



Seen an der Nord- und Ostseeküste Schleswig-Holsteins

Holmer See, Lüttmoorsee, Rickelsbüller Kogsee,
Windebyer Noor, Großer Binnensee,
Neustädter Binnenwasser

Herausgeber:

Landesamt für Natur und Umwelt
des Landes Schleswig-Holstein
Hamburger Chaussee 25
24220 Flintbek
Tel.: 0 43 47 / 704-0
www.lanu-sh.de

Ansprechpartnerinnen:

Angelika König; Tel.: 0 43 47 / 704-428
Elisabeth Wesseler; Tel.: 0 43 47 / 704-427

Titelfotos (FotoautorIn):

Lüttmoorsee (Angelika König)

kleine Fotos von links nach rechts:

Findling im Windebyer Noor (Angelika König)

Neustädter Binnenwasser, Holmer See (Joachim Stuhr)

Herstellung:

hansadruck, Kiel

Juni 2006

ISBN: 3-937937-09-9

Schriftenreihe: LANU SH – Gewässer B 56

Diese Broschüre wurde auf
Recyclingpapier hergestellt.

Diese Druckschrift wird im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit der schleswig-holsteinischen Landesregierung herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von Personen, die Wahlwerbung oder Wahlhilfe betreiben, im Wahlkampf zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die Druckschrift nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Landesregierung zu Gunsten einzelner Gruppen verstanden werden könnte. Den Parteien ist es gestattet, die Druckschrift zur Unterrichtung ihrer eigenen Mitglieder zu verwenden.

Die Landesregierung im Internet:

www.landesregierung.schleswig-holstein.de

Seen an der Nord- und Ostseeküste Schleswig-Holsteins

Kurzfassung	3
Einleitung	4
Untersuchungskonzeption und Auswertungsmethoden	6
Die Seen im Überblick	11
Zustand und Belastung der einzelnen Seen	20
Holmer See	20
Lüttmoorsee	33
Rickelsbüller Koogsee	45
Windebyer Noor	61
Großer Binnensee	75
Neustädter Binnenwasser	90
Literatur	107
Anhang	109

Kurzfassung

Das Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein untersuchte im Jahr 2002 im Küstensaum der Ostsee das Windebyer Noor (RD), den Großen Binnensee (PLÖ) und das Neustädter Binnenwasser (OH) sowie im Jahr 2003 in den Marschgebieten der Nordseeküste den Holmer See (NF), den Lüttmoorsee (NF) und den Rickelsbüller Koogsee (NF). Die Untersuchungsgebiete liegen demnach in den für die EG-Wasserrahmenrichtlinie relevanten Flussgebietseinheiten Schlei/Trave und Eider. Die Marschgewässer sind als Ramsar-Gebiete von internationaler Bedeutung und darüber hinaus wie der Große Binnensee und das Neustädter Binnenwasser sowohl NSG- und FFH-Gebiete als auch Vogelschutzgebiete.

Seit der Eindeichungen des Beltringharder Kooges (1987) und des Rickelsbüller Kooges (1981) ist der direkte Salzwassereinfluss der drei Westküstenseen durch die Nordsee nicht mehr gegeben. Der Große Binnensee (Siel) und das Windebyer Noor (Stauschott) sind durch anthropogene Unterbrechungen der ehemals offenen Verbindung zur vorgelagerten Ostsee ebenfalls mehr oder weniger ausgesüßt. Das Neustädter Binnenwasser hat hingegen eine offene Verbindung und somit einen intensiven Wasseraustausch mit der Ostsee und unterliegt einem stark schwankenden Salzwassereinfluss.

Es wurden Daten zu den chemisch-physikalischen Eigenschaften sowie zu den Lebensgemeinschaften des freien Wassers (Plankton), des Ufers und des Seegrundes (Benthos) zusammengestellt. Um den Beitrag der verschiedenen Nährstoffquellen zu Belastungen der Seen beurteilen zu können, wurden Stoffausträge aus der Fläche des Einzugsgebietes und Einträge durch Abwasser abgeschätzt sowie die Nutzung der Seen und ihrer Ufer ermittelt. Die Ergebnisse liefern Anhaltspunkte für Entlastungsmöglichkeiten und Hinweise auf die Schutzwürdigkeit beziehungsweise Schutzbedürftigkeit der Seen.

Die untersuchten Seen sind mit Ