eher unwahrscheinlich, da diese im Keimungsversuch nicht auftraten. Es könnte jedoch sein, dass die Keimungsbedingungen für gefundene *Potamogeton pusillus/friesii* Steinkerne und *Myriophyllum* sp. Samen nicht optimal waren und diese unter anderen Bedingungen keimen. Somit ist vom vereinzelt Auftreten einer weiteren *Potamogeton* und *Myriophyllum* Art in der Vegetation auszugehen.

Tabelle 9: Vegetation (^d) Stuhr 2000, ^e) Sagert et al. 2007), Diasporen, Keimung und Salztoleranz wichtiger Arten im Großen Binnensee (^a) Schubert & Blindow 2003, ^b) potentielle Florenliste Strandsee, Wagner 2008, ^c) Casper & Krausch 1981).

Art	Vegetation		Diasporen	Keimung	Salztoleranz
	2000 ^d	2007 ^e	2008	2008	
	vorhanden/nicht vorhanden			PSU	PSU
<i>Chara aspera/canescens</i>	<i>C. aspera</i> : X	<i>C. aspera</i> : X	X	—	0 – 18 ^a)
<i>Chara contraria</i>	X	X	X	0, 4, 8	0 – 8 ^a)
<i>Chara vulgaris</i>	X	—	X	0, 4	0 – 4 ^a)
<i>Chara canescens</i>	—	—	X	—	2,3 – 19,9 ^a); 7 – 8 ^b)
<i>Tolypella nidifica</i>	—	—	X	4, 8	3 – 30 ^a)
<i>Potamogeton pectinatus</i>	X	X	—	0, 4, 8	0 – 10 ^b)
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	—	X	—	—	—
<i>Potamogeton crispus</i>	X	X	—	—	0 – 10 ^b)
<i>Potamogeton</i>	X	X	X	—	<i>P. pusillus</i> : 0 – 0,4 ^c)
<i>pusillus/friesii</i>	beide	<i>P. friesii</i>			<i>P. friesii</i> : 0,5 – 3,5 ^c)
<i>Myriophyllum spicatum</i>	X	X	X (<i>M. sp.</i>)	—	0 – 11,9 ^c)
<i>Zannichellia palustris</i>	X	X	X	—	0 – 10 ^b)

Tabelle 10: Vegetation (^d) Stuhr 2000, ^e) Sagert et al. 2007), Diasporen, Keimung und Salztoleranz wichtiger Arten im Windebyer Noor (^a) Schubert & Blindow 2003, ^b) potentielle Florenliste Strandsee, Wagner 2008, ^c) Casper & Krausch 1981).

Art	Vegetation		Diasporen	Keimung	Salztoleranz
	2000 ^e	2007 ^d	2008	2008	
	vorhanden/nicht vorhanden			PSU	PSU
<i>Chara aspera/canescens</i>	<i>C. aspera</i> : X	<i>C. aspera</i> : X	X	—	0 – 18 ^a)
<i>Chara contraria</i>	X	—	X	2, 4, 8	0 – 8 ^a)
<i>Chara vulgaris</i>	—	—	X	—	0 – 4 ^a)
<i>Chara canescens</i>	—	—	X	2, 4, 8	2,3 – 19,9 ^a); 7 – 8 ^b)
<i>Tolypella nidifica</i>	—	—	X	2, 4, 8	3 – 30 ^a)
<i>Potamogeton pectinatus</i>	X	X	—	2, 4	0 – 10 ^b)
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	X	X	—	—	0 – 3 ^b)
<i>Potamogeton crispus</i>	X	—	—	—	0 – 10 ^b)
<i>Zannichellia palustris</i>	X	X	X	—	0 – 10 ^b)

Im Windebyer Noor gibt es keine Art, die sowohl in der Vorjahresvegetation, in der Diasporenbank und im Keimungsversuch auftrat (Tab. 10). Mit der Wiederbesiedlung durch *Chara aspera/canescens* ist möglicherweise bei günstigen Keimungsbedingungen zu rechnen, da diese Art in der Vorjahresvegetation auftrat. Im Keimungsversuch kam sie

dagegen nicht vor. Für *Chara contraria* ist anzunehmen, dass sich diese Art unter den Bedingungen des veränderten Salzwassereinstroms etablieren wird, da sie ein ausgeprägtes Diasporenreservoir besitzt und im Keimungsversuch verstärkt in Erscheinung trat. Das Vorkommen von *Chara vulgaris* in der Vegetation des Windebyer Noors ist unwahrscheinlich, da die Art weder in der Vorjahresvegetation noch im Keimungsversuch nachgewiesen werden konnte. *Chara canescens* wird sich vereinzelt in der durch den Salzwassereinstrom veränderten Vegetation des Sees etablieren. Ein Salzgradient im See wird im untersuchten Rahmen keinen Einfluss auf die Vegetationsdichte dieser Art haben. Für *Tolypella nidifica* wird sich ebenfalls eine geringe Individuendichte einstellen und das erstaunlicherweise auch bei Salzgehalten, die aktuell im See vorherrschen.

Tabelle 11: Vegetation (^d) Stuhr 2000, ^e) Sagert et al. 2007), Diasporen, Keimung und Salztoleranz wichtiger Arten im Sehlendorfer Binnensee (^a) Schubert & Blindow 2003, ^b) potentielle Florenliste Strandsee, Wagner 2008, ^c) Casper & Krausch 1981, ^d) Blümel et al. 2002).

	Vegetation		Diasporen	Keimung	Salztoleranz
	2000 ^d)	2007 ^e)	2008	2008	
	vorhanden/nicht vorhanden			PSU	PSU
<i>Chara asperal</i>					0 – 18 ^a) /
<i>canescens</i>	–	–	X	–	2,3 – 19,9 ^a); 7 – 8 ^b)
<i>Tolypella nidifica</i>	–	–	X	–	3 – 30 ^a)
<i>Potamogeton</i>	X	X	–	–	0 – 10 ^b)
<i>pectinatus</i>					
<i>Potamogeton</i>	<i>P. pusillus</i> :	X	X	–	<i>P. pusillus</i> : 0 – 0,4 ^c)
<i>pusillus/friesii</i>	X				<i>P. friesii</i> : 0,5 – 3,5 ^c)
<i>Ruppia cirrhosa</i>	X	X	X	–	0,5 – 18 ^d)
<i>Zostera marina</i>	X	X	X	–	8,5 – 18 ^d)
<i>Zannichellia palustris</i>	–	X	X	–	0 – 10 ^d)

Mit Sedimenten aus dem Sehlendorfer Binnensee wurden keine Keimungsversuche durchgeführt (Tab. 11). Aus den Versuchen der beiden anderen Seen lassen sich aber auch erste Rückschlüsse für diesen See ziehen, da dieser See bereits einen natürlichen Salzgradienten hat. Aus der Gruppe der Characeen treten *Chara asperal/canescens* und *Tolypella nidifica* in so hohen Diasporendichten im Sediment auf, dass mit einer Keimung unter veränderten Lichtverhältnissen zu rechnen ist. *Potamogeton pectinatus* könnte sich aus Speicherorganen (Turionen) ausbreiten, da diese auch in den Keimungsversuchen der beiden anderen Seen vorhanden waren. *Potamogeton pusillus/friesii* könnte sich aufgrund der geringen Salztoleranz nur in den salzarmen Bereichen des Sees in der Vegetation halten. *Ruppia cirrhosa*, *Zostera marina* und *Zannichellia palustris* breiten sich vorrangig

vegetativ aus. Diese Arten haben zusätzlich ein hohes Diasporenpotential im Sediment und eine hohe Salinitätstoleranz, so dass von einer Ausbreitung der Arten bei verbesserten Lichtverhältnissen im See ausgegangen werden kann.

5 Nährstoffanalysen im Sediment und Nährstoffkalkulationen

Im Rahmen des Projektes wurden an den drei Seen unterschiedliche Untersuchungen zur Sediment- und Nährstoffakkumulation durchgeführt. Während für den Sehlendorfer See nur ein Begleitprogramm der chemischen Sedimentparameter zu den Untersuchungen der Diasporenbank im Sediment erfolgte, wurden für den Großen Binnensee und das Windebyer Noor umfangreichere Untersuchungen durchgeführt (Tab. 12). In diesen beiden Seen sollte das Szenario geprüft werden, welche Auswirkungen ein Salzwassereinstrom u. a. auch auf die Nährstoffrücklösungen auf das Sediment haben kann. Aus diesem Grund wurden neben der parallelen Untersuchung der Sedimentchemie zu den Diasporenuntersuchungen auch Sedimentkerne aus dem mittleren Bereich der Seen – beim Windebyer Noor aus dem tieferen Seebeckenteil – analysiert. Weiterhin erfolgten Inkubationsversuche zur Ermittlung der Sauerstoffzehrung des Sedimentes.

Die kompletten Ergebnisse sind in tabellarischer Form im Anhang des Berichtes (Daten-CD) aufgelistet. Im Rahmen des Berichtes selbst werden nur einzelne Ergebnisse dargestellt. Der Große Binnensee wird im Folgenden ausführlicher beschrieben, während die beiden anderen Seen nur vergleichend dazu betrachtet werden.

Tabelle 12: Untersuchungsprogramm Sedimentchemie für die drei Seen.

		Großer Binnensee	Windebyer Noor	Sehlendorfer Binnensee
Litoral	Sedimentchemie	X	X	X
	P-Fraktionierung	X		
	Sauerstoffzehrung	X	X	
Kern	Sedimentchemie	X	X	
	P-Fraktionierung	X	X	

5.1 Untersuchungen der Sedimente im Litoralbereich

Großer Binnensee

In der Tabelle 13 sind die Ergebnisse aus den Untersuchungen der Litoralsedimente mit beiden Tiefenstufen (0,5 und 1,5 m) aufgelistet. Es fällt eine große Variabilität zwischen den

Transekten auf. So schwankte der Trockenmassegehalt des Sedimentes zwischen 1,4 und 27 % der Frischmasse und der organische Gehalt im Sediment zwischen 0,35 und 19,8 % TM. Der TP-Gehalt im Sediment variierte dagegen nicht so stark und lag zwischen 0,36 und 0,74 mg/g TM.

Tabelle 13: Trockenmasse, organische Trockenmasse und Phosphatgehalt im Porenwasser der Sedimente des Großen Binnensees aus zwei Tiefenstufen der 15 Transekte. Lage der Transekte siehe Abb. 2.

Transekte	Tiefe	TM [% FM]	organische TM [% TM]	TP[mg/g TM]	PO ₄ -PW [µg/l]
T1	0,5 m	15,4	2,5	0,53	22,1
	1,5 m	2,1	16,7	0,74	6,6
T2	0,5 m	1,5	19,8	0,67	33,2
	1,5 m	1,5	19,8	0,71	24,3
T3	0,5 m	15,8	1,0	0,59	12,3
	1,5 m	14,3	1,5	0,60	17,8
T4	0,5 m	16,6	2,6	0,52	15,8
	1,5 m	2,3	14,7	0,69	26,5
T5	0,5 m	17,3	0,4	0,48	n.n.
	1,5 m	12,3	1,3	0,46	n.n.
T6	0,5 m	15,5	1,6	0,51	84,1
	1,5 m	15,5	0,7	0,50	23,7
T7	0,5 m	13,5	2,3	0,52	74,9
	1,5 m	2,0	16,7	0,47	42,0
T8	0,5 m	18,9	1,1	0,53	32,8
	1,5 m	27,3	0,7	0,43	99,6
T11	0,5 m	23,3	0,7	0,46	16,4
	1,5 m	20,4	0,7	0,48	46,1
T13	0,5 m	16,1	0,5	0,42	17,0
	1,5 m	17,0	0,9	0,44	34,9
T14	0,5 m	18,6	0,6	0,40	94,8
	1,5 m	18,4	0,9	0,38	81,1
T16	0,5 m	20,2	0,3	0,46	73,7
	1,5 m	25,7	0,5	0,46	159,8
T17	0,5 m	19,1	0,6	0,45	n.n.
	1,5 m	19,9	0,4	0,46	n.n.
T18	0,5 m	21,5	0,4	0,36	22,1
	1,5 m	22,3	0,3	0,45	44,2
T19	0,5 m	18,3	0,7	0,47	55,3
	1,5 m	24,0	0,6	0,44	110,6

In den Abbildungen 31 und 32 werden der organische Gehalt des Sedimentes und der Phosphatgehalt im Porenwasser des Sedimentes in den beiden Tiefenstufen der Transekte gegenübergestellt. Höhere organische Gehalte sind nur in den Transekten des Westufers des Sees, insbesondere in den Buchten des Westufers, vorzufinden. Hier kommt es zur Anreicherung von Schlicksedimenten – insbesondere in dem tieferen Bereich von 1,5 m. Am Nord – und Ostufer (T8 bis T19) dagegen sind nur mineralische Sedimente anzutreffen. In diesen mineralischen Sedimenten sind höhere Konzentrationen des Phosphates im

Porenwasser vorzufinden. Dies ist aber auch ein Effekt der Aufkonzentration, da in diesen mineralischen Sedimenten ein deutlich geringer Wasseranteil (hoher Trockenmassegehalt - siehe Tab. 13) vorhanden ist.

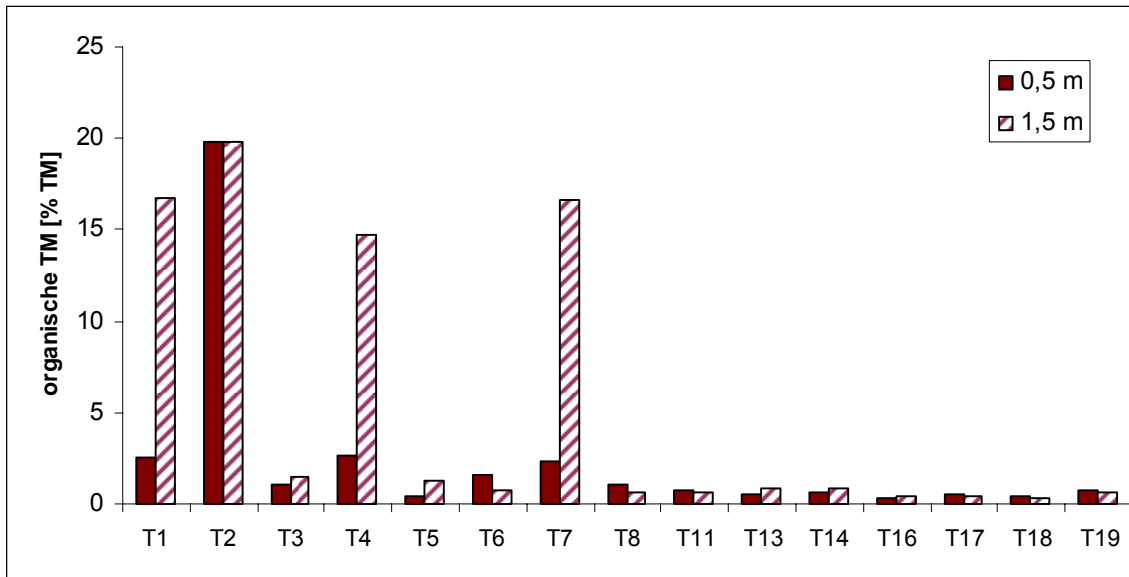


Abbildung 31: organischer Trockenmassegehalt in den beiden Tiefenstufen der Transekte des Großen Binnensees.

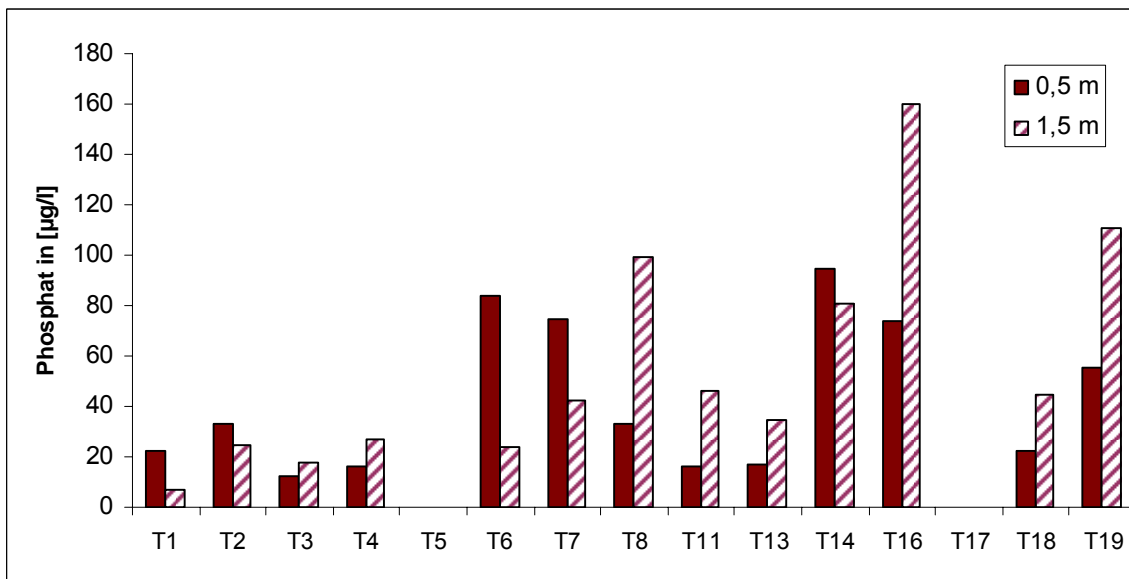


Abbildung 32: Phosphatgehalt im Porenwasser des Sedimentes in den beiden Tiefenstufen der Transekte des Großen Binnensees.

Neben dem Gesamtphosphorgehalt wurde von vier Sedimentproben eine P-Fraktionierung durchgeführt. Die Abbildung 33 zeigt die Verteilung der fünf analysierten Fraktionen. Vergleicht man den TP-Gehalt und den extrahierbaren Phosphor, so wurden ca. 80 bis 90 % des Gesamtphosphors durch die vier Lösungsmittel extrahiert.

In allen Proben dominiert der HCl-lösliche Phosphor, welcher als stabil und nicht rücklösbar angesehen wird. Diese Fraktion variiert zwischen 40 und 55 % des extrahierbaren Phosphors. Der labile Phosphor (H₂O) und redox-sensitive Phosphor (BD) sind in allen

Proben gering und lagen unter 15 %. Nur im Transekt 14 ist ein hoher Anteil organischen Phosphors (NaOH-NRP) auffällig – er lag bei 32 % des extrahierbaren Phosphors.

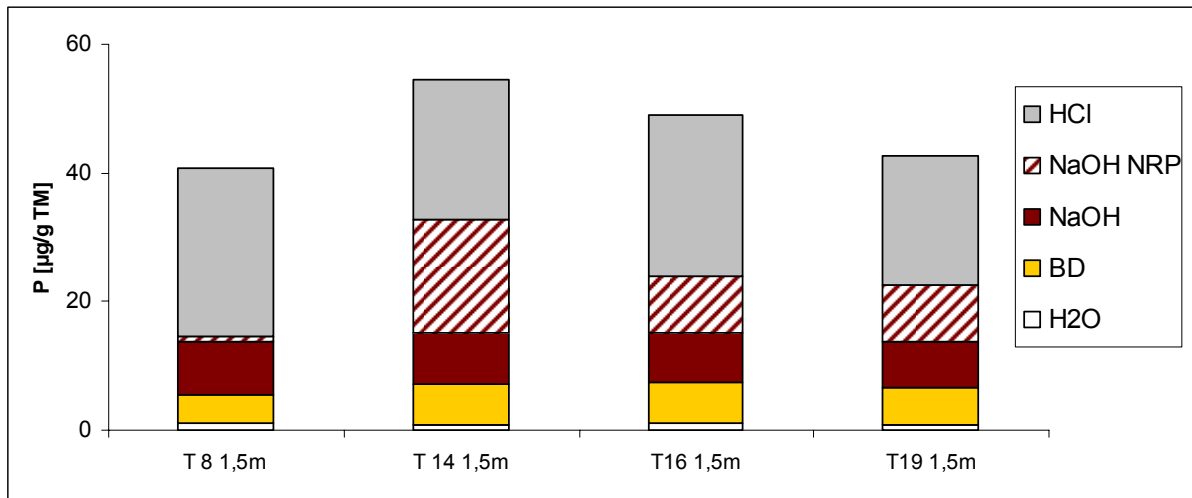


Abbildung 33: Analyse der P-Bindungsformen in vier Sedimentproben des Großen Binnensees. Erklärung der Fraktionen siehe Tabelle 3.

Windebyer Noor

Im Windebyer Noor wurden im Litoralbereich generell Sedimente mit geringem organischem Gehalt vorgefunden. So wurde von den 30 Proben nur zweimal ein Gehalt > 1 % organische Trockenmasse ermittelt. Analog zu dem organischen Gehalt war der TP im Sediment ebenfalls gering und schwankte zwischen 0,14 und 0,3 mg/g TM. Der Phosphatgehalt im Porenwasser schwankte zwischen 36 und 260 µg/l.

Sehendorfer Binnensee

Im Gegensatz zu den beiden anderen untersuchten Seen wurden im Sehendorfer Binnensee Sedimente mit höheren organischen Gehalten vorgefunden. So lagen alle ermittelten Gehalte über 1 % organische Trockenmasse mit einem Maximalwert von 17,4 %. Der Gesamtphosphorgehalt variierte zwischen 0,27 und 0,94 mg/g TM und war damit auch höher als in den Litoralsedimenten der beiden anderen Seen. Sehr auffällig waren die sehr hohen Phosphatkonzentrationen im Porenwasser des Sedimentes. Die Werte schwankten zwischen 200 und 2500 µg/l und lagen somit um das Zehnfache höher als in den beiden anderen Seen. (siehe Daten auf der Daten-CD).

Bestimmung der Sauerstoffzehrung des Sedimentes

Von den beiden Seen Großer Binnensee und Windebyer Noor wurden jeweils drei Sedimentproben aus der Wassertiefe von 1,5 m ausgewählt, um einen Sauerstoffzehrungsversuch mit verschiedenen Salinitäten anzusetzen. Der Ansatz erfolgte nach der Beschreibung im Kapitel 3.2.

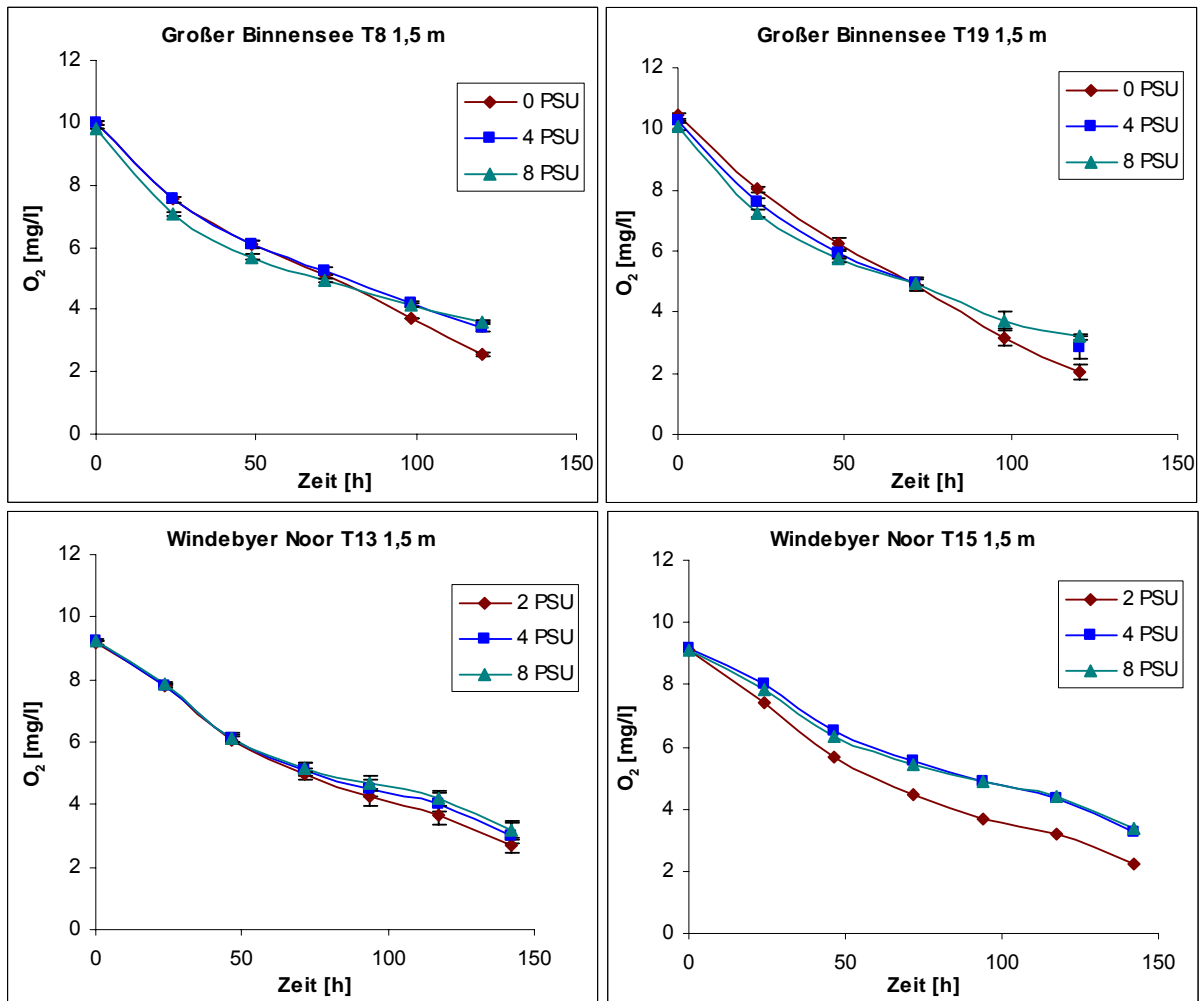


Abbildung 34: Abnahme des Sauerstoffgehaltes im Zehrungsversuch mit dem Sediment von jeweils zwei Sedimentproben aus dem Großen Binnensee und dem Windebyer Noor.

In allen drei Versuchsansätzen konnte eine deutliche Abnahme der Sauerstoffkonzentration innerhalb von 5 Tagen nachgewiesen werden. In der Abbildung 34 ist der Zehrungsverlauf von jeweils zwei Proben aus jedem See dargestellt. Trotz der nur geringen organischen Gehalte des Sedimente (< 1 % organische Trockenmasse) war eine deutliche Abnahme der Sauerstoffgehalte und somit eine hohe mikrobielle Aktivität messbar. Die Sauerstoffzehrung betrug zwischen 38 und 67 mg O₂/g oTM d⁻¹. Damit war eine hohe Sauerstoffzehrung in diesen mineralischen Sedimenten messbar.

Die Versuche mit den drei untersuchten Salinitätsstufen zeigten keine generellen Unterschiede in der Sauerstoffzehrung. Vergleicht man die Sauerstoffzehrung nach 5 Tagen, so wurde jeweils in den Ansätzen mit der geringsten Salinität (Ansatz mit dem jeweiligen Seewasser ohne Zumischung von Ostseewasser) eine höhere Sauerstoffzehrung ermittelt als in den aufgesalzten Versuchsansätzen (4 und 8 PSU). Die Sauerstoffzehrung in den aufgesalzten Ansätzen nahm um maximal 10 % gegenüber der „natürlichen“ Seewasserprobe ab. Die Erhöhung der Salinität führte somit zu einer leichten Abnahme der mikrobiellen Aktivität im Sediment. Dies ist als Effekt der Störung der mikrobiellen Gemeinschaft aufgrund der höheren Salinität anzusehen. Eine kurzzeitige Mobilisierung der heterotrophen Aktivität aufgrund des Salzwassers konnte in diesem Laborversuch nicht aufgezeigt werden.

Vergleich der Sedimente aus dem Litoralbereich der drei Seen

Im Vergleich der drei Seen können für das Litoralsediment große Unterschiede aufgezeigt werden (Tab. 14). So weist das Windebyer Noor die geringsten organischen Gehalte im Sediment auf. Entsprechend gering sind auch die TP-Gehalte. Der Große Binnensee hat bis auf fünf Proben kaum höhere organische Gehalte aufzuweisen, aber diese Sedimente besitzen einen höheren TP-Gehalt (Abb. 35). Eine Korrelation zwischen organischen Gehalt und TP im Sediment ergibt sich nur für den Sehlendorfer Binnensee. Für die beiden anderen Seen ist dies nicht nachweisbar. Die schlickigen Sedimente in den Buchten des Großen Binnensees weisen zwar höhere TP-Werte auf, lassen aber nur bedingt auf korrelative Beziehungen schließen.

Tab. 14: Vergleich der Sedimentdaten aus dem Litoralbereich der drei Seen – Darstellung der Mittelwerte sowie Minimal- und Maximalwert.

	Großer Binnensee	Windebyer Noor	Sehlendorfer See
organische TM [%]	1,58 (0,3-19,8)	0,79 (0,1-5,7)	7,90 (1,1-17,4)
TP [mg/g TM]	0,88 (0,36-0,74)	0,21 (0,13-0,34)	0,53 (0,25-0,94)
Phosphat im	48,9 (6,6-159,8)	80,1 (13,2-258,1)	1317 (173 – 2567)
Porenwasser [µg/l]			
Sauerstoffzehrung	44-67	38-57	
[mg O ₂ / g oTM d ⁻¹]			

Deutliche Unterschiede zwischen den Seen lassen sich auch anhand des Phosphatgehaltes im Porenwasser aufzeigen. Allerdings muss hier auch kritisch betrachtet werden, dass gerade im flachen Litoralbereich durch ständige Durchmischungen des Sedimentes eine Momentsituation bezüglich des Porenwassergehaltes dargestellt wird. Durch die

Durchmischung des Oberflächensedimentes kommt es immer zu diesen Rücklösungen und Auswaschungen der gelösten Nährstoffe.

Die Phosphatkonzentrationen im Porenwasser unterscheiden sich nicht zwischen Großem Binnensee und Windebyer Noor, obwohl die TP-Gehalte im Großen Binnensee deutlich höher sind. Die höchsten Phosphatkonzentrationen im Porenwasser wurden im Sehlendorfer Binnensee gemessen, wobei aber auch hier keine Korrelation zu den TP-Gehalten feststellbar ist.

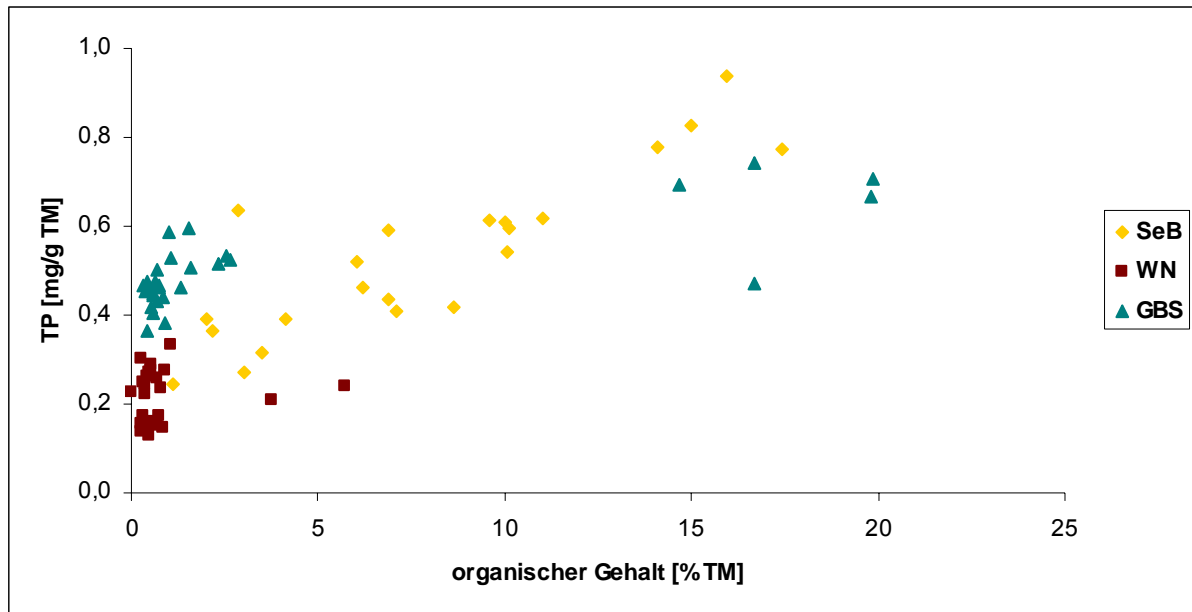


Abbildung 35: Vergleich der organischen Gehalte im Sediment mit dem TP in den drei untersuchten Seen. SeB Sehlendorfer Binnensee, WN Windebyer Noor, GBS Großer Binnensee.

Vergleicht man die Daten aus den Seen mit den Untersuchungen aus den inneren Küstengewässern an der Ostsee (insbesondere der Darß-Zingster Boddenkette), so wurden bedeutend geringere organische Gehalte und Phosphorgehalte in den Litoralsedimenten der Seen vorgefunden als in den Küstengewässern (Selig et al. 2006). Schlungbaum et al. (1984) beschreiben organische Gehalte von deutlich über 20 % der Trockenmasse in den Sedimenten sowie Phosphorgehalte über 1,0 mg/ g TM.

5.2 Untersuchung von Sedimentkernen

Großer Binnensee

Vom Großen Binnensee und Windebyer Noor wurden jeweils vier Sedimentkerne entnommen (siehe Tab. 2) und in 1 cm Sedimentschichten aufgearbeitet. Die Kerne wurde aus dem mittleren Bereich der Seen entnommen bzw. im Falle des Windebyer Noors aus dem tieferen Bereich des Sees. Es wurden hier ebenfalls der Trockenmassegehalt, organischer Trockenmassegehalt, Gesamtphosphorgehaltes (TP) sowie das Orthophosphat

im Porenwasser analysiert. Von jeweils zwei Sedimentkernen aus jedem See erfolgte die Untersuchung der P-Bindungsformen im Sediment.

Die Abbildung 36 zeigt für zwei Sedimentkerne des Großen Binnensees eine Zunahme des Trockenmassegehaltes mit der Tiefe. Für den organischen Gehalt im Sediment konnte für den Kern 8 (Lage siehe Abb. 2) am nord-westlichen Ufer eine Abnahme beobachtet werden, während im Kern 19 aus dem südlicheren Teil des Sees keine Veränderungen mit der Tiefe aufzeigbar sind. Hier wurden auch höhere organische Gehalte gemessen. Insgesamt waren die organischen Gehalte in beiden Sedimentkernen höher als in den 30 untersuchten Transektproben entlang des Uferbereiches. An beiden Beprobungsstellen hat sich organisches Material aufgrund der größeren Wassertiefe verstärkt abgelagert.

Die Phosphatgehalte im Porenwasser zeigen auch ein sehr unterschiedliches Verteilungsmuster und verschiedene Konzentrationen in den Sedimenthorizonten (Abb. 37). In der geschützten Bucht (K8) waren die Konzentrationen viel höher als in dem Sedimentkern aus dem windexponierten Teil des Sees (K19), wo eine Resuspension des Sedimentes und Ausspülung des Phosphates zu vermuten ist. Hier ist erst in einer Sedimenttiefe von 9-10 cm ein Anstieg der Phosphatkonzentration nachweisbar. Bereits die gleichbleibenden organischen Gehalte in den Sedimenthorizonten des K19 deuteten auf eine ständige Durchmischung des Oberflächensedimentes hin.

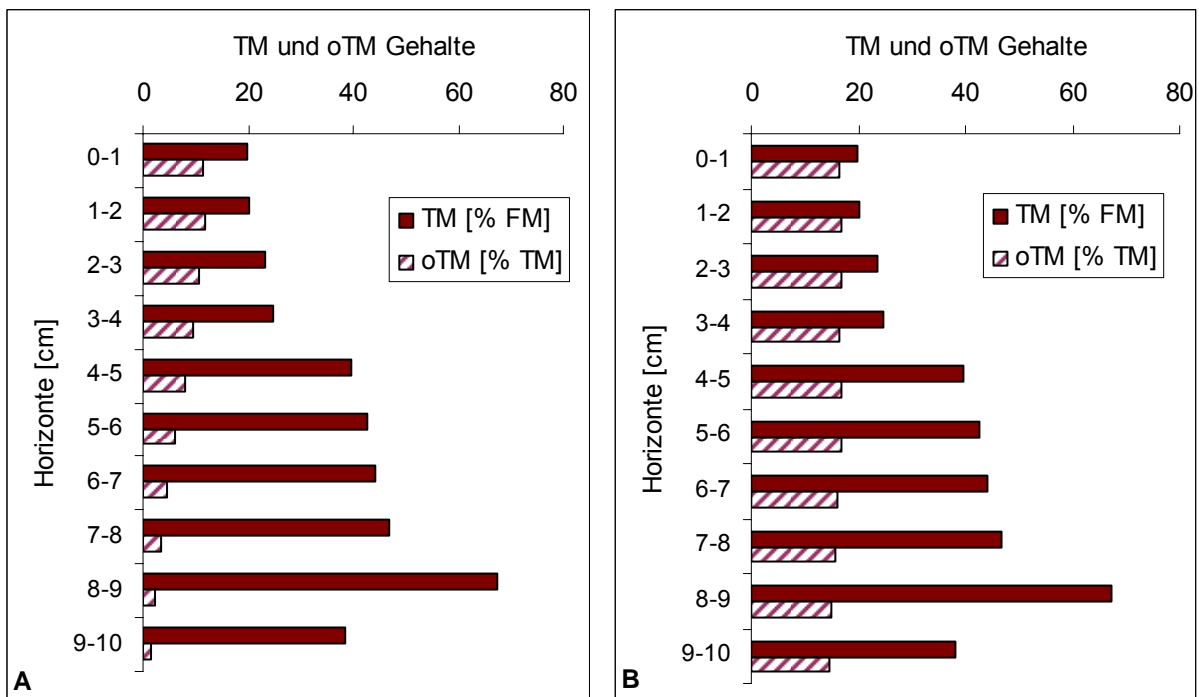


Abbildung 36: Trockenmasse und organischer Trockenmassegehalt in den Sedimentschichten [cm] der Kerne K8 (A) und K19 (B) aus dem Großen Binnensee.

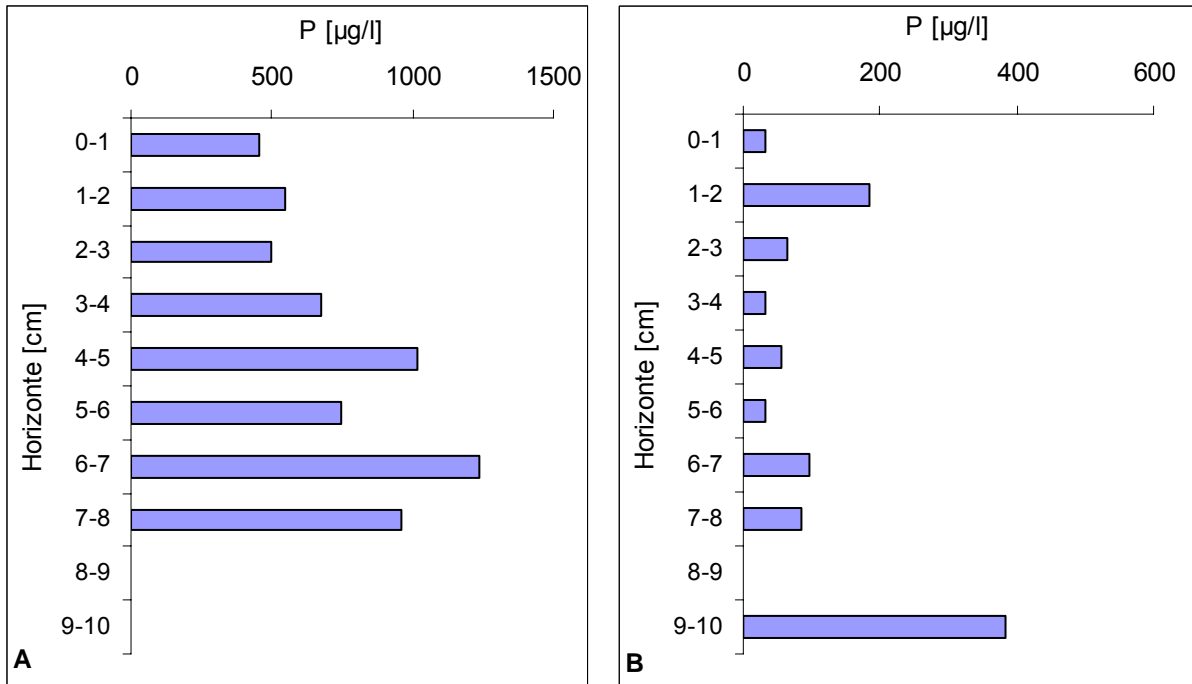


Abbildung 37: Phosphatgehalt im Porenwasser in den Sedimentschichten [cm] der Kerne K8 (A) und K19 (B) aus dem Großen Binnensee.

Die Abbildung 38 zeigt die Verteilung der Phosphorfraktionen in den Sedimenthorizonten beider Sedimentkerne. Hier wurde ein viel höherer extrahierbarer Phosphorgehalt als in den 4 Proben aus dem Litoralbereich (Transekte) ermittelt. Dies bestätigt die bereits durch die höheren organischen Gehalte vermutete verstärkte Ablagerung von nährstoffreichem Material.

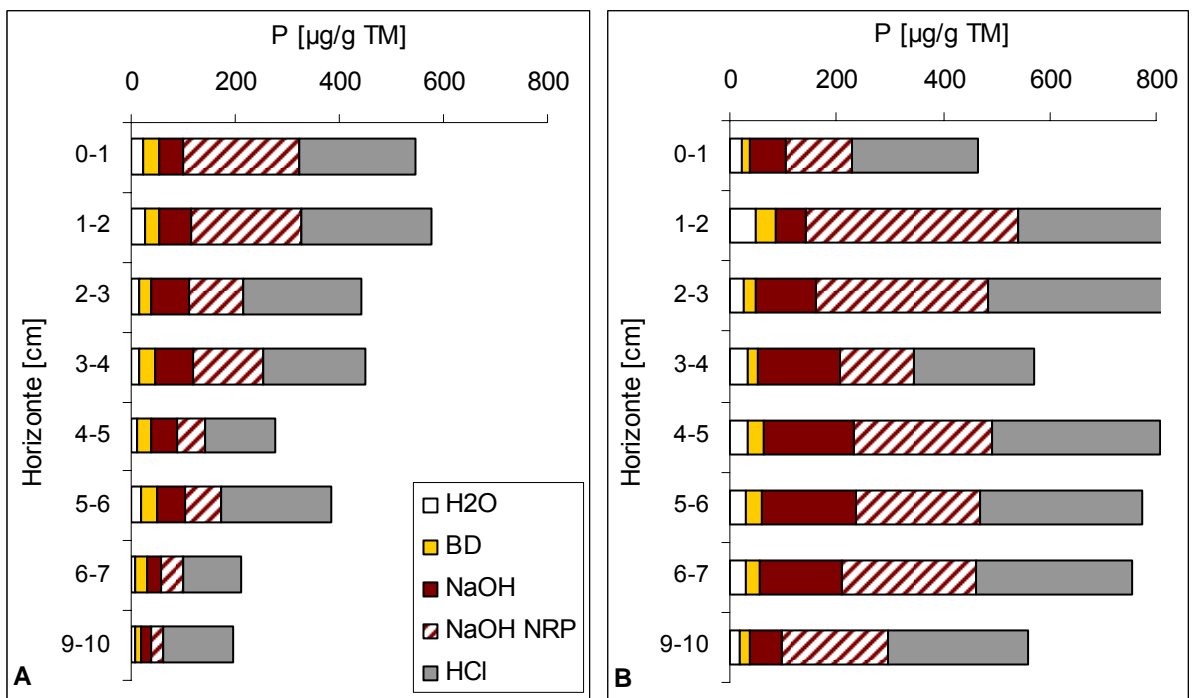


Abbildung 38: Analyse der P-Bindungsformen in den Sedimentschichten [cm] der Kerne K8 (A) und K19 (B) aus dem Großen Binnensee.

So ist der Anteil des organischen Phosphors (NaOH-NRP) auch in beiden Kernen deutlich höher als in den untersuchten Transektproben (Abb. 33). Trotz des hohen Anteils an organischem Phosphor dominiert zumeist der HCl-lösliche Phosphor in den Sedimenthorizonten. Der labile Phosphor (H_2O) und redoxensitive Phosphor (BD) sind in allen Proben auch in den Sedimentkernen gering.

Windebyer Noor

Für das Windebyer Noor können ähnliche Aussagen wie für die Untersuchungen zum Großen Binnensee getroffen werden. Hier sind aber die Nährstoffanreicherungen im tiefen Becken des Sees noch bedeutend höher als in den untersuchten Sedimentkernen des Großen Binnensees. So wurden hier organische Gehalte von über 40 % TM ermittelt (Abb. 39). Die TP-Gehalte lagen über 1,5 mg/g TM und die organische Phosphorfraktion war bedeutend größer als in den Litoralsedimenten (Abb. 40). Im tiefen Becken dieses Sees ist es daher zu einer massiven Anreicherung von schlickigen, nährstoffreichen Sedimenten gekommen.

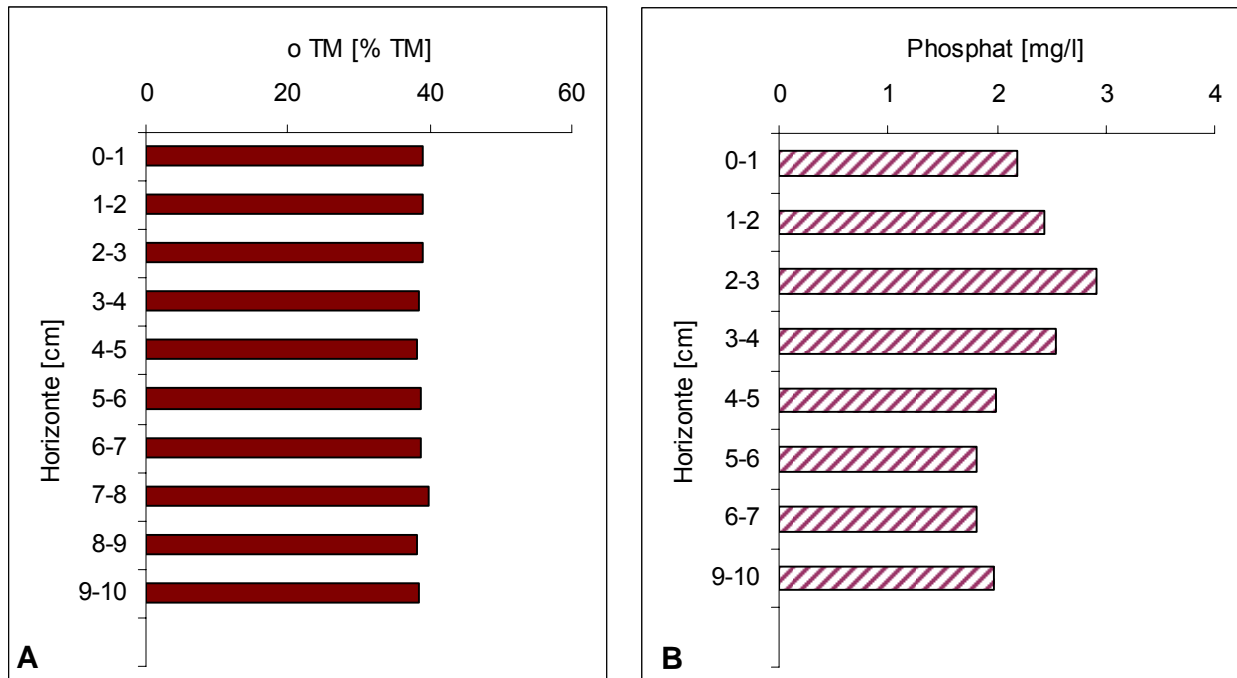


Abbildung 39: organischer Trockenmassegehalt (A) sowie Phosphatkonzentration im Porenwasser (B) in den Sedimentschichten [cm] des Kernes K5 aus dem Windebyer Noor.

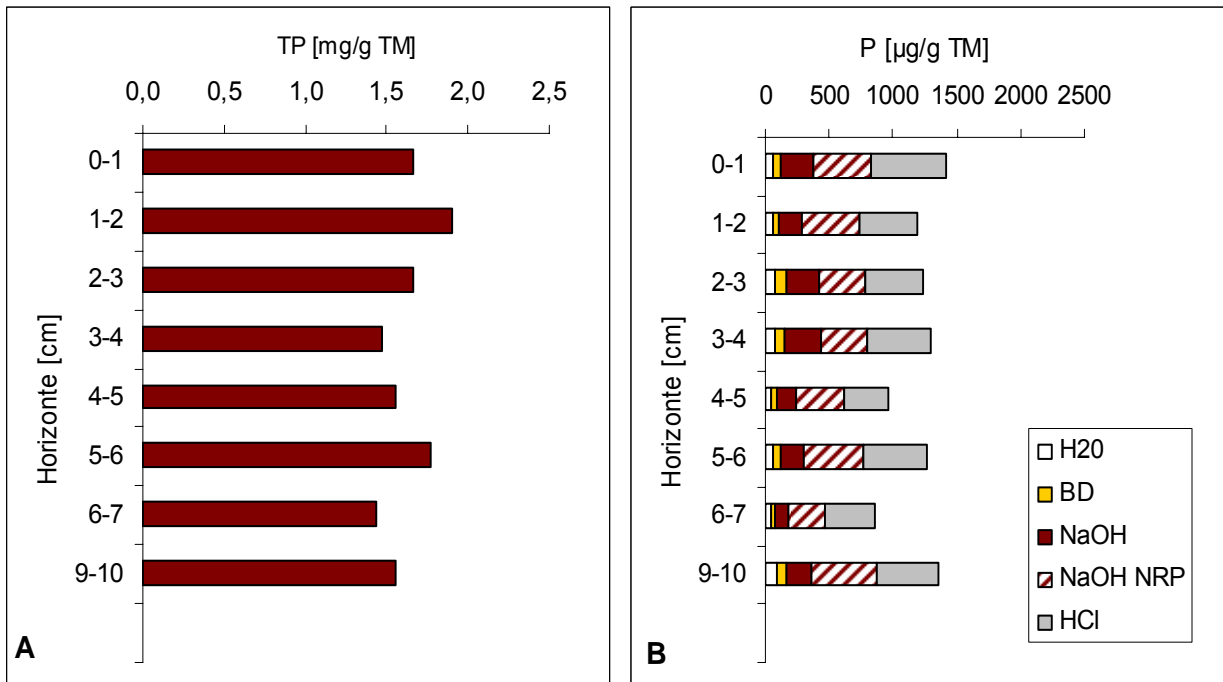


Abbildung 40: Gesamtphosphatkonzentration (A) sowie P-Fractionen (B) in den Sedimentschichten [cm] des Kernes K5 aus dem Windebyer Noor.

5.3 Kalkulation der internen und externen Nährstoffeinträge

Auf Grundlage der Sedimentuntersuchungen kann das P-Reservoir in den Seensedimenten abgeschätzt werden. Dazu werden sowohl die Litoralsedimente als auch die Sedimentkerne aus den tieferen Bereichen der Seen genutzt. Die Flächenanteile der Seen wurden mittels bathymetrischer Karten berechnet. So konnten die vorliegenden punktuellen Daten mittels Mittelwertbildung und Zuordnung der Tiefenbereiche auf die Seefläche umgerechnet werden. Da der Flachwasserbereich der Seen (Gewässertiefe < 2 m) relativ hoch ist (über 40 % der Seefläche), war die vorhandene Datenmenge homogen und auch ausreichend verteilt, um eine Flächenkalkulation durchzuführen. Der Große Binnensee und der Sehlendorfer Binnensee wiesen dabei einen ungefähr gleichgroßen Phosphorpool im Sediment auf (Tab. 15). Die akkumulierte Menge im Windebyer Noor ist bedeutend geringer, obwohl die Seefläche bedeutend größer als vom Sehlendorfer See ist. Das Windebyer Noor hat aber ein viel kleineres Einzugsgebiet. Der verfügbare P-Pool (Summe der ersten drei Extraktionsschritte) lag bei ca. 50 % des gesamten P-Pools in allen drei Seen. Während der organische Phosphor ca. 30 % des gesamten P-Pools im Windebyer Noor ausmachte, lag dieser Anteil im Großen Binnensee nur bei 20 %.

Tabelle 15: Kalkulierte Phosphormenge in den Seesedimenten und Hypolimnion.

	Großen Binnensee	Windebyer Noor	Sehlandorfer Binnenseen
Gesamter P-Pool (TP-Gehalte)	47520 kg	6488 kg	48600 kg
Verfügbare P-Pool (P-Fraktionierung)	23760 kg	3270 kg	24300 kg
Organischer P (NaOH-NRP Fraktion)	9504 kg	2020 kg	14580 kg
Akkumulation Phosphat im Hypolimnion		470 kg	

Die kalkulierten Phosphormengen in Tabelle 15 geben einen ersten Eindruck über die gespeicherte Phosphormenge im Sediment und deren Verfügbarkeit. Für eine Bilanzierung der Nährstoffverhältnisse in einem See müssen die Freisetzungsraten berechnet werden. Tabelle 16 listet die verschiedenen Methoden auf und schätzt ihre Anwendbarkeit für die untersuchten Seen ein. Für eine exakte Bilanzierung der Nährstoffflüsse an der Sediment-Wasser Kontaktzone sind Versuche mit intakten Sedimentkernen oder Enclosure unter Berücksichtigung saisonaler Aspekte und räumlicher Variabilität im Gewässer notwendig. Diese sind sehr zeitaufwendig. Da diese Versuche aber auch nur mit ausgewählten (wenigen) Sedimentproben gemacht werden können, ist deren Aussagekraft auch begrenzt. Weiterhin lassen sich auch nur bedingt die unter Labormessungen gewonnenen Ergebnisse auf die Situation im Gewässer übertragen.

Tab. 16: Überblick über die Methoden zur Kalkulation der P-Freisetzungsraten aus Seesedimenten und deren Anwendbarkeit auf die drei untersuchten Seen.

Methoden zur Kalkulation der P-Freisetzung	Anwendbarkeit für Großen-/ Sehlandorfer Binnensee	Anwendbarkeit für Windebyer Noor
Abbauversuche im Labor oder Freiland (Enclosure)	hoher Zeitaufwand, Übertragbarkeit eingeschränkt	hoher Zeitaufwand, Übertragbarkeit eingeschränkt
molekulare Diffusionsrate	nur bei ungestörten Sedimenten anwendbar – nicht für Flachseen geeignet	Für den tieferen Beckenbereich möglich, aber Beprobung fand erst im Sommer nach P-Freisetzung statt
P-Freisetzungspotential aus TP im Profil (Kern) nach Lewandowski (2002)	nur bei ungestörten Sedimenten anwendbar – nicht für Flachseen geeignet	anwendbar, aber nur sinnvoll bei Beprobung vor Sommerstagnation
Akkumulation Phosphat im Hypolimnion	nicht anwendbar bei Flachseen	anwendbar, Datenlage aber schlecht
P-Fraktionierung	anwendbar, gibt aber mehr den verfügbaren Pool des Sedimentes an	anwendbar, gibt aber mehr den verfügbaren Pool des Sedimentes an
Abbaukinetik mit Abbaukonstanten nach Penn et al. (1995)	anwendbar, Nutzung der Abbaukonstanten aus Literatur	anwendbar, Nutzung der Abbaukonstanten aus Literatur

In geschichteten Gewässern wird sehr oft über die molekulare Diffusionsrate die P-Freisetzungsrates berechnet. Dies geht für die beiden Flachseen nicht und kann auch für das Windebyer Noor nicht angewendet werden, weil die Beprobung erst während der Stagnationsphase stattgefunden hatte, wo sich bereits ein anaerobes Hypolimnion mit einer P-Anreicherung ausgebildet hatte. Dadurch würde die Berechnung der Diffusionsrate zu einer geringeren Freisetzungsrates führen. Die Akkumulation des Phosphates im Hypolimnion des Windebyer Noor gibt einen ersten Einblick über die P-Freisetzung (Tab. 15). Die dafür notwendigen Messungen erfolgten nicht im Wasserkörper und die vorhandene Datenlage aus den Vorjahren war auch nicht geeignet. Die Daten für diese Kalkulation stammen aus den Messungen des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (LLUR) von 2002. Diese Datengrundlage wurde auch dazu benutzt anhand der gemessenen Phosphormenge im See vor und nach der Sommerstagnation die interne P-Freisetzung zu kalkulieren. Danach wurde für den Sommer 2002 eine interne P-Freisetzung von 1500 kg für das Windebyer Noor berechnet (Angaben des LLUR). Diese Phosphormenge konnte aber nicht durch die gemessenen P-Akkumulation im Hypolimnion bestätigt werden (Tab. 15). Die so aus dem Juni und September 2002 kalkulierte P-Freisetzung würde eine Phosphorkonzentration von 0,6 mg/l im Hypolimnion des Sees vor der Durchmischung erfordern. Dieser Wert konnte durch die vorliegenden Messungen aber nicht annähernd bestätigt werden. Es ist daher anhand der Daten nicht eindeutig nachvollziehbar, ob diese im September kalkulierte Zunahme der P-Konzentration nur auf die anaerobe Freisetzung während der Sommerstagnation rückführbar ist, oder hier auch Freisetzungen im Litroalbereiches des Sees oder auch Einträge aus dem Einzugsgebiet des Sees eine Rolle gespielt haben. Für eine entsprechende genaue Kalkulation ist die Datenlage in der räumlichen und zeitlichen Auflösung zu gering. Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass die Sommerstagnation im See sehr kurz ist und aufgrund der Morphometrie des Sees auch als instabil einzuschätzen ist (Tiefengradient 1,49 – Schichtungen werden zumeist erst ab einem Tiefengradient von 1,5 erwartet). Dadurch sollten die internen anaeroben P-Freisetzungen auch stark zwischen den einzelnen Jahren schwanken.

Von den aufgelisteten Methoden (Tab. 15) war daher die Anwendung der Methode von Penn et al. (1995) als einzige geeignet, die interne P-Freisetzung für alle drei Seen nach der gleichen Methode zu kalkulieren. Da keine eigenen Abbauversuche durchgeführt wurden, konnten nur die Abbaukonstanten aus der Literatur übernommen werden. Die Berechnung erfolgte wie folgt:

$$\ln P_{L,t} = k * t - \ln P_{L,t0}$$

$P_{L,t}$ P-Menge zum Zeitpunkt t

$P_{L,0}$ P-Menge zum Zeitpunkt t_0

k Abbaukonstante (a^{-1}), angenommen 0,1 und $0,3a^{-1}$ (nach Penn et al. 1995)

Mittels der beiden Abbaukonstanten 0,1 und $0,3 a^{-1}$ wurde die interne P-Freisetzung kalkuliert (Tab. 17). Diese wurde mit den ermittelten Referenzeinträgen (nach LAWA Richtlinie 1998) sowie mit den ermittelten aktuellen externen P-Einträgen (vorliegende Kalkulation durch das LLUR) verglichen.

Tabelle 17: Referenzeintrag, aktueller externer P-Eintrag und kalkulierter interner P-Eintrag in kg/a für die drei Seen.

	Großer Binnensee	Windebyer Noor	Sehlendorfer See
P-Referenzeintrag	1032	119	361
P-aktueller externer Eintrag	5913	746	3892
Kalkulierte interne P-Freisetzung	900 – 2300	170 - 310	1300 - 2300

Die internen P-Freisetzungsraten nach Penn et al. (1995) schwankten entsprechend der verwendeten Abbaukonstante zwischen 900/1300 und 2300 kg/a für den Großen Binnensee und den Sehlendorfer Binnensee. Für das Windebyer Noor wurden 170 bis 310 kg/a berechnet. Die mittels dieser Methode kalkulierte P-Freisetzung für das Windebyer Noor liegt deutlich unter der Kalkulation des LLUR anhand der Freiwassermessungen von 2002.

Der Vergleich dieser Freisetzungsraten muss aber im Vergleich zu den Referenzeinträgen und aktuellen externen Einträgen erfolgen. Dabei fällt auf, dass die so kalkulierte interne P-Freisetzung (Tab. 17) in allen drei Seen deutlich unter der externen Einträgen liegt, selbst bei Anwendung der höheren Abbaukonstanten. Während der Anteil der internen P-Freisetzung bei 40 % für den Großen Binnensee und das Windebyer Noor liegt, so beträgt dieser 60 % im Sehlendorfer Binnensee. Dies ist vor allem unter dem Aspekt besonders von Bedeutung, dass die externen P-Einträge derzeit zehnfach höher liegen als die natürlichen Einträge (Referenzeintrag). Der Sehlendorfer Binnensee hat auch das größte Einzugsgebiet im Verhältnis zur Seefläche (Tab. 1). In den beiden anderen Seen übersteigt der externe Eintrag den natürlichen Eintrag um das sechs- bzw. siebenfache. Das Windebyer Noor weist ein sehr kleines Einzugsgebiet bezogen zur Seefläche auf. Dadurch sollte für diesen See auch die interne P-Freisetzung für die Gesamtbilanz des Sees bedeutungsvoller sein. Aus den nun vorliegenden Kalkulationen ergeben sich unterschiedliche Größenordnungen für die interne P-Freisetzung aus diesem einen See. Nach der Kalkulation des LLUR wäre hier die interne P-Freisetzung größer als die derzeit kalkulierten externen P-Einträge.

5.4 Einschätzung und Vergleich der Nährstoffakkumulation/-freisetzung aus dem Sediment

Die Untersuchungen der Sedimentchemie zeigten sehr unterschiedliche Schlickakkumulationen in den Seen. Während der Sehlendorfer Binnensee derzeit fast vollständig verschlickt ist, kommt es im Großen Binnensee vor allem in den Buchten zur Ablagerung und Akkumulationen von Schlicksedimenten. Im Windebyer Noor sammeln sich die nährstoffreichen Sedimente im Tiefenbereich des Sees, was zu einer sehr starken sommerlichen Sauerstoffzehrung und Anaerobie führt.

Die Bilanzierung der Nährstoffeinträge hat gezeigt, dass die externen Einträge noch deutlich über den kalkulierten internen P-Freisetzungen liegen. Eine Ausnahme bildet hier das Windebyer Noor, für das unterschiedliche Kalkulationen (siehe Kapitel 5.3) vorliegen. Hier sollte zunächst noch mal eine möglichst genaue Kalkulation zu dem See mit einem entsprechenden Meß- und Untersuchungsprogramm erfolgen. Aus diesem Grund sollten zunächst für alle drei Seen keine Maßnahmen angestrebt werden, welche die interne Freisetzung reduzieren. Hier müssen zuerst Maßnahmen im Einzugsgebiet ergriffen werden. Welche die Nährstoffeinträge in die Seen minieren. Dies betrifft vor allem den Sehlendorfer Binnensee, wo die derzeitigen externen Einträge extrem hoch sind.

In allen drei Seen ist es – wenn auch in unterschiedlicher Quantität und räumlicher Verteilung - aufgrund der anthropogenen Beeinflussung zu Anreicherung von Nährstoffen gekommen. Dies führt auch in allen drei Seen zu einer internen P-Freisetzung. Während im Windebyer Noor die sommerliche P-Freisetzung unter anaeroben Bedingungen dominiert, werden in den anderen beiden Seen durch windinduzierte Aufwirbelungen immer wieder Nährstoffe zurück in den Wasserkörper transportiert. Dieser Prozess könnte durch eine Ausbildung einer submersen Vegetation minimiert werden, weil dadurch die Sedimentoberfläche stabilisiert wird und keine so starken Sedimentaufwirbelungen mehr erfolgen können. Dies bedeutet, dass durch die Senkung der externen Nährstoffeinträge und somit Verbesserung des Lichtklimas gleichzeitig eine Stabilisierung der Sedimente im Litoralbereich der Seen erfolgen würde, was auch die interne P-Freisetzung minieren würde. Da alle Seen ausgeprägte Flachwasserzonen haben, könnte dieser Effekt großflächig eintreten. Im Gegensatz zu den geschichteten Seen mit großen Tiefenbecken wäre also auch schon durch die Senkung der externen Einträge auch eine Auswirkung auf die internen Freisetzungsprozesse gegeben.

Dass die Vegetation sich sehr schnell entwickeln kann, haben die Keimungsversuche bewiesen. Auch die schlickigen Sedimente sollten keine Ausbreitungsbarriere für die Vegetation bilden. Insbesondere die Characeen können sich auch auf organischen

Sedimenten gut ausbreiten. Selig et al. (2006) fanden nur einen schwachen Einfluss der Phosphorgehalte im Sediment auf die Ausbreitung der submersen Vegetation.

6 Veränderungen bei Salzwassereinstrom und Risikoabschätzung

Zielsetzung des Vorhabens war die Einschätzung der Auswirkungen von Salzwassereinstrom nach Öffnung der Siele auf die Lebensgemeinschaften im See. Als Grundlage dazu diente das Szenario von Larson und Pohl (2007), welche den Salzwassereinstrom entsprechend der technischen Veränderungen der Bauwerke bzw. entsprechend der Öffnung modellierten. Für den Großen Binnensee und das Windebyer Noor wurden die Salzgehalte entsprechend der Szenarien modelliert (Abb. 41). Danach würden sich bei optimiertem Sielbetrieb Salinitäten von ca. 8 PSU einstellen.

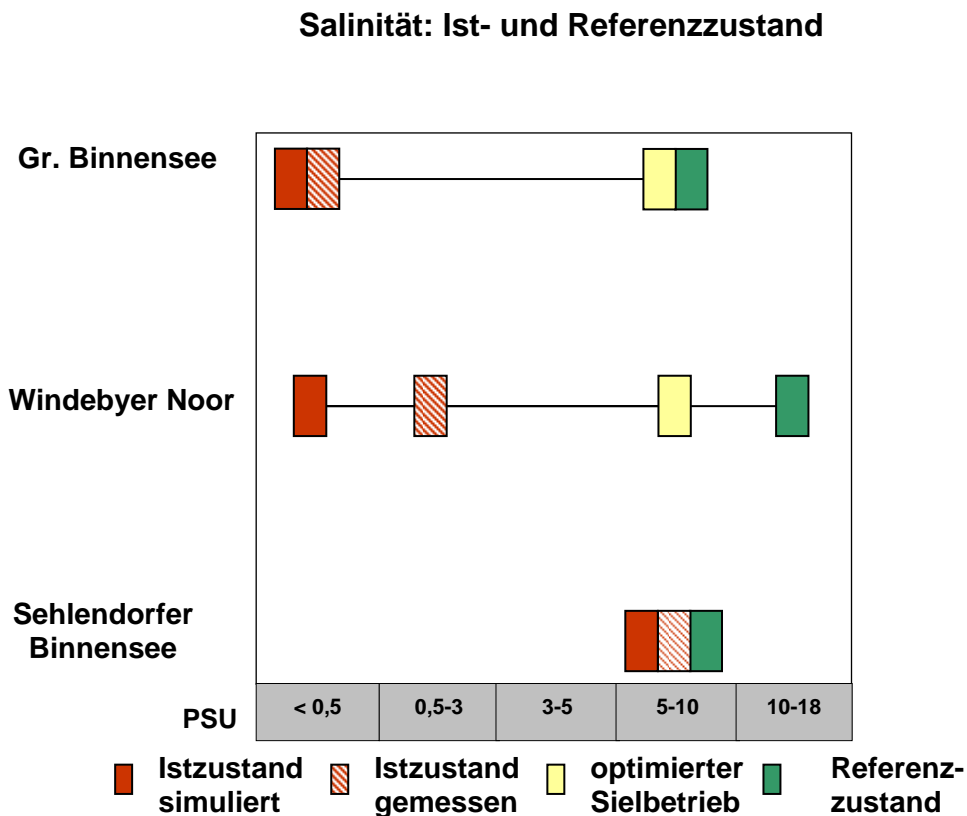


Abbildung 41: Szenarien der drei untersuchten Strandseen (Larson und Pohl 2006).

Aufgrund der vorliegenden Szenarien wurde sich im Rahmen der Untersuchungen auf zwei Schwellenwerte der Salinität konzentriert: 4 PSU und 8 PSU.

6.1 Veränderungen der Makrophytengemeinschaft nach Salzwassereinstrom

Im Großen Binnensee ist mit einer wesentlichen Veränderung des Arteninventars des Jahres 2007 auch bei den durch die Simulation maximal zu erwartenden Salzgehalten von 8 PSU nicht zu rechnen. Das trifft ebenfalls für den Salzgehalt von 4 PSU zu, der als zweite Obergrenze des Salzgehaltes in der Simulation zugelassen wurde. Jedoch wird eine wichtige bestandsbildende Art (*Chara vulgaris*) beim 8 PSU Szenario ausfallen, die im 4 PSU Szenario noch vorhanden ist. Lediglich die zwei Arten *Potamogeton berchtoldii* und *P. friesii* könnten in salzhaltigen Bereichen des Sees (> 3 PSU) abhanden kommen. Diese beiden Arten sind also schon in der Simulation der unteren Salinität von 4 PSU gefährdet. Allerdings ist beim Szenario von 8 PSU mit einer besseren Lichtverfügbarkeit zu rechnen. Da die Lichtverhältnisse der wesentliche Faktor für eine Wiederbesiedlung sind, sollte also dieses Szenario auch möglichst genutzt werden. Die veränderten Unterwasserlichtverhältnisse könnten zum verstärkten Auftreten von Characeen führen, deren lokales Auftreten im See durch den sich einstellenden Salzgradienten bestimmt ist. Unterhalb des Salzgehaltes von 4 PSU wird es dabei quantitativ zu einer stärkeren Ausbreitung von Characeen kommen als an der Obergrenze der Simulation von 8 PSU. Insbesondere ist mit dem Auftreten von *Chara vulgaris* nur bis zu einem Salzgehalt von 4 PSU zu rechnen. Wenn sich höhere Salinitäten im See einstellen, so ist mit der Entwicklung dieser Art nicht mehr zu rechnen. Dies würde nun dafür sprechen, hier eine Regulierung der Salinität zu erwägen. Allerdings ist bei 8 PSU durch die besseren Lichtverhältnisse wiederum mit einem verstärkten Algenwachstum zu rechnen. Die jahreszeitlichen Schwankungen nach Larsen und Pohl (2006) mit Süßwasserverhältnissen im Winter und brackigen Verhältnissen im Sommer könnten einen Einfluß auf das Keimungsverhalten aber auch auf das Wachstum der Pflanzen haben. Sie können dazu führen, dass im noch salzarmen Wasser im Frühjahr die Keimung von *Chara contraria* und *Chara vulgaris* begünstigt wird, wogegen sich dieser Rhythmus negativ auf die Keimung von *Tolypella nidifica* auswirken wird. Letztere ist eine Art, die vor allem im Frühjahr/-sommer vorkommt und damit zusätzlichem Stress ausgesetzt wäre. Die hohen Salinitäten im Sommer bewirken für alle Süßwasserarten und Arten deren Salinitätsoptimum unterhalb dieses Wertes liegt eine Stresssituation, welche das Wachstum und die Sporenbildung dieser Arten hemmen. Die Ausbreitung der Makrophyten wird verstärkt von den Flachwasserbereichen um 0,5 m Wassertiefe ausgehen. Das Risiko der Verarmung an Arten der Makrophytengemeinschaft ist durch den Salzwassereinstrom bis 8 PSU eher als gering und von 4 PSU als vernachlässigbar einzuschätzen.

Die Dezimierung der Artenzahl im Windebyer Noor wird durch die geplanten Maßnahmen der Regulation der Salinität auf maximal 8 PSU ebenfalls gering sein. Ebenso trifft das auf den simulierten Salzgehalt von 4 PSU zu. In diesem See besteht jedoch nicht die Gefahr, dass bestandsbildende Arten bei Anwendung des 8 PSU Szenarios ausfallen. Nur

Potamogeton perfoliatus könnte im salzreichen Wasser des Sees (> 3 PSU), also nur lokal, abhanden kommen. Diese Art ist dann bereits unterhalb der unteren Simulationsgrenze von 4 PSU bedrängt. Auch in diesem See wird die Veränderung des Unterwasserlichtklimas eher zur Erhöhung der Artenzahl und Abundanz der Characeen führen. Dieser Effekt wird verstärkt bei dem angestrebten Szenario von 8 PSU auftreten, da in diesem Falle die Lichtverhältnisse besser sind. Da die negativen Effekte der Salinitätserhöhung gering sind, kann in diesem See gleich das 8 PSU Szenario angestrebt werden. Diese Auswirkungen werden durch den eingestellten Salzgradienten im See gesteuert. Nach Larsen und Pohl (2006) kommt es in diesem See im Unterschied zum Großen Binnensee nur zwischen den Jahren zu wesentlichen Schwankungen der Salinität. Die Änderungen betragen dann ca. 4 PSU. In diesem See ist also damit zu rechnen, dass die Keimung der Characeen in Abhängigkeit von der Salinität durch den jährlichen Salzgehalt bestimmt wird. In Jahren, in denen die Salinität höher ist, wird der Stress für Süßwasserarten höher sein und deren Wachstum behindern. Es könnte also Jahre mit hohen Salzgehalten geben, in denen die Keimung von *Chara contraria* gehemmt ist. Andernfalls könnten solche Jahre förderlich für das Wachstum von *Chara canescens* und *Tolypella nidifica* sein, die ihr Salinitätsoptimum in diesem Bereich haben. Bei geringeren jährlichen Salzgehalten (< 4 PSU) wird die Abundanz der Characeen insgesamt höher sein, als beim Höchstwert der simulierten Salinität von 8 PSU. Die Veränderung der Makrophytengemeinschaft durch den Salzwassereinstrom bis zu 8 PSU ist mit einem geringen und bis zu 4 PSU mit einem vernachlässigbaren Risiko behaftet.

Nur durch die Erhöhung der Salinität in den Seen wird es nicht zu einer Zunahme der Arten kommen. Es sind keine Diasporen von Arten im Sediment vorhanden, deren Salztoleranz auf Salzgehalte zwischen 4 und 8 PSU begrenzt ist. Das zeigte sich auch in den Keimungsexperimenten, bei denen zwar die Abundanz der Arten von der Salinität abhängt aber nicht die Anzahl der Arten. Unter den Laborbedingungen wurde die Konkurrenz durch Plankton jedoch weitestgehend ausgeschlossen und für optimale Lichtbedingungen gesorgt. Dadurch sind die Ergebnisse nicht direkt auf das Freiland übertragbar und beinhalten ein gewisses Risiko, dass die Keimungserfolge sich auch unter Freilandbedingungen einstellen. Neben den möglichen Veränderungen in der Artenzusammensetzung stellt sich auch die Frage, in wieweit eine Veränderung in der Tiefenausbreitung der submersen Vegetation zu erwarten ist. So sollte die Hypothese geprüft werden, ob durch den Salzwassereinstrom sich das Lichtklima im Gewässer verbessert. Dies hätte unmittelbaren Einfluss auf die Tiefenausbreitung der submersen Vegetation. Auf diesen Aspekt wird im nächsten Kapitel eingegangen, da die Verbesserung der Sichttiefenverhältnisse direkt an die Phytoplanktonentwicklung im See gekoppelt ist.

6.2 Veränderungen der Planktongemeinschaft nach Salzwassereinstrom

Neben der Fragestellung der Reaktion der submersen Vegetation auf den Salzwassereinstrom soll die Fragestellung des Einflusses auf die planktischen Gemeinschaften diskutiert werden. So werden Veränderungen sowohl in der Biomasseentwicklung (daraus resultierend Verbesserung des Lichtklimas) und in der Artenzusammensetzung der planktischen Lebensgemeinschaften erwartet. Im Rahmen des Projektes wurden dazu keine Daten erhoben, so dass hier nur auf vorhandene Daten zu den Seen und auf Literaturangaben zurückgegriffen werden kann.

Veränderung des Lichtklimas bei Salzwassereinstrom

Durch den Salzwassereinstrom kommt es zu einer Verdünnung des „Seewassers“ und somit zu einer Erniedrigung der Nährstoffkonzentrationen im Wasserkörper des Sees. Soweit noch keine Lichtlimitation für das Phytoplankton vorliegt, bestimmt die Konzentration an gelösten Nährstoffen (Phosphat, Stickstoff) die Intensität der Primärproduktion und somit die Trophie des Gewässers. Die beiden Seen Großer Binnensee und Windebyer Noor wurden 2002 und 2007 als polytrophe Gewässer nach der LAWA Klassifizierung für limnische Seen eingestuft (Tab. 18).

Tabelle 18: Nährstoffkonzentrationen (Sommermittelwerte) und Trophieeinschätzung der beiden Seen basierend auf den Daten 2007 (Großer Binnensee) und 2002 (Windebyer Noor).

	Großer Binnensee	Windebyer Noor
TP [mg/l]	0,14	0,14
TN [mg/l]	1,825	1,2
Chl a [$\mu\text{g/l}$]	79	73
Sichttiefe [m]	0,4	0,6
LAWA-Ist	p2	p1
LAWA-Trophie-Index	4,1	4,0

Sagert et al. (2008) untersuchten die Nährstoffverhältnisse in den inneren Küstengewässern der Ostsee und erstellten anhand der durchgeführten Analysen ein Bewertungsmodell für das Phytoplankton. Die Auswertung der Daten zeigten klare Korrelationen zwischen Gesamtstickstoff (TN), Chl a und Sichttiefe. Dazu wurden folgende Gleichungen aufgestellt:

$$(1) \quad \text{Chl a}_{(\text{Mai-Sep})} \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{l}} \right] = 0,0209 \left[\frac{\mu\text{g}}{\mu\text{mol}} \right] \cdot \text{TN}_{(\text{Mai-Sep})}^{1,6285} \left[\frac{\mu\text{mol}}{\text{l}} \right]$$

$$(2) \quad \text{Sichttiefe}_{(\text{Mai-Sep})} [\text{m}] = -1,3306 \sqrt{\frac{\text{Chla} [\mu\text{g/l}]}{26,626}}$$

Diese Gleichungen wurden genutzt, um die Veränderungen der Chlorophyllkonzentrationen und der Sichttiefe zu berechnen. Dazu wurden die TN Sommerwerte (Tab. 18) genutzt und danach Chl a und die Sichttiefe berechnet. Entsprechend der „Verdünnung“ des Seewassers bei Salzwassereinstrom (Szenario 4 und 8 PSU) wurden die daraus sich ergebenden theoretischen TN Konzentrationen berechnet und hier ebenfalls daraus der Chl a Gehalt und die Sichttiefe kalkuliert. Die Ergebnisse sind in der Tab. 19 gegenübergestellt. Nach der Berechnung von Sagert et al. (2008) werden anhand der gemessenen TN Konzentrationen Chl a Konzentrationen von 58 bzw. 29 $\mu\text{g/l}$ berechnet. Diese Werte liegen deutlich unter den real gemessenen Konzentrationen in den Seen (Tab. 18). Insbesondere die TN Werte des Windebyer Noors sind so gering, dass hier deutlich geringere Chl a Konzentrationen und eine höhere Sichttiefe errechnet werden. Dies lässt vermuten, dass für diesen See die TN Konzentration nicht der bestimmende Faktor der Produktion ist bzw. die gemessene Konzentration darauf hinweist, dass hier die TN Konzentration nicht die limitierende Größe im See ist. Die höheren Chlorophyllkonzentrationen bzw. Produktivitäten lassen sich nur durch eine N_2 -Fixierung aus der Luft erklären oder starken Nachlieferungen aus dem Sediment. Die wesentliche Schlussfolgerung aus dieser Kalkulation mit den TN-Chl Werten ist, dass man nicht davon ausgehen kann, dass es durch den Salzwassereinstrom nicht zu einem Rückgang der sommerlichen Phytoplanktonbiomasse kommt. Durch den Salzwassereinstrom ist eine Verdünnung der Nährstoffe im Wasserkörper zu erwarten – Phosphor ist ausreichend im Sediment vorhanden und wird dadurch nicht limitierend und Stickstoff kann aus der Luft aktiv nachgeliefert werden. Es ist also zu vermuten, dass aufgrund der N-Fixierung und P-Nachlieferung aus dem Sediment analoge Biomassen gebildet werden.

Tab. 19: Kalkulation der Chlorophyllwerte und Sichttiefe nach Salzwassereinstrom basierend auf den Berechnungen von Sagert et al. (2008) und den Stickstoffwerten vom Großen Binnensee (2007) und Windebyer Noor (2002).

	Großer Binnensee			Windebyer Noor		
	N [$\mu\text{mol/l}$]	Chl a [$\mu\text{g/l}$]	Sichttiefe [m]	N [$\mu\text{mol/l}$]	Chl a [$\mu\text{g/l}$]	Sichttiefe [m]
0/ 2 PSU	130,4	58,1	0,55	85,7	29,4	0,9
4 PSU	103,4	39,9	0,7	69,9	21,1	1,2
8 PSU	76,5	24,4	1,1	54,2	13,9	1,6
Referenzwert	40	8,5	2,4	40	8,5	2,4

Unabhängig von den zu gering berechneten Chlorophyllwerten mittels dieser Kalkulation soll hier ein Vergleich der Berechnungen zwischen den drei Salzstufen vorgenommen werden.

Der Zufluss von Salzwasser und somit Erhöhung der Salinität auf 4 bzw. 8 PSU würde zu einer Verringerung um 30 bzw. 60 % der Chlorophyllkonzentrationen und entsprechenden Erhöhung der Sichttiefe führen. Während diese prozentualen Steigerungen sich noch sehr hoch anhören, ist aber bei der jetzigen Nährstoffbelastung für den Großen Binnensee u. a. auch bei einem Salzeinstrom mit einer Salinität von 8 PSU nur eine Sichttiefe von 1 m zu erwarten, was auch in diesem Fall keine ausreichenden Lichtbedingungen für die submerse Vegetation bietet. Legt man den Referenzwert von Sagert et al. (2008) zugrunde, so wäre hier eine theoretische Sichttiefe von 2,4 m möglich. Danach wäre hier eine Makrophytendominanz und Besiedlung der gesamten Seefläche denkbar. Da die Sichttiefen durch die verringerten Chlorophyllkonzentrationen beim 8 PSU Szenario jedoch höher sind, sollte diese Möglichkeit der Verbesserung des Lichtklimas auch ausgenutzt werden.

Domin et al. (2004) entwickelten ein Lichtmodell für die inneren Küstengewässer, um die pristinen Lichtbedingungen zu berechnen und somit den Referenzzustand dieser Gewässer zu charakterisieren. Dieses Modell basiert auf der Annahme, dass sich das mit den Bächen und Flüssen in die inneren Küstengewässer fließende Süßwasser (100 % cDOM) mit dem Wasserkörper der offenen Ostsee (0 % cDOM) durchmischt. Dies führt zu einer Verdünnung der mit dem Süßwasser einströmenden Gelbstoffe und die Lichtattenuation nimmt mit steigendem Ostseewasseranteil ab, d. h. k_0 ist eine Funktion des Mischungsverhältnisses. Die potenziellen (pristinen) relativen Eindringtiefen des Lichtes wurden anhand der für jedes Gewässer bestimmten Lichtattenuationskoeffizienten (k_0) anhand folgender Formel berechnet:

$$K_0(\text{PAR}) = -2,9 \cdot \frac{\text{Salinität des Bodden}}{\text{Salinität der vorgelagerten Ostsee}} + 3,2$$

Entsprechend der Lichtansprüche der Makrophyten (in diesem Falle 10 % Oberflächenlicht als die Ausbreitungsgrenze der Spermatophyten angenommen) kann man daraus dann die möglichen (pristinen) Verbreitungsgrenzen der submersen Vegetation ableiten.

In der Tabelle 20 wurden die Kalkulation der pristinen Verbreitungsgrenzen bei den Salinitätsstufen 0, 2, 4, 6, 8 sowie 10 PSU durchgeführt. Danach zeigt sich, wie sich die Lichtverhältnisse bei größerem Salzwassereinstrom (Salinität) verändern und die Ausbreitungstiefengrenze der Vegetation zunimmt.

Tabelle 20: Berechnung der pristinen unteren Verbreitungsgrenzen der submersen Vegetation nach dem Lichtmodell von Domin et al. (2004).

Salinität See	Salinität Ostsee	k_d [m^{-1}]	40 %-Tiefe	10 %-Tiefe	1 %-Tiefe
0,5	16,4	3,15	0,29	0,73	1,46
1	16,4	3,06	0,30	0,75	1,50
2	16,4	2,88	0,32	0,80	1,60
4	16,4	2,53	0,36	0,91	1,82
6	16,4	2,17	0,42	1,06	2,12
8	16,4	1,82	0,50	1,27	2,54
10	16,4	1,46	0,63	1,58	3,16

Die beiden angewendeten Modelle zeigen eine gute Übereinstimmung in den kalkulierten Sichttiefenveränderungen bei Salzwassereinstrom. Es wird aber auch deutlich, dass durch den Salzwassereinstrom je nach Szenario nur zwischen 0,2 und 0,5 m die Sichttiefe zunimmt. Dies verdeutlicht, dass nur durch diese Maßnahme keine wesentliche Veränderung der Trophie in den beiden Strandseen zu erwarten ist. Weiterhin beruht die Kalkulation nur auf den im Wasserkörper vorhandenen Nährstoffen und berücksichtigt nicht die Nährstoffzufuhr aus dem Sediment bzw. Fixierung aus der Luft. Da jedoch mit einer geringfügig höheren Sichttiefe beim 8 PSU Szenario zu rechnen ist, sollte diese Möglichkeit auch ausgenutzt werden, die Lichtverhältnisse zu verbessern, wenn die negativen Effekte der Salinitätsveränderung nicht überwiegen.

Veränderungen der Zusammensetzung der Phytoplanktongemeinschaft – Gefahr des verstärkten Auftretens von Cyanobakterienblüten

Wie bereits im vorherigen Abschnitt diskutiert, ist durch die Verringerung der Nährstoffkonzentrationen im See ein Rückgang der Biomasse des Phytoplanktons zu erwarten. Dies wurde anhand der Chlorophyllwerte modelliert. Neben der Biomasse sollte sich aber auch die Zusammensetzung des Phytoplanktons ändern. Dies bezieht sich sowohl auf die Salztoleranz der Arten wie auch auf die gleichfalls veränderten Nährstoffkonzentrationen im Gewässer. Im Rahmen dieses Forschungsvorhabens sollte anhand von Literaturdaten geklärt werden, ob durch den Salzwassereinstrom die Gefahr einer verstärkten Cyanobakterienblütenbildung zu erwarten ist.

Für das Windebyer Noor wurde bereits diskutiert, dass die gemessenen TN-Konzentrationen nach der Berechnung von Sagert et al. (2008) geringere Chlorophyllkonzentrationen ermöglichen sollten als die real gemessenen Werte. Dies lässt auf eine N_2 -Fixierung und somit auf das Auftreten von N_2 -fixierenden Cyanobakterien schließen. Für das Windebyer Noor wurden *Planktothrix*- und *Limnothrix*-Arten beschrieben, welche als Cyanobakterien zur

N-Fixierung befähigt sind. Diese Arten sind aber auch hinsichtlich ihrer Salztoleranz auf limnische Gewässer begrenzt. Bahnwart (mündl. Mitteilung) beschreibt 5 PSU als kritische Grenze für diese Cyanobakterien.

Im marinen und brackigen Milieu können aber wieder andere Cyanobakterien auftreten. So werden *Anabaena*, *Nodularia* und *Aphanizomenon* Arten zu erwarten sein. In den letzten Jahrzehnten wurde verstärkt die Entwicklung von Cyanobakterienblüten auf der Ostsee beschrieben (Finni et al. 2001). Diese Arten werden als typisch für die Ostsee und deren Küstengewässer beschrieben und treten ab Temperaturen von 16°C auf. Wasmund (1997) beschreibt ein verstärktes Aufkommen von *Nodularia* und *Aphanizomenon* Arten ab 6 PSU.

Für die toxische *Nodularia spumigena* konnten in der Literatur die meisten Angaben gefunden werden. Danach kommt diese Art im Süßwasser nicht vor. Bei zunehmender Salinität zeigt sie ein optimales Wachstum bei 7 PSU (Mazur-Marzec et al. 2005). Aus diesem Grund ist bei einer Erhöhung des Salzgehaltes auf 8 PSU ein Vorkommen dieser Alge nicht auszuschließen. Der Toxingehalt nimmt mit steigender Salinität zu, führt also bei höherer Salinität auch zu größerer Toxizität, da er mit der Häufigkeit und Biomasse der Alge korreliert ist (Henriksen 2005). Hobson et al. (2003) fanden ebenfalls eine erhöhte Biomasse- und Toxinproduktion von *Nodularia spumigena* für Salinitäten zwischen 0,4 und 13 PSU. Neben der höheren Salinität führt eine stärkere Lichteinstrahlung ebenfalls zu einer erhöhten Toxinproduktion bei *Nodularia* (Hobson et al. 2003). Entgegen der internationalen Literatur konnte durch Marquardt (2005) auch das potentielle Vorkommen von *Nodularia* bei 0 PSU nachgewiesen werden.

Für die Gattungen *Aphanizomenon* und *Anabaena* gibt es in der Literatur keine genauen Angaben zur Salinitätabhängigkeit in dem relevanten Salinitätsbereich von 0 bis 8 PSU. Für beide Gattungen wird aber eine geringere Abhängigkeit der Biomasseproduktion von der Lichteinstrahlung beschrieben (Lips 2008). Außerdem konnte für *Aphanizomenon* und *Anabaena* ebenfalls wie bei *Nodularia spumigena* eine Zunahme des Toxins Nodularin mit ansteigendem Pigmentgehalt nachgewiesen werden (Henriksen 2005).

Da aus der Literatur wenig oder unzureichende Angaben zu den Salinitätstoleranzen der blütenbildenden Cyanobakterien zu finden waren, wurde der vorhandene Datensatz aus den Küstengewässern der deutschen Ostseeküste ausgewertet und die relativen Häufigkeiten gegen die Salinität geplottet. Die Ergebnisse sind in Abbildung 42 dargestellt. Zu dieser vorliegenden Auswertung ist anzumerken, dass die Datenerhebung nicht auf die speziellen Bedürfnisse einer Analyse der Cyanobakterienblüten, insbesondere der potentiell toxischen Cyanobakterien, ausgelegt ist und deshalb die hier dargestellten Ergebnisse nur Anhaltspunkte für eine derartige Analyse sein können. Dies begründet sich vor allem damit, dass eine monatliche Probenahme solche Ereignisse nur unzureichend erfasst und darüber hinaus die Probenahmeorte den Salinitätsgradienten der Küstengewässer nicht gleichmäßig

und vollständig abdecken. So überwiegen im Monitoring Stationen im Salinitätsbereich 5-10 PSU, während Stationen unterhalb 5 PSU kaum beprobt wurden. Dadurch wird die Probenzahl in den mittleren Salinitätsbereichen stark erhöht und Aussagen zum Vorkommen im Gesamtgradienten werden spekulativ. Unter Beachtung dieser Randbedingungen kann man den Grafiken entnehmen, dass *Microcystis* sp. und *Planktothrix* sp. eher im oligohalinen Bereich anzutreffen waren, während *Nodularia* sp. erst im mesohalinen Bereich vorzufinden ist. Für die Gattungen *Anabaena* und *Aphanizomenon* ist anhand des Datensatzes der Küstengewässer keine Präferenz für den oligo- oder mesohaline Bereich feststellbar.

Versucht man die vorliegenden Erkenntnisse aus der Literatur und dem Datensatz der Küstengewässer auf die Szenarien des Salzwassereinstromes anzuwenden, so kann anhand der Salztoleranz der blütenbildenden Cyanobakterien alleine durch die Salinitätserhöhung nicht auf ein verstärktes Auftreten von Cyanobakterienblüten geschlossen werden. In Abhängigkeit der Salinität ist eher von einem Wechsel zwischen den Gattungen auszugehen. Unter dem Gesichtspunkt der Verbesserung der Lichtverhältnisse könnte also auch das 8 PSU Szenario statt des 4 PSU Szenarios angestrebt werden, ohne Cyanobakterienblüten zu riskieren. Diese Feststellung bezieht sich aber nur auf die Aussagen der Abhängigkeit der Cyanobakterien von der Salinität. Bedeutender als die Veränderung der Salinität für diese Ausbildung von Cyanobakterienblüten sollte die Veränderung der Nährstoffverhältnisse aufgrund des Salzwassereinstromes sein. Hier kann ein Konkurrenzvorteil dieser Arten aufgrund ihrer N-Fixierung und weiterhin ausreichenden P-Versorgung entstehen, was eine stärkere Biomasseentwicklung bewirken könnte.

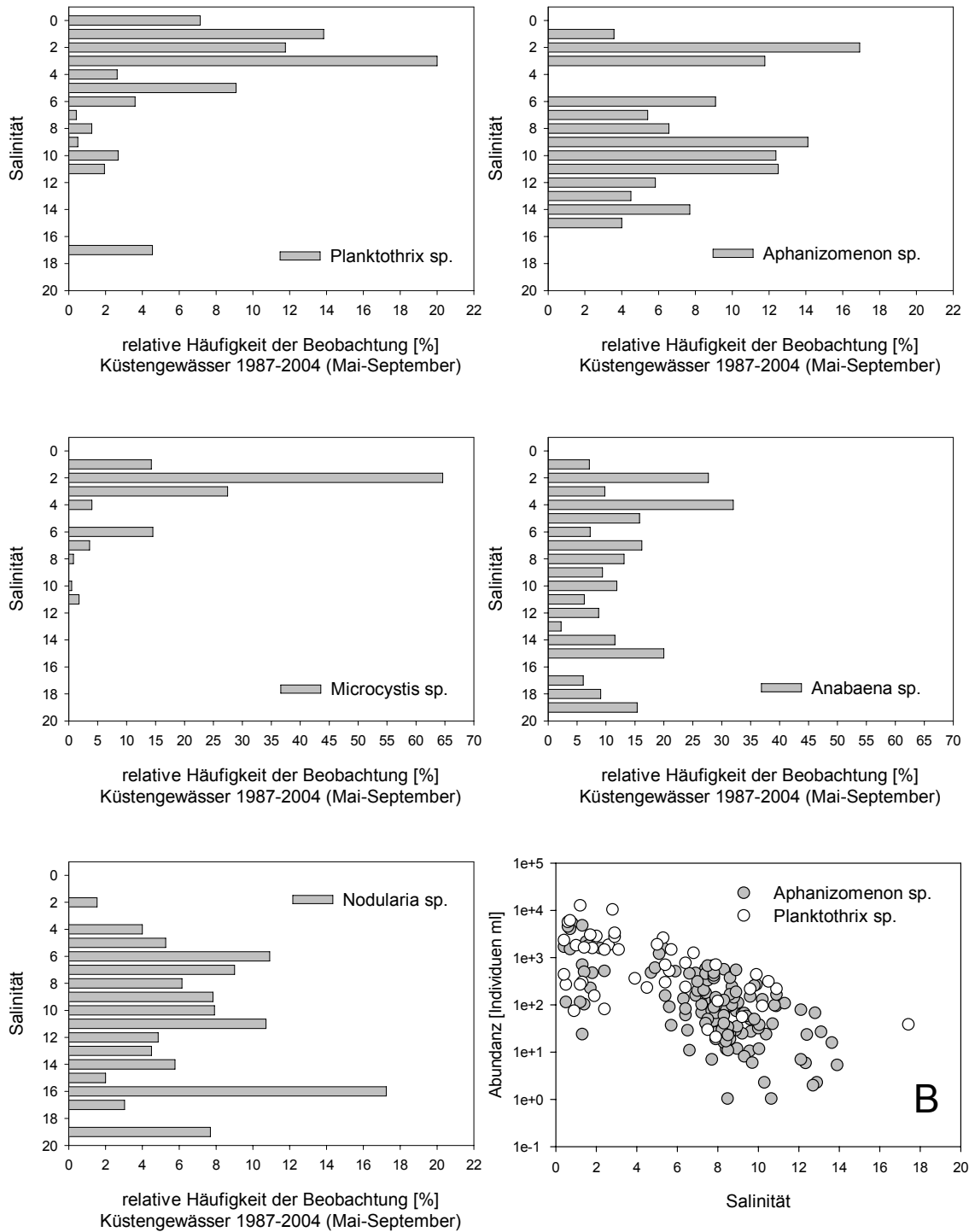


Abbildung 42: Prozentuale Häufigkeit des Auftretens potentiell toxischer Cyanobakterien in den monatlichen Beprobungen des Küstengewässermonitorings (Mai bis September 1987-2004, zum Datensatz siehe Sagert et. al. 2008). Die Gesamtzahl der analysierten Probenahmen beträgt 1652. Die Anzahl der Probenahmen für die einzelnen Gattungen betrug: Nodularia sp. 109, Anabaena sp. 187, Aphanizomenon sp. 145 Planktothrix sp. 44, Microcystis sp. 78. Grafik B unten rechts: Abundanz der Taxa Aphanizomenon sp. und Planktothrix sp. in Abhängigkeit von der Salinität bezogen auf den o.g. Datensatz.

Ergänzend zu den Ausführungen der Salinitätsabhängigkeit kann angemerkt werden, dass ein Cyanobakterienwachstum in salzhaltigen Ästuaren langsamer erfolgt als im Süßwasser und nicht an Unterschiede in der P-Verfügbarkeit gebunden ist (Roxanne 2006). In diesem Zusammenhang ist das 8 PSU Szenario dem 4 PSU Szenario vorzuziehen. Das Winterangebot an Phosphor ist nicht mit der Biomasse der drei Gattungen *Nodularia*, *Aphanizomenon* und *Anabaena* korreliert (Lips 2008). Das langsame Wachstum in Kombination mit der Zooplanktonbeweidung (*Acartia* sp.) limitiert die Cyanobakterienblüten in Ästuaren (Roxanne 2006). Anhand dieser Literaturangaben kann die Schlussfolgerung gezogen werden, dass im brackigen Milieu das Cyanobakterienwachstum langsamer erfolgt und somit besser durch das Zooplankton kontrolliert werden kann als im Süßwasser. Auch unter diesem Gesichtspunkt sollte das 8 PSU Szenario dem 4 PSU Szenario nichts nachstehen und kann angewendet werden.

Unabhängig der blütenbildenden Cyanobakterien sind aber coccale Cyanobakterien auch im Phytoplankton der inneren Küstengewässer anzutreffen. So bilden diese coccale Cyanobakterien derzeit die dominanten Arten der Biomassebildung in der Darss-Zingster-Boddenkette während der Sommermonate (Schumann & Karsten 2005). Dieses Gewässer besitzt Salinitäten zwischen 4 und 8 PSU an der Messstation Zingst, Werte, die vergleichbar mit den dann nach einem Salzwassereinstrom zu erwartenden Salinitäten sind. Allerdings sind in diesem Gewässer auch bedeutend höhere Chlorophyllwerte und Nährstoffkonzentrationen als in den Strandseen gemessen worden.

Im Rahmen der Untersuchungen wurden zwei Szenarien verglichen: Erhöhung der Salinität auf 4 und 8 PSU. Anhand der vorliegenden Literaturdaten und Auswertungen kann jetzt im Vergleich der beiden Schwellenkonzentrationen keine Aussage getroffen werden, dass durch eines der beiden Szenarien eine höhere Wahrscheinlichkeit für das Auftreten einer Cyanobakterienblüte gegeben ist als durch das andere Szenario. Der jeweilige Salinitätsbereich wird entscheidend dafür sein, welche der Cyanobakteriengattungen zur Dominanz gelangt, aber nicht ob es zu einer Cyanobakterienblüte kommt. Deshalb können beide Szenarien in Betracht gezogen werden. Da natürlicher Weise nach der Sielöffnung auch schwankende Salinitäten in den Seen auftreten, ist hier auch immer mit einem Wechsel der dominanten Arten zu rechnen.

Veränderungen der Zusammensetzung der Zooplanktongemeinschaft

In beiden Seen ist derzeit nur eine artenarme Zooplanktongemeinschaft ausgeprägt. Diese Filtrierer sind derzeit nicht in der Lage das Algenwachstum zu kontrollieren. So wird derzeit kaum ein Auftreten von Klarwasserstadien in den Seen beobachtet.

Wie auch das Phytoplankton ist das Zooplankton hinsichtlich seiner Artenzusammensetzung von der Salinität abhängig. Durch einen Salzwassereinstrom und Erhöhung der Salinität ist aber derzeit kein Rückgang der vorhandenen Zooplanktongemeinschaft zu erwarten, weil diese sehr schwach ausgeprägt ist. Aus diesem Grunde können beide Salinitätsszenarien (4 und 8 PSU) als wirkungsvoll angesehen werden.

Als die salzsensitivste Gruppe des Zooplanktons werden die Cladoceren (Daphnien) beschrieben. Ihr Vorkommen ist typisch für limnische Gewässer, deren Salztoleranz unterschiedlich ausgeprägt ist. Copepoden und Rotatorien werden dagegen als dominante Gruppe in den Küstengewässern der Ostsee gefunden (Feike & Heerkloss 2008). Jeppesen et al. (2007) untersuchten die Zusammensetzung der Zooplanktongemeinschaft in Mesokosmen in Salinitätsstufen zwischen 0 und 16 PSU. Es konnte eine Veränderung in der Zusammensetzung der Gemeinschaft bei 6 bis 8 PSU festgestellt werden. Hier kam es zum Ausfall der Cladoceren und Dominanz der calanoiden Copepoden *Eurytemora* und *Acartia*. Die Rotatorien dominierten die Zooplanktonbiomasse ab 6 PSU.

Einen Wechsel der Artendominanz des Zooplanktons wurde ebenfalls von Grasiunaite (2000) in einer Lagune der östlichen Ostsee beschrieben. Hier waren limnische Arten bis 3 PSU dominant und wurden bis ca. 6 PSU vorgefunden. Marine Arten wurden ab 5 PSU verstärkt beobachtet und traten unterhalb dieses Wertes nur vereinzelt auf. Die marinen Arten *Eurytemora affinis* und *Acartia bifilosa* waren dabei neben *Podon polyphenemoides* auch im Bereich unter 5 PSU relativ häufig und stetig vorzufinden.

Anhand der Literaturdaten und Kenntnisse aus der Darss-Zingster-Boddenkette ist einzuschätzen, dass im Bereich bis 4 PSU die limnischen Arten vorkommen, 4 bis 8 PSU den Bereich des Überganges von limnischen zu marinen Arten darstellt mit der Dominanz weniger Calanoiden (*Eurytemora* sp. und *Acartia* sp.) sowie Rotatorien und ab 8 PSU dann nur marine Arten anzutreffen sind. Durch die Erhöhung der Salinität durch Salzwassereinstrom ist also mit einem Wechsel in der Artenzusammensetzung zu rechnen. In dem Bereich von 4 bis 8 PSU werden sowohl limnische als auch marine Arten zu erwarten sein. Allerdings sind bei diesen Salinitäten für diese Arten keine optimalen Bedingungen für die Entwicklung entsprechend ihrer Salztoleranz gegeben. Da sowohl das 4 PSU als auch das 8 PSU Szenario in den Bereich des Überganges von limnischen zu marinen Arten fällt, sollte das 8 PSU Szenario aufgrund der besseren Lichtverhältnisse angestrebt werden.

6.3 Veränderungen der P-Rücklösung aus den Sedimenten durch Salzeinstrom

Die Bindung und Freisetzung des Phosphors wird durch verschiedene chemische- und biologische Prozesse beeinflusst: Sauerstoffgehalt im Sediment, pH-, Redox- und Temperaturverhältnisse. Weiterhin spielen verschiedene biologische Komponenten wie die mikrobielle Aktivität und Bioturbation eine große Rolle. Diese chemischen und biologischen Faktoren können sich bei einem Salzwassereinstrom in die Strandseen ändern und somit die derzeit kalkulierte P-Freisetzung beeinflussen. Diese vielen verschiedenen Faktoren konnten nicht in der kurzen Projektlaufzeit untersucht werden. Einzig der Laborversuch zur Sauerstoffzehrung der Sedimente war speziell für diese Fragestellung angesetzt worden. Diese Versuche konnten keinen Einfluss der Salinität auf die mikrobielle Aktivität zeigen – zumindest kurzfristig wird keine Mobilisierung der heterotrophen Produktion durch den Salzwasserzustrom initiiert. Dadurch ist auch keine höhere Nährstoffrücklösung aus dem Sediment zu erwarten. Dies betrifft beide Salinitätsszenarien, deshalb sind sie unter diesem Aspekt als gleichwertig anzusehen.

Durch den Salzwasserzustrom kommt es zu einem „Verdünnungseffekt“ der Nährstoffkonzentrationen im See. Der Nährstoffgradient verändert sich zwischen dem Wasserkörper und dem Sediment, was die physikalischen Transportprozesse (Diffusion) beschleunigt. In den flachen Seen ist aber die Diffusion nicht der limitierende Transportmechanismus, so dass hier durch den Salzwassereinstrom direkt keine Beeinflussung zu erwarten ist.

Neben den Transportprozessen und Redoxbindungen spielt die Sorption von Phosphor an den Sedimentpartikeln eine große Bedeutung für die Prozesse an der Sediment-Wasser Kontaktzone. Untersuchungen zu Sorptionskapazität von Schlunbaum et al. (1982) haben gezeigt, dass die P-Sorptionsbindung von Sediment sich bei höheren Salinitäten verbessert. Der Autor konnte bei mit Ostseewasser inkubierten Sedimenten eine höhere P-Sorptionskapazität ermitteln als mit Flusswasser! Überträgt man diese Ergebnisse, so sollte sich die sorptive P-Bindung im Sediment durch den Salzwassereinstrom erhöhen. Dies würde eine stärkere Bindung des Phosphors im Sediment bedingen. Diese stärkere Phosphorbindung würde bei beiden Salinitätsszenarien wirken und somit auch zusätzlich zu den besseren Lichtverhältnissen für die Anwendung des 8 PSU Szenarios sprechen.

Aus den vorliegenden Ergebnissen und Erkenntnissen aus der Literatur ist nicht zu erwarten, dass durch den Salzwassereinstrom eine verstärkte mikrobielle Mobilisierung der internen Nährstofffreisetzung zu erwarten ist. Aus den vorliegenden Untersuchungen und Literaturdaten lassen sich auch keine Rückschlüsse auf sogenannte Salinitäts-Schwellenkonzentrationen ziehen, welche sowohl die Zusammensetzung als auch Aktivität der mikrobiellen Gemeinschaften stark verändern. Allerdings sollte daraus auch nicht die

Schlussfolgerung gezogen werden, dass je höher die Salinität ist, umso größer ist die P-Bindung im Sediment. Hier spielen sehr viele Interaktionen eine Rolle, die eine eindimensionale Betrachtung nicht erlaubt. Dies ist insbesondere auch für das Windebyer Noor zu beachten, wo ja die sommerliche anaerobe P-Freisetzung die dominante Rolle spielt. Hier ist auch keine höhere P-Bindung aufgrund der anaeroben Bedingungen zu erwarten.

6.4 Vergleichsanalyse zwischen den Seen

Im Rahmen dieses Forschungsvorhabens wurden drei Seen mit unterschiedlichen Salzgehalten untersucht. Dabei sollten auch Vergleiche zwischen den Seen angestellt werden und die Frage erläutert werden, welche Auswirkungen ein zusätzlicher Salzwassereinstrom auf den Großen Binnensee und das Windebyer Noor hat.

In der Ausgangslage bezüglich der Vegetation unterscheiden sich die beiden Seen kaum. Im Windebyer Noor findet man einige Angiospermen mehr als im Großen Binnensee, was aber nicht auf dessen höheren Salzgehalt zurückzuführen ist. Die Risiken des Verlustes von Arten und Vegetation sind für beide Seen sehr gering. Der geringfügige Artenverlust würde durch die steigende Salinität bedingt sein. Dieser würde schon beim Szenario von 4 PSU auftreten, so dass auch das 8 PSU Szenario aufgrund der in diesem Falle besseren Lichtverhältnisse durchgeführt werden könnte. Im Großen Binnensee betrifft das jedoch eine bestandsbildende Art, so dass das 4 PSU Szenario übergangsweise durchgeführt werden sollte. Wie die Keimungsversuche zeigen, ist aber auch mit dem Hinzutreten einiger Arten zu rechnen. Diese Artenzunahme ist artspezifisch von der höheren Salinität abhängig. Das ist ein weiterer Grund, der abhängig vom See die Anwendung des 4 PSU oder 8 PSU Szenarios befürwortet. Die Voraussetzungen für die vegetative Ausbreitung und die Diasporenbildung durch Pflanzen hinsichtlich einer Wiederbesiedlung in vegetationslosen Bereichen der Seen sind je nach angewendetem Salinitätsszenario dadurch in beiden Seen vergleichbar gut.

Die Arten(gruppen)zahl der Diasporenbank ist im Großen Binnensee etwas höher als im Windebyer Noor. Das betrifft aber vor allem die Angiospermen, deren Diasporendichten jedoch gering sind und die sich überwiegend vegetativ regenerieren. Der Unterschied zum Großen Binnensee bei den Characeen ist vor allem methodisch durch die Gruppenbildung bedingt. Er entsteht durch *Chara globularis/virgata* und *Chara baltica*, die nur mit geringen Diasporendichten vertreten sind und dadurch auch nur ein geringes Wiederbesiedlungspotential haben. Das Wiederbesiedlungspotential bezüglich der Anzahl der Arten der Diasporenbank kann daher für den Großen Binnensee als etwas höher eingeschätzt werden als im Windebyer Noor.

Das Diasporenpotential ist aus quantitativer Sicht bei beiden Seen gleich gut ausgeprägt. Der Unterschied liegt in der ungleichen Dominanz der Artengruppen. Daraus leiten sich zunächst für die entsprechenden Artengruppen verschiedene Erfolgchancen bei der Wiederbesiedlung ab. Für den jeweiligen See haben also einige Artengruppen bessere Erfolgchancen der Etablierung aufgrund der höheren Diasporendichte, jedoch ist insgesamt das Potential der Wiederbesiedlung durch Diasporen in beiden Seen als gleich einzuschätzen.

Eine präzisere Abschätzung der Erfolgchancen lässt sich durch Keimungsversuche erzielen, da dadurch Aussagen zu einzelnen Arten statt Artengruppen möglich sind. Die Risiken für das Diasporenpotential liegen in der Abhängigkeit der Keimung von Salzgehalt (die untersucht wurde) und darin, ob weitere Bedingungen für das Auskeimen der Diasporenbank erfüllt sind. Letzteres umfasst experimentelle Bedingungen im Labor, die anders sind als in der Natur, wie z. B. Turbation des Sedimentes oder Konkurrenz durch flottierende Algen oder Phytoplankton. Die Keimungsexperimente präzisieren die Ergebnisse der Diasporenbankuntersuchungen. Trotz der unterschiedlichen Anteile in der Diasporenbank zeigen die Keimungsexperimente in beiden Seen für *Chara contraria* die besten Erfolgchancen für die Vegetationsausbreitung. Die Risiken liegen für diese Art in der Abhängigkeit der Keimlingsdichte von der Salinität. Je höher also die Salinität ist, desto höher ist auch das Risiko für die Wiederbesiedlung durch diese Art. Dieser Effekt befürwortet eher die Anwendung des 4 PSU Szenarios, jedoch sind die Etablierungschancen für das 8 PSU Szenario ebenfalls gut. Die Erfolgchancen für je zwei weitere Characeen pro See sind wiederum in etwa gleich. Das Risiko liegt für diese beiden Arten darin, dass *Chara vulgaris* auf die weniger salzhaltigen Bereiche (< 4 PSU) des Sees bzw. die Anwendung des 4 PSU Szenarios beschränkt bleibt, während *Tolypella nidifica* sich überwiegend in den salzhaltigen Bereichen (> 4 PSU) der Seen ausbreiten wird bzw. durch die Anwendung des 8 PSU Szenarios gefördert wird. Für die Ausbreitung von *Chara vulgaris* ist also das 4 PSU Szenario vorteilhaft, wogegen für *Tolypella nidifica* die Anwendung des 8 PSU Szenarios förderlich ist. Beide Arten sind aufgrund ihrer geringen Keimlingszahl dem starken Konkurrenzdruck der anderen Arten ausgesetzt.

Da sowohl die Vegetation als auch die Diasporenbank in beiden Seen weitestgehend übereinstimmende Eigenschaften haben, können die Unterschiede in den Keimungsexperimenten für die Abschätzung der Erfolgchancen für eine Wiederbesiedlung als ausschlaggebend angesehen werden. Sie belegen die Keimfähigkeit der Diasporenbank und stellen das aktuelle Regenerationspotential der Vegetation dar. Voraussetzung dafür sind in jedem Falle verbesserte Lichtbedingungen in den Seen. Aufgrund dieser Eigenschaften sind die Erfolgchancen für eine Wiederbesiedlung durch submerse Makrophyten im Windebyer Noor als etwas höher einzuschätzen als im Großen Binnensee.

Ursachen dafür sind die auch in größerer Wassertiefe höheren Keimlingsdichten und das flächenhaft (Transekte) und wassertiefenabhängig (Tiefenstufen) gleichmäßigere Auftreten von drei Characeenarten. Förderlich ist diesbezüglich, dass alle drei Arten salztolerant sind und somit das Risiko aufgrund der höheren Salinität minimieren. Hinzu kommt, dass höhere Salinitäten (8 PSU Szenario) auch bessere Lichtbedingungen bewirken und somit ebenfalls die Ausbreitung der Vegetation fördern.

In allen untersuchten Seen wurden Anreicherungen von nährstoffreichen Sedimenten vorgefunden. Dies erfolgte in Abhängigkeit der Morphometrie der Seen entweder im tiefen Becken des Sees oder in den windgeschützten Buchten. Wie in den Kapiteln 5.4 und 5.5 erläutert, liegt in allen drei Seen die kalkulierte interne P-Freisetzung deutlich unter den externen Einträgen (Ausnahme stellt das Windebyer Noor dar, wo differenzierte Kalkulationen für die interne P-Freisetzung vorliegen).

In allen drei Seen wird die Tiefenausbreitung der submersen Vegetation durch die Lichtbedingungen limitiert. Ursache hierfür sind die starken Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet. Durch den Salzwassereinstrom werden diese Lichtbedingungen nicht so verbessert werden, dass hier eine stärkere Tiefenausbreitung zu erwarten ist. Darum sollte eine solche Maßnahme auch mit der Reduzierung der Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet verbunden werden. Durch die Kombination beider Maßnahmen – Reduktion der Einträge und verstärkter Wasseraustausch mit der Ostsee – ist durch synergetische Effekte eine Verringerung der Trophie, damit der Lichtverhältnisse und somit der Tiefenausbreitung der submersen Vegetation zu erwarten. Solche Maßnahmen lassen sich in einem kleineren Einzugsgebiet besser umsetzen. Unter diesem Aspekt wäre das Windebyer Noor auch als geeigneter anzusehen. Eine Anwendung des 8 PSU Szenarios würde im Vergleich zum 4 PSU Szenario in diesem Zusammenhang ebenfalls durch die Verdünnung der Nährstoffe die Lichtbedingungen etwas verbessern.

Wenn keine Kosten durch die Öffnung des Siels entstehen, so ist aus ökologischer Sicht der Öffnung der Siele zuzustimmen. Dies ist vor allem dann zu empfehlen, wenn sich der See in einem schlechten ökologischen Zustand befindet. Dieses wäre auch unabhängig von weiteren Maßnahmen im Einzugsgebiet sinnvoll. Es ist aber in diesem Fall nicht damit zu rechnen, dass nur durch die Öffnung des Sieles sich der Gewässerzustand des Sees kurzfristig verbessert. Für eine solche Maßnahme sollte überlegt werden, ob eine stufenweise Anhebung der Salinität eine bessere Akklimatisation der submersen Vegetation und Fauna gewährleistet. Die Öffnung eines Sieles sollte unbedingt durch ein entsprechendes Messprogramm begleitet werden. Dieses sollte eine höhere zeitliche und räumliche Auflösung der Untersuchungen des Wasserkörpers berücksichtigen. Unbedingt sollte die Salinität in der räumlichen Verteilung erfasst werden, um die Vermischungen des See- und Ostseewassers zu dokumentieren. Die vorliegenden Modellierungen liefern dazu

bisher zu wenige Aussagen zu einer möglichen Verteilung (Salzgradienten) von Ostseewasser in den Seen. Diese ist aber entscheidend für die Ausbreitung der submersen Vegetation in den einzelnen Seebereichen.

6.5 Kurzfassung der Ergebnisse zu den Seen Großer Binnensee und Windebyer Noor

Die bisher im Kapitel 6 dargestellten Vergleiche werden im folgenden Kapitel noch einmal einzeln für den Großen Binnensee und das Windebyer Noor zusammengefasst.

6.5.1 Steckbrief: Großer Binnensee

Beschreibung der Maßnahme

Der ausgesüßte Große Binnensee hat derzeit einen Gewässerzustand, der ihn aufgrund der hohen Nährstoffbelastung aktuell (2007) als stark polytrophes Gewässer (p2) nach der LAWA-Klassifizierung für limnische Seen einstuft. Anhand einer Makrophytenkartierung wurde der See 2007 mit einem schlechten ökologischen Zustand entsprechend den Vorgaben der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) bewertet. Deshalb sind geeignete Maßnahmen zu ergreifen, die mit der Annäherung an potentiell natürliche Salzgehaltsbedingungen zum Erreichen eines guten ökologischen Zustandes führen. Als geeignete Maßnahme wird eine Optimierung des Sielbetriebes angestrebt, die zu einer Maximierung des Einstromes von Ostseewasser führt. Die Erhöhung des Salzgehaltes mit der Ansiedlung typspezifischer brackiger Lebensgemeinschaften ist das Hauptziel dieser Maßnahme. Dabei können zwei Szenarien unterschieden werden: 4 und 8 PSU. Für beide Szenarien ergeben sich unterschiedliche Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften. Aufgrund der besseren Lichtverhältnisse sollte das 8 PSU Szenario angestrebt werden, jedoch sollte dies stufenweise über das 4 PSU Szenario erreicht werden.

Typisierung (nach Sagert et al. 2007)

Typisierung nach	aktueller Typ	erwarteter Typ	
		4 PSU	8 PSU
Salinität	limnisch ST1	α -oligohalin ST3	β -mesohalin ST4

Makrophyten und Phytoplankton

Mit nur 9 Taxa ist der Große Binnensee hinsichtlich seiner Makrophytenvegetation rezent als artenarm einzuschätzen. Außerdem ist seit den Untersuchungen von Stuhr (2000) eine deutliche Verarmung der ehemals 17 Arten festzustellen, da die Arten *Chara aspera*, *Chara vulgaris*, *Ceratophyllum submersum*, *Elodea canadensis*, *Lemna minor*, *Lemna trisulca*,

Potamogeton perfoliatus, *Ranunculus circinatus* und *Sparganium emersum* im Jahr 2007 nicht bestätigt werden konnten. Die Tauchblattzone, die ehemals bis zu einer Tiefe von 1,8 m ausgeprägt war, ist verschwunden. Die Armeleuchteralgenzone unterliegt noch stärkeren Veränderungen. Die flächendeckenden Characeen-Rasen auf 2 km Länge und 200 m Breite sind nicht mehr vorhanden. Im Südwesten und Norden des Gewässers fehlte in den aktuellen Untersuchungen jeglicher Makrophytenbewuchs. Die geringfügige Erhöhung der Sichttiefe könnte langfristig zu einer Ausbreitung der Characeen ausgehend von den Flachwasserbereichen zur Folge haben. Die Anzahl der Arten könnte wieder etwas zunehmen. Dabei ändert sich auch die Artenzusammensetzung. Dieser Effekt wird sich abhängig von der Wahl des PSU Szenarios einstellen. Aufgrund dessen sollte bei diesem See zunächst das 4 PSU Szenario und im weiteren Verlauf der Maßnahme das 8 PSU Szenario angewendet werden.

Der ökologische Zustand des Großen Binnensees nach EU-WRRL wird anhand des Phytoplanktons für die Jahre 2002 und 2007 übereinstimmend als unbefriedigend bewertet. Eine wesentliche Verringerung der Phytoplanktonbiomasse ist aufgrund des Salzwassereinstromes nicht unmittelbar zu erwarten. Jedoch wird diese im Falle des 8 PSU Szenarios dann etwas geringer als beim 4 PSU Szenario sein. Hinsichtlich der Zusammensetzung sind mehr salztolerante Arten zu erwarten und die Verdrängung limnischer Arten. Die Verdrängung limnischer Arten wird beim 8 PSU Szenario stärker sein als bei Anwendung des 4 PSU Szenarios.

Diasporenbank, Keimfähigkeit und Wiederbesiedlung

Die Diasporenbank ist in diesem See mit einer hohen Artenzahl vertreten. Die Menge der Diasporen ist ebenfalls sehr groß und für eine Wiederbesiedlung gut geeignet. Im Nordosten und in Buchten des Sees sind mehr Diasporen von Characeen vorhanden als im südwestlichen Teil des Sees. Die Keimungsversuche ergaben die dominante Art *Chara contraria*. Diese wird im Falle des 4 PSU Szenarios stärker dominieren als beim 8 PSU Szenario. Drei weitere keimfähige Arten *Chara vulgaris*, *Tolypella nidifica* und *Potamogeton pectinatus* traten auf. Die erste Art wird vor allem durch das 4 PSU Szenario gefördert, die zweite dagegen durch das 8 PSU Szenario. Aus diesem Grund ist es sinnvoll das 4 PSU Szenario zunächst zu praktizieren, da durch *Chara vulgaris* ein wesentlicher Makrophytenbewuchs zu erwarten ist. *Potamogeton pectinatus* tritt in beiden Szenarios auf, ist aber bei höheren Salinitäten (8 PSU) im Wachstum gehemmt. Mit der Ausbreitung dieser Arten ist bei höheren Sichttiefen zu rechnen. Diese werden allgemein durch das 8 PSU Szenario besser erreicht. Die saisonale Schwankung der Salinität könnte das Keimungsverhalten und Wachstum der Arten beeinflussen. *Chara contraria* wird im Frühjahr bei geringer Salinität gefördert (dies besonders beim 4 PSU Szenario) und im Sommer bei

höheren Salinitäten wird das Wachstum etwas erschwert (das insbesondere beim 8 PSU Szenario). Die Keimung von *Chara vulgaris* wird dadurch vor allem im Frühjahr gefördert (dies vor allem beim 4 PSU Szenario) und das Wachstum im Sommer gehemmt (das insbesondere beim 8 PSU Szenario). *Tolypella nidifica* wird dagegen an der Keimung im Frühjahr gehindert und das besonders beim 4 PSU Szenario. Diese Art wird erst später im Jahr zur Keimung kommen und dann optimale Salinitätsbedingungen für das Wachstum haben. Das trifft vor allem für das 8 PSU Szenario zu.

Sedimentchemie/Nährstoffeinträge

Die Sedimente des Großen Binnensees sind zumeist mineralisch und weisen größtenteils einen organischen Gehalt < 5% der Trockenmasse auf (vor allem Nord – und Ostufer). Höhere organische Gehalte wurden nur in den Transekten des Westufers des Sees, insbesondere in den Buchten des Westufers, vorgefunden. In diesem windgeschützten Buchten kommt es zur Anreicherung von Schlicksedimenten – insbesondere in dem tieferen Bereich von 1,5 m. Die Phosphorgehalte im Sediment schwankten zwischen 0,3 und 0,75 mg Phosphor pro g Trockenmasse. Für den Großen Binnensee wurde ein aktueller P-Eintrag von 5913 kg/a kalkuliert. Damit liegt der externe Eintrag sechsfach höher als der berechnete Referenzeintrag aus dem Einzugsgebiet. Aus dem Sediment wurde ein interner P-Eintrag von 900 bis 2300 kg/a kalkuliert. Damit ist der externe P-Eintrag deutlich höher als der interne Nährstoffeintrag. Aus diesem Grund muss zunächst der Nährstoffeintrag aus dem Einzugsgebiet weiter gesenkt werden, um eine Verbesserung der Trophie des Sees zu erreichen.

Darstellung der Chancen und Risiken des Salzwassereinstromes

Kriterium	Chancen	Risiken
Makrophyten	4 PSU: wesentliches Artenspektrum bleibt erhalten 8 PSU: wesentliches Artenspektrum bleibt erhalten, Ansiedlung von Arten aus der Ostsee verstärkt gefördert	4 PSU: Gefahr des Ausfallens einzelner limnischer Arten: <i>Potamogeton berchtoldii</i> , <i>P. friesii</i> 8 PSU: Ausfallen einzelner limnischer Arten sicher: <i>P. berchtoldii</i> , <i>P. friesii</i>
Diasporenbanken	4 und 8 PSU: artenreich, einige Arten quantitativ gut ausgeprägt, zur Wiederbesiedlung gut geeignet	4 und 8 PSU: keine Verschlechterung des aktuellen Zustandes

Keimungsverhalten	<p>4 PSU: schnell, hohe Keimlingsdichten: <i>C. contraria</i>, vier Arten keimen: <i>C. contraria</i>, <i>C. vulgaris</i>: gefördert, <i>Tolypella nidifica</i>: gehemmt, <i>Potamogeton pectinatus</i>: gefördert</p> <p>8 PSU: schnell, geringere Keimlingsdichten: <i>C. contraria</i>, vier Arten keimen, <i>C. contraria</i>, <i>C. vulgaris</i>: gehemmt, <i>Tolypella nidifica</i>: gefördert, <i>Potamogeton pectinatus</i>: gehemmt</p>	<p>4 PSU: Keimungsrate nimmt ab (<i>C. contraria</i>)</p> <p>8 PSU: Keimungsrate nimmt weiter ab (<i>C. contraria</i>), Ausfall von <i>C. vulgaris</i> als keimende Art</p>
Salinitätsschwankungen	<p>4 PSU: fördert jahreszeitlich abhängige Keimung limnischer (salinitätstoleranter) Arten (<i>Chara contraria</i>, <i>Chara vulgaris</i>, <i>Potamogeton pectinatus</i>)</p> <p>8 PSU: fördert (weniger stark) jahreszeitlich abhängige Keimung limnischer (salinitätstoleranter) Arten (<i>Chara contraria</i>, <i>Chara vulgaris</i>, <i>Potamogeton pectinatus</i>)</p>	<p>4 und 8 PSU: kein Risiko durch jahreszeitlich abhängige Salinitätsschwankungen</p>
Veränderung der Nährstoffkonzentrationen sowie Veränderung des Lichtklimas durch Salzwasserzustrom	<p>4 PSU: Verringerung der Nährstoffkonzentration bewirkt eine Erhöhung der Sichttiefe, Ausbreitung von Makrophyten, Stabilisierung des Sedimentes, Rückgang der internen Freisetzung</p> <p>8 PSU: Effekte stärker in diesem Szenario</p>	<p>4 PSU: kein Risiko der Verschlechterung der Lichtverhältnisse, durch Verdünnungseffekt evtl. etwas höhere Nährstoffrücklösung</p> <p>8 PSU: kein Risiko der Verschlechterung der Lichtverhältnisse,</p>
Phytoplankton (Cyanobakterien = CB)	<p>4 PSU: Gleich bleiben oder Abnahme der Biomasse aufgrund Nährstoffmangel, größere Sichttiefen, Wechsel des Artenspektrums zu dem der Referenzbiozönose</p> <p>8 PSU: Effekte etwas stärker bei Anwendung dieses Szenarios</p>	<p>4 PSU: kaum ein Risiko der Biomassebildung aufgrund Salzeinstrom, vermehrtes Auftreten von CB nicht vorhersagbar, da unklar ob N oder P oder beide limitierend, jetzige limnische toxische CB durch brackwassertolerante toxische CB ersetzt (Gefahr der Nodulariablüte)</p> <p>8 PSU: Effekt etwas stärker bei Anwendung dieses Szenarios</p>

Zooplankton	4 und 8 PSU: ähnliche Auswirkungen: bisher schwach ausgeprägte Zooplanktongemeinschaft wird kaum zurückgedrängt – rezent kaum Auftreten von limnischen Cladoceren beobachtet, Einstellen einer wechselnden salinitätsresistenten Gesellschaft	4 PSU: kein Risiko 8 PSU: Ausfall der Cladoceren und Dominanz der calanoiden Copepoden, welche das Algenwachstum (Cyanobakterien) nicht kontrollieren können
Nährstoffrücklösung aus Sediment	4 und 8 PSU: keine Veränderung der mikrobiellen Aktivität durch die erhöhte Salinität, keine verstärkte Mobilisierung der internen Nährstoffe, P-Sorptionskapazität im Salzwasser erhöht	4 und 8 PSU: kein Risiko verstärkter Nährstoffmobilisierung aus dem Sediment Verstärkte Nährstoffrücklösung durch Verdünnungseffekt im Gewässer
Einzugsgebiet	4 und 8 PSU: die Reduzierung der Nährstoffeinträge aus dem relativ großen EZG erhöht die Erfolgchancen	4 und 8 PSU: Risiko der Nährstoffeinträge durch EZG gleich, aber relativ groß durch großes EZG (im Vergleich zum Windebyer Noor)

Fazit und Handlungsempfehlungen

Die Diasporenbank und die Keimungsfähigkeit lassen erkennen, dass unter diesem Gesichtspunkt eine Wiederbesiedlung des Sees mit einer flächenhaften submersen Makrophytenvegetation möglich ist. Je nach PSU Szenario kommt es zu einer unterschiedlichen Dominanz von Arten. Eine Zugabe von Diasporen oder das Einpflanzen von Makrophyten ist nicht erforderlich würde aber das Ausbreiten der Vegetation beschleunigen. Das betrifft besonders den südwestlichen Bereich des Sees, der geringe Diasporendichten hat. Die angestrebten Salinitätsverhältnisse sind so, dass die Ausbreitung der Arten und das Arteninventar dadurch nicht wesentlich beeinträchtigt werden. Das trifft für das 4 PSU Szenario zu, die Maßnahme könnte aber auch mit dem angestrebten regulierbaren maximalen Szenario von 8 PSU durchgeführt werden. Wobei in diesem Falle mit geringfügig besseren Lichtverhältnissen zu rechnen ist.

Aufgrund der vorliegenden Ergebnisse wird aber zunächst eine Öffnung und Regulierung des Sieles so empfohlen, dass sich eine maximale Salinität von 4 PSU einstellt (4 PSU Szenario). Dadurch werden zum einen die Salinitätsschwankungen im See gedämpft, was die Entwicklung stabilerer Lebensgemeinschaften ermöglicht. Weiterhin gestattet diese Salinität noch das Auftreten von *Chara vulgaris*, was die Chancen der Ausbildung von Characeenrasen erhöht. Diese Art keimte vor allem aus Sedimenten des Tiefenbereiches 1,5 m, was eine Tiefenausbreitung der Vegetation fördern sollte. Zwar wird beim 4 PSU Szenario die Entwicklung von *Tolypella nidifica* gehemmt, aber diese Art ist meist nicht so Bestand

bildend und tritt nur im Frühjahr mit geringeren Bedeckungen auf. Weiterhin können sich im 4 PSU Szenario auch Cladoceren entwickeln, welche als große Filtrierer einen Fraßdruck auf das Phytoplankton ausüben. Allerdings muss auch berücksichtigt werden, dass sich bei einer Regulation des Salzwassereinstroms im 4 PSU Szenario auch die Lichtverhältnisse im See weniger verbessern als bei optimierter Sielöffnung im 8 PSU Szenario, was wiederum die Tiefenausbreitung der Makrophyten erschwert. Aus diesem Grund wird auch eine Regulierung nach dem 8 PSU Szenario empfohlen, die zeitlich versetzt erfolgen kann.

Der Salzwassereinstrom wird durch die Vermischung mit dem Seewasser nicht zu einer wesentlichen Verringerung der Nährstoffkonzentrationen im See führen. Dadurch bleibt die planktische Primärproduktion hoch und eine starke Zunahme der Sichttiefe ist nicht zu erwarten. Dieser Effekt stellt weiterhin das Haupthindernis für eine stärkere Tiefenausbreitung der submersen Makrophyten dar. Jedoch sollte die Möglichkeit der geringfügigen Verbesserung der Sichttiefe im Falle des 8 PSU Szenarios ausgenutzt werden und dieses zur Anwendung kommen. Ein möglicher Salzgradient im See wird im südwestlichen salzärmeren Bereich des Sees zu geringeren Sichttiefen als im Bereich des Salzwasserzustromes im Nordosten führen. Das wird dort zusätzlich die Ausbreitung der Makrophyten hemmen. Dieser Effekt ist beim 4 PSU Szenario stärker, weshalb in diesem Zusammenhang die Anwendung des 8 PSU Szenarios empfohlen wird. Es sollten also alle Maßnahmen im Vordergrund stehen, die den Nährstoffeintrag in den Wasserkörper verringern.

6.5.2 Steckbrief: Windebyer Noor

Beschreibung der Maßnahme

Das ausgesüßte Windebyer Noor hat derzeit einen Gewässerzustand, der es aufgrund der Nährstoffbelastung aktuell (2002) als schwach polytrophes Gewässer (p1) nach der LAWA-Klassifizierung für limnische Seen einstuft. Anhand einer Makrophytenkartierung wurde der See 2007 mit einem unbefriedigenden ökologischen Zustand entsprechend den Vorgaben der EU-WRRL bewertet. Deshalb sind geeignete Maßnahmen zu ergreifen, die mit der Annäherung an potentiell natürliche Salzgehaltsbedingungen zum Erreichen eines guten ökologischen Zustandes führen. Als geeignete Maßnahme wird eine Optimierung des Sielbetriebes angestrebt, die zu einer Maximierung des Einstromes von Ostseewasser führt. Die Erhöhung des Salzgehaltes mit der Ansiedlung typspezifischer brackiger Lebensgemeinschaften ist das Hauptziel dieser Maßnahme. Dabei können zwei Szenarien unterschieden werden: 4 und 8 PSU. Für beide Szenarien ergeben sich unterschiedliche Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften jedoch ändert sich die

Artenzusammensetzung der Makrophyten in diesem See dahingehend nicht. Aufgrund der besseren Lichtverhältnisse sollte das 8 PSU Szenario angestrebt werden.

Typisierung (nach Sagert et al. 2007)

Typisierung nach	aktueller Typ	erwarteter Typ	
		4 PSU	8 PSU
Salinität	β -oligohalin ST2	α -oligohalin ST3	β -mesohalin ST4

Makrophyten und Phytoplankton

Mit nur 10 Makrophytentaxa ist das Windebyer Noor hinsichtlich seiner Vegetation rezent als artenarm einzuschätzen. Seit den Untersuchungen von Stuhr (2000) ist es kaum zu einer Verringerung der Artenzahl gekommen. Allerdings fehlen wichtige Indikatorarten wie *Chara contraria* und *Tolypella glomerata*. Die Tauchblattzone wird ehemals als gut entwickelt und flächenhaft ausgeprägt bis zu einer Wassertiefe von 2 m beschrieben und ist heute weitestgehend verloren gegangen. Die Armelechteralgenzone, die bei Stuhr (2002) noch bis zu einer Tiefe von 1,7 m großflächig und fast im gesamten See vorhanden war, ist heute verschwunden. Besonders im Norden und Westen des Sees fehlen die Makrophyten völlig. Die geringfügige Erhöhung der Sichttiefe könnte langfristig zu einer Ausbreitung der Characeen ausgehend von den Flachwasserbereichen zur Folge haben. Dies wird im Falle des 8 PSU Szenarios und der damit verbundenen besseren Lichtbedingungen etwas schneller vonstatten gehen als beim 4 PSU Szenario. Die Anzahl der Arten könnte wieder etwas zunehmen, die Artenzusammensetzung ändert sich jedoch nicht. Dieser Effekt wird sich unabhängig von der Wahl des PSU Szenarios einstellen. Aufgrund dessen kann bei diesem See gleich das 8 PSU Szenario angestrebt werden.

Der rezente Zustand des Phytoplanktons kann aufgrund der unzureichenden Datenlage nur schwer eingeschätzt werden. Sagert et al. (2007) bewertet diesen See anhand des Phytoplankton-Seen-Index (PSI) mit unbefriedigend. Die Bewertung ist unsicher, da weniger als vier Taxa für die Bewertung zur Verfügung standen. Deshalb erfolgte keine Phytoplankton-Taxa-Seen-Index (PTSI) Wertung. Hinsichtlich der Cyanobakterien sind Veränderungen in der Artenzusammensetzung im Zusammenhang mit der Salinitätsänderung zu erwarten. Die Veränderungen werden beim 8 PSU Szenario stärker ausfallen als beim 4 PSU Szenario. Eine Verringerung der Phytoplanktonbiomasse ist aufgrund des Salzwasserzustromes nicht unmittelbar zu erwarten. Trotzdem ist anzunehmen, dass aufgrund der stärkeren Nährstoffverdünnung im Falle des 8 PSU Szenarios die Wahrscheinlichkeit dafür höher ist als beim 4 PSU Szenario.

Diasporenbank, Keimfähigkeit und Wiederbesiedlung

Die Diasporenbank ist mit einer mäßigen Artenzahl vertreten, deren Diasporendichten jedoch gut ausgeprägt sind, um eine Besiedlung zu ermöglichen. Im westlichen windgeschützten Teil des Sees sind wesentlich mehr Diasporen der Characeen vorhanden, die damit dort ein besseres Wiederbesiedlungspotential darstellen. Die Keimungsversuche ergaben die dominante Art *Chara contraria* und drei weitere keimfähige Arten *Chara canescens*, *Tolypella nidifica* und *Potamogeton pectinatus*. Mit der Ausbreitung dieser Arten ist bei höheren Sichttiefen zu rechnen. Dies wird bei der Anwendung des 8 PSU Szenarios aufgrund der etwas besseren Lichtbedingungen verstärkt der Fall sein. Weiterhin erfolgte die Keimung in Abhängigkeit von der Salinität. *Chara contraria* wird sich bei beiden PSU Szenarien ausbreiten, wobei die Ausbreitung beim 8 PSU Szenario gegenüber dem 4 PSU Szenario gehemmt ist. Die Chancen für die Wiederbesiedlung durch *Chara canescens* und *Tolypella nidifica* sind für das 4 und 8 PSU Szenario als gleich einzuschätzen. Alle drei Arten können sich also bei dem Szenario von 8 PSU noch ausbreiten, die Artenzusammensetzung ändert sich nicht, deshalb sollte es auch aufgrund der besseren Lichtverhältnisse angestrebt werden. Die Schwankungen der Salinität zwischen einzelnen Jahren werden zu unterschiedlichem Besiedlungsverhalten der Arten führen. In Jahren niedriger Salinität könnte sich *Chara contraria* verstärkt ausbreiten. Dieser Effekt wird durch die Anwendung des 4 PSU Szenarios gefördert und durch das direkte Nutzen des 8 PSU Szenarios gehemmt. Für *Tolypella nidifica* werden Jahre mit höherer Salinität förderlich sein. Für diese Art wäre also das schnelle Anwenden des 8 PSU Szenarios sinnvoll. *Chara canescens* wird im erwarteten Schwankungsbereich der Salinität keine Unterschiede im Keimungs- und Wachstumsverhalten zeigen. Diese Art ist also nicht vom angewendeten PSU Szenario abhängig.

Sedimentchemie/Nährstoffeinträge

Im Litoral des Sees sind fast ausschließlich mineralische Sedimente mit organischen Gehalten < 5% der Trockenmasse vorzufinden. Degegen sind sehr schlickige Sedimente im Tiefenbecken des Sees zu finden. Hier liegen organische Gehalte von 30 bis 40% vor. Dementsprechend sind in diesem schlickigen Sediment auch hohe Phosphorgehalte von über 1 mg/g Trockenmasse vorzufinden. Während der Sommerstagnation kommt es zu einer anaeroben P-Freisetzung aus den Sedimenten des Hypolimnions.

Für das Windebyer Noor wurde ein aktueller P-Eintrag von 746 kg/a kalkuliert. Für die Kalkulation der internen P-Freisetzung liegen derzeit zwei verschiedenen Angaben vor, welche sich deutlich unterscheiden. Danach werden 1500 kg/a oder 170 bis 310 kg/a kalkuliert. Danach kann jetzt nicht eindeutig festgestellt werden, ob die interne P-Freisetzung

höher ist als die externen P-Einträge. Unabhängig von dieser Fragestellung ist aber nachweisbar, dass der externe Eintrag über sechsfach höher ist als der berechnete Referenzeintrag aus dem Einzugsgebiet. Aus diesem Grund sollte zunächst der Nährstoffeintrag aus dem Einzugsgebiet bei diesem See weiter gesenkt werden, um eine Verbesserung der Trophie des Sees zu erreichen.

Darstellung der Chancen und Risiken des Salzwassereinstromes

Kriterium	Chancen	Risiken
Makrophyten	4 PSU: wesentliches Artenspektrum bleibt erhalten 8 PSU: wesentliches Artenspektrum bleibt erhalten, Ansiedlung von Arten aus der Ostsee verstärkt gefördert	4 PSU: Gefahr des Ausfallens einer limnischen Art: <i>Potamogeton perfoliatus</i> 8 PSU: Ausfallen einer limnischen Art sicher: <i>Potamogeton perfoliatus</i>
Diasporenbanken	4 und 8 PSU: mäßig artenreich, einige Arten quantitativ gut ausgeprägt, zur Wiederbesiedlung geeignet	4 und 8 PSU: keine Verschlechterung des aktuellen Zustandes
Keimungsverhalten	4 PSU: schnell, teilweise hohe Keimlingsdichten: (<i>C. contraria</i>), vier Arten keimen: <i>C. contraria</i> , <i>C. canescens</i> : gefördert, <i>Tolypella nidifica</i> : gehemmt, <i>Potamogeton pectinatus</i> : gefördert 8 PSU: schnell, geringere Keimlingsdichten: <i>C. contraria</i> , vier Arten keimen, <i>C. contraria</i> : gehemmt, <i>C. canescens</i> , <i>Tolypella nidifica</i> : gefördert, <i>Potamogeton pectinatus</i> : gehemmt	4 PSU: Keimungsrate nimmt ab (<i>C. contraria</i>) 8 PSU: Keimungsrate nimmt weiter ab (<i>C. contraria</i>)
Salinitätsschwankungen	4 PSU: jahresabhängige Keimung limnischer (salinitätstoleranter) Arten begünstigt gefördert (<i>Chara contraria</i> , <i>Potamogeton pectinatus</i>) 8 PSU: weniger stark geförderte jahresabhängige Keimung limnischer (salinitätstoleranter) Arten (<i>Chara contraria</i> , <i>Potamogeton pectinatus</i>)	4 und 8 PSU: kein Risiko durch jahresabhängige Salinitätsschwankungen
Veränderung der Nährstoffkonzentrationen sowie Veränderung des Lichtklimas durch	4 PSU: Verringerung der Nährstoffkonzentration bewirkt eine Erhöhung der Sichttiefe, Ausbreitung von Makrophyten,	4 PSU: kein Risiko der Verschlechterung der Lichtverhältnisse, durch Verdünnungseffekt evtl.

Salzwasserzustrom	Stabilisierung des Sedimentes, Rückgang der internen Freisetzung 8 PSU: Effekte stärker in diesem Szenario	etwas höhere Nährstoffrücklösung 8 PSU: kein Risiko der Verschlechterung der Lichtverhältnisse, durch Verdünnungseffekt evtl. höhere Nährstoffrücklösung
Phytoplankton (Cyanobakterien = CB)	4 PSU: Gleich bleiben oder Abnahme der Biomasse aufgrund Nährstoffmangel, größere Sichttiefen, Wechsel des Artenspektrums zu dem der Referenzbiozönose 8 PSU: Effekte etwas stärker bei Anwendung dieses Szenarios	4 PSU: kaum ein Risiko der Biomassebildung aufgrund Salzeinstrom, vermehrtes Auftreten von CB nicht vorhersagbar, da unklar ob N oder P oder beide limitierend, jetzige limnische toxische CB durch brackwassertolerante toxische CB ersetzt (Gefahr der Nodulariablüte) 8 PSU: Effekt etwas stärker bei Anwendung dieses Szenarios
Zooplankton	4 und 8 PSU: ähnliche Auswirkungen: bisher schwach ausgeprägte Zooplanktongemeinschaft wird kaum zurückgedrängt – rezent kaum Auftreten von limnischen Cladoceren beobachtet, Einstellung einer wechselnden salinitätsresistenten Gesellschaft	4 PSU: kein Risiko 8 PSU: Ausfall der Cladoceren und Dominanz der calanoiden Copepoden, welche das Algenwachstum (Cyanobakterien) nicht kontrollieren können
Nährstoffrücklösung aus Sediment	4 und 8 PSU: keine Veränderung der mikrobiellen Aktivität durch die erhöhte Salinität, keine verstärkte Mobilisierung der internen Nährstoffe, P-Sorptionskapazität im Salzwasser erhöht	4 und 8 PSU: kein Risiko verstärkter Nährstoffmobilisierung aus dem Sediment
Einzugsgebiet	4 und 8 PSU: erhöht die Reduzierung der Nährstoffeinträge aus dem relativ kleinen EZG die Erfolgchancen	4 und 8 PSU: Risiko der Nährstoffeinträge durch EZG gleich, aber relativ klein durch kleines EZG (im Vergleich zum Großen Binnensee)

Fazit und Handlungsempfehlungen

Die Art der Ausbildung der Diasporenbank und die Keimungsfähigkeit lassen erkennen, dass unter diesem Gesichtspunkt eine Wiederbesiedlung des Sees mit einer flächenhaften submersen Makrophytenvegetation möglich ist. Je nach PSU Szenario kommt es zu einer unterschiedlichen Dominanz von Arten. Trotz der nur mäßig ausgebildeten Diasporenbank ist eine Zugabe von Diasporen oder das Einpflanzen von Makrophyten nicht erforderlich, würde aber das Ausbreiten der Vegetation beschleunigen. Das betrifft

besonders den östlichen Bereich des Sees, der geringe Diasporendichten hat. Die angestrebten Salinitätsverhältnisse sind so, dass die Ausbreitung der Arten und das Arteninventar dadurch nicht wesentlich beeinträchtigt werden. Das trifft für das 4 PSU Szenario zu, die Maßnahme könnte aber auch mit dem angestrebten Szenario von 8 PSU durchgeführt werden. Wobei in diesem Falle mit geringfügig besseren Lichtverhältnissen zu rechnen ist.

Aufgrund der vorliegenden Ergebnisse wird aber zunächst eine Öffnung und Regulierung des Sieles so empfohlen, dass sich eine maximale Salinität von 4 PSU einstellt (4 PSU Szenario). Dadurch würden die Salinitätsschwankungen im See gedämpft, was die Entwicklung stabilerer Gemeinschaften ermöglicht. Die Arten keimen zwar alle bei den beiden geplanten Salinitätsszenarien (4 und 8 PSU Szenario), jedoch unterschiedlich gut. Im Falle des 4 PSU Szenarios würde die Entwicklung der anderen Characeenart *Tolypella nidifica* gehemmt, aber diese Art ist meist nicht so Bestand bildend und tritt nur im Frühjahr mit geringeren Bedeckungen auf. Weiterhin würden bei der Anwendung des 4 PSU Szenarios sich auch Cladoceren entwickeln können, welche als große Filtrierer einen Fraßdruck auf das Phytoplankton ausüben könnten. Allerdings muss auch berücksichtigt werden, dass sich bei einer Regulation des Salzwassereinstroms im 4 PSU Szenario auch die Lichtverhältnisse im See weniger verbessern als bei optimierter Sielöffnung im 8 PSU Szenario, was wiederum die Tiefenausbreitung der Makrophyten erschwert. Aus diesem Grund wird auch eine Regulierung nach dem 8 PSU Szenario empfohlen, die zeitlich versetzt erfolgen kann.

Der Salzwassereinstrom wird durch die Vermischung mit dem Seewasser nicht zu einer wesentlichen Verringerung der Nährstoffkonzentrationen im See führen. Dadurch bleibt die planktische Primärproduktion hoch und eine starke Zunahme der Sichttiefe ist nicht zu erwarten. Dieser Effekt stellt weiterhin das Haupthindernis für eine stärkere Tiefenausbreitung der submersen Makrophyten dar. Jedoch sollte die Möglichkeit der geringfügigen Verbesserung der Sichttiefe im Falle des 8 PSU Szenarios ausgenutzt werden und dieses zur Anwendung kommen. Ein möglicher Salzgradient im See wird im nordwestlichen salzärmeren Bereich des Sees zu geringeren Sichttiefen als im Bereich des Salzwasserzustromes im Südosten führen. Das wird dort zusätzlich die Ausbreitung der Makrophyten hemmen. Dieser Effekt ist beim 4 PSU Szenario stärker, weshalb in diesem Zusammenhang ebenfalls die Anwendung des 8 PSU Szenarios empfohlen wird. Es sollten also alle Maßnahmen im Vordergrund stehen, die den Nährstoffeintrag in den Wasserkörper verringern.

7 Zusammenfassung

Durch die Auswertung der vorhandenen Vegetationsdaten, der Untersuchung der Diasporenbank inklusive Keimungsversuchen, der Analyse der Sedimente und daraus abgeleiteter Nährstoffflüsse erfolgte eine umfangreiche Bewertung der Auswirkungen von Salzwassereinstrom in die Strandseen.

Auswertungen der Vegetationsdaten zeigen ein für den Zustand dieser Seen typisches geringes Arteninventar. Die Gegenüberstellung der Salinitätstoleranzen für diese Arten ergibt, dass das Artenspektrum bei der geplanten Salinitätsänderung kaum geringer wird.

Diese getroffene Aussage wird durch die Untersuchungen der Diasporenbanken gestützt. Alle drei Seen weisen eine quantitativ gut ausgeprägte und artenreiche Diasporenbank auf. Es wurden viele salzwasserresistente Diasporen vorgefunden, welche eine Besiedlung auch unter dem angestrebten Salzwassereinstrom ermöglichen sollte.

Durch Keimungsversuche konnte die Keimungsfähigkeit der Diasporenbank belegt werden. Dabei zeigte sich eine sehr schnelle Keimung bereits nach drei Wochen. Die Characeen, welche die Diasporenbank quantitativ überwogen, dominierten ebenfalls bei den Keimungsversuchen. Basierend auf diesen Laborexperimenten kann geschlossen werden, dass bei einer Verbesserung der Lichtverhältnisse in den untersuchten Seen sich schnell eine submersen Vegetation entwickeln und ausbreiten kann. Die Diasporenbank des Windebyer Noors ist für diese Veränderungen am besten geeignet.

Höhere externe Nährstoffbelastung als interne Nährstoffbelastung bedingt die hohe Trophie der untersuchten Strandseen. Durch einen Salzwassereinstrom würde durch die Vermischung mit Ostseewasser sich die Konzentration der Nährstoffe zwar verringern, aber bei der hohen Nährstoffbelastung wird dieser Effekt nicht zur starken Reduzierung der planktischen Primärproduktion führen. Derzeit wird die Produktion im Sommer bereits durch das Licht limitiert und nicht durch die Nährstoffe. Nur eine Reduzierung der externen Nährstoffeinträge würde diese Situation nachhaltig verbessern. Durch die Senkung der externen Einträge – kombiniert mit einem erhöhten Austausch mit der Ostsee – ist zugleich eine Verringerung der internen P-Freisetzung zu erwarten, da durch die Tiefenausbreitung der submersen Vegetation die Oberflächensedimente stabilisiert würden.

Durch den Salzwassereinstrom ist keine sofortige „sichtbare“ Verbesserung der Ausbreitung der submersen Vegetation bei gleicher externer Nährstoffbelastung zu erwarten, aber eine allmähliche Stabilisierung und langfristige Verbesserung der Trophiesituation möglich. Ein Salzwassereinstrom würde zwar zur „Verdünnung“ der Nährstoffe führen, aber aufgrund dieser zu geringen Senkungen der Nährstoffkonzentrationen wird weiterhin eine hohe planktische Primärproduktion vorherrschen. Dadurch ist auch nur eine geringe Verbesserung im Lichtklima des Sees (Kalkulation von einer maximalen Zunahme der Sichttiefe von 0,5 m)

zu erwarten, so dass dadurch keine durchgreifende Zunahme der Tiefenausbreitung der submersen Vegetation zu erwarten ist.

Die Planktongemeinschaft wird sich in ihrer Zusammensetzung bei einem Salzwassereinstrom ändern, aber es ist auch kein Wechsel zwischen „funktionellen“ Gruppen zu erwarten. Salzresistente Arten werden die limnischen Arten ersetzen.

Durch das vorliegende Forschungsvorhaben konnten aber nicht alle relevanten Fragestellungen ausreichend bearbeitet werden. So wurden einige Komplexe wie in der Aufgabenstellung verankert – nur durch die Auswertung der vorhandenen Daten und Literaturdaten abgedeckt. Dieses reicht nicht immer aus, hier die vorhandenen Risiken ausreichend abschätzen zu können. Dies betrifft u.a. die Entwicklung von Cyanobakterienblüten in den Seen nach Salzwassereinstrom. Es sollte hier versucht werden, die aktuellen Ergebnisse aus dem Schwerpunktprogramm Aqua Shift der DFG einzubinden. Hier wurden durch die Universität Kiel umfangreiche Mesokosmenexperimente durchgeführt zum Einfluss von Salinität, Temperatur und Nährstoffen im Zuge der Untersuchungen zum Klimawandel. Diese Ergebnisse waren bisher noch nicht publiziert und lagen so dem Auftragnehmer nicht vor. Nur aus erste Vorträgen und Posterpräsentationen kann der Umfang der dort durchgeführten Arbeiten abgeschätzt werden.

Ein zweiter wesentlicher Punkt für die weitere Bearbeitung sollte die genaue Untersuchung der internen P-Freisetzung aus dem Windebyer Noor sein. Hier liegen nun sehr unterschiedliche Kalkulationen durch die Anwendung verschiedener Methoden vor. Diese interne P-Freisetzung wird aber – sollte sie über der externen P-Freisetzung liegen – sehr deutlich die Trophieentwicklung des See bestimmen und muss daher bei den weiteren Maßnahmen für diesen See Berücksichtigung finden.

8 Literatur

- Aalto, M. (1970): Potamogetonaceae Fruits. I. Recent and subfossil endocarps of the fennoscandian species. *Acta Botanica Fennica* 88: 74-76.
- Andersen, J. M. (1976): An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. *Wat. Res.* 16: 119-126.
- Beijerinck, W. (1947): *Zadenatlas der Nederlandsche Flora*, Weenmann & Zonen-Verlag, Wageningen.
- Berghoff S., Schlungbaum G. & Selig U. (2000): Phosphorus in sediments from coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern (Southern Baltic Sea). In: Flemming, B.W., Delafontaine, M.T. & Liebezeit, G.: *Muddy Coast Dynamics and Resource Management*. *Proc. Mar. Sci* 2: 161-174.
- Bertsch, K. (1941): *Früchte und Samen - Handbücher der praktischen Vorgeschichtsforschung*, Band I, Verlag Ferdinand Enke, Stuttgart.
- Domin A., Schubert H., Krause, J.C., Schiewer U. (2004): Modelling of pristine depth limits for macrophyte growth in the southern Baltic Sea. *Hydrobiol.* 514: 29-39.
- Feike, M., Heerkloss, R. (2008): Long-term stability of the seasonal succession of different zooplankton species in a brackish water lagoon (southern Baltic Sea). *Hydrobiol.* 611: 17-28.
- Finni, T., Kononen, K., Olsonen, R., Wallström, K. (2001): The history of Cyanobacterial blooms in the Baltic Sea. *Ambio* 30: 172-178.
- Gasiunaite, Z. R. (2000): Coupling of the Limnetic and Brackishwater Plankton Crustaceans in the Curonian Lagoon (Baltic Sea). *Int. Rev. Hydrobiol* 85: 653-661.
- Henriksen, P. (2005): Estimating nodularin content of cyanobacterial blooms from abundance of *Nodularia spumigena* and its characteristic pigments — a case study from the Baltic entrance area. *Harmful Algae* 4: 167-178.
- Hobson, P., Fallowfield, H. J. (2003): Effect of irradiance, temperature and salinity on growth and toxin production by *Nodularia spumigena*. *Hydrobiol.* 493: 7-15.
- Hupfer, M. (1995): Bindungsformen und Mobilität des Phosphors in Gewässersedimenten. In: *Handbuch Angewandte Limnologie*, Hrsg.: Steinberg, Bernhardt, Klapper, ecomed-Verlag, Landsberg Kap. IV-3.2.: 1-22.
- Jeppesen E., Sondergaard M., Pederson A. R., Jürgens K., Strzelcak A., Lauridsen T. L., Johansson L. S. (2007): Salinity induced regime shift in shallow brackish lagoons. *Ecosystems* 10: 47-57.
- Jessen, K. (1955): Key to subfossil Potamogeton. *Kopenhagen Botanisk Tidskrift* 52: 1-7.
- LAWA (1998) *Gewässerbewertung – Stehende Gewässer. Richtlinie zur Bewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien*. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser: 74 S.
- Kalin, M., Smith, M. P. (2007): Germination of *Chara vulgaris* and *Nitella flexilis* oospores: What are the relevant factors triggering germination? *Aquatic Botany* 87: 235-241.

- Larson, O., Pohl, C. (2006): Modellierung des Salzgehaltes von Strandseen an der Ostsee unter ungestörten Bedingungen. Bericht für das Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein: 121 S.
- Lewandowski, J. (2002): Untersuchungen zum Einfluss seeinterner Verfahren auf die Phosphor-Diagenese in Sedimenten, Dissertation, HU Berlin, Institut für Biologie: 230 S.
- Lips, I., Lips, U. (2008): Abiotic factors influencing cyanobacterial bloom development in the Gulf of Finland (Baltic Sea). *Hydrobiol.* 614: 133-140.
- Marquardt, R. (2005): Der Einfluss der Eisenverfügbarkeit auf das Akklimatisationsvermögen von *Nodularia spumigena* im Brackwassermilieu. Universität Rostock, Diplomarbeit. 78 S.
- Mazur-Marzec, H., Zeglinska, L., Plinski, M. (2005): The effect of salinity on the growth, toxin production, and morphology of *Nodularia spumigena* isolated from the Gulf of Gdansk, southern Baltic Sea. *Journal of Applied Phycology* 17: 171-179.
- Murphy, J., Riley, J. P. (1962): A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analyt. Chim. Acta* 27: 31-36.
- Ostendorp, W. (1998): Hemmenhofener Methoden - Sedimentologische und Paläolimnische Methoden in der Siedlungsarchäologie. *Forschungen und Berichte zur Vor- und Frühgeschichte in Baden-Württemberg* 68: 243-299.
- Penn, M. R., M. T. Auer, E. L. Van Orman, Korienek, J. J. (1995): Phosphorus diagenesis in lake sediments: investigations using fractionation techniques. *Mar. Freshw. Res.* 46: 89-99.
- Psenner, R., Pucsko, R., Sager, M. (1984): Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen im Sediment. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 70: 11-155.
- Roxanne, M., Chan, F., Howarth, R. W., Pace, M. L., Likens, G. E. (2006): Ecological constraints on planktonic nitrogen fixation in saline estuaries I. Nutrient and trophic controls 309: 25-39.
- Sagert, S., Selig U., Wagner, H. G. (2007): Bewertung der Strandseen anhand der Qualitätskomponente Makrophyten, Bericht für das Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein. 64 S.
- Sagert, S., Selig, U., Schubert, H. (2008): Phytoplanktonindikatoren zur ökologischen Klassifizierung der deutschen Küstengewässer der Ostsee. *Rostock. Meeresbiolog. Beitr.* 20: 45-69.
- Schlunbaum, G. (1979): Untersuchungen über die Sedimentqualität in den Gewässern der Darß-Zingster Boddenkette unter besonderer Berücksichtigung der Stoffaustauschprozesse zwischen Wasser und Sediment. Habilitationsschrift an der Universität Rostock.
- Schlunbaum, G. (1982): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. Teil 11: Phosphatsorptionsgleichgewichte zwischen Sediment und Wasser in flachen eutrophen Küstengewässern. *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 10: 135-152.
- Schlunbaum, G., Nausch, G., Baudler H. (1984): Sedimentstruktur und Sedimentdynamik in der Darß-Zingster Boddengewässern. *Rost. Meeresbiol. Beiträge* 2: 27-40.
- Schubert, H., Blindow, I. (2004): Charophytes of the Baltic Sea. *Baltic Marine Biologists Publication* 19. Koeltz Scientific, Königstein.

Schumann, R., Karsten, U. (2006): Phytoplankton im Zingster Strom der Darß-Zingster Boddenkette – 13 Jahre Remesotrophierung. *Rostocker Meeresbiol. Beiträge* 16: 47-59.

Selig U., Berghoff S., Schlunbaum G., Schubert H. (2005): Variation of phosphate in sediments along an estuarine salinity gradient on the Baltic Sea. – In: Serrano L., Golterman H. L., *Phosphates in Sediments, Proceeding of the 4th International Symposium Carmona (Spain)*, Bachhuys Publisher, 33-42.

Selig, U., Baudler H., Krech M., Nausch G. (2006): Nutrient accumulation and nutrient retention in coastal waters - 30 years` investigation in the Darß-Zingst Bodden chain. *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 34: 9-19.

Selig U., Eggert, A., Schubert, M., Steinhardt, T., Sagert, S., Schubert, H. (2007): The influence of sediments on soft bottom vegetation in inner coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern (Germany). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 71: 241-249.

Selig, U., Steinhardt, T., (2008): Sediment-Samen Analysen – Nachweis von Diasporen der Characeen und Angiospermen in Sedimenten innerer Küstengewässer. Bericht für das Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein: 34 S.

Soulié-Marsche, I. (1989): *Etude comparée de gyrogonites de Charophytes actuelles et fossiles et phylogénie des genres actuels*. Imprimerie des Tilleuls, Millau, France. 237 S.

Steinhardt, T. (2001): *Landschaftsökologische Untersuchungen an Standorten submerser Makrophytenvegetation im Salzhaff (Wismarbucht)*. Diplomarbeit, Univ. Greifswald, 103 S.

Steinhardt, T., Selig, U. (2007): Spatial distribution patterns and relationship between recent vegetation and diaspore bank of a brackish coastal lagoon on the southern Baltic Sea, *Estuarine Coastal and Shelf Science* 74: 205-214.

Stuhr, J. (2000): *Die Ufer- und Unterwasservegetation des Bottschlotter Sees, des Einfelder Sees, des Fastensees, des Großen Binnensees, des Neustädter Binnenwassers, des Pinnsees, des Sehlendorfer Binnensees und des Wenkendorfer Sees*. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein. 1-100.

Vedder, F. (2004): *Morphologie und Taxonomie rezenter und subfossiler Characee-Oosporen aus der Ostsee*. Rostock. *Meeresbiolog. Beitr.* 13: 43-54.

Vogler, P. (1965): Probleme der Phosporanalytik in der Limnologie und ein neues Verfahren zur Bestimmung von gelösten Orthophosphaten neben kondensierten Phosphaten und organischen Phosphorsäureestern, *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 50: 33- 48.

Wagner, H. G. (2008): *Potentielle Florenliste Strandseen*, unveröffentlicht. Universität Rostock.

Wasmund, N. (1997): Occurrence of Cyanobacterial Blooms in the Baltic Sea in Relation to Environmental Conditions. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 82: 169-184.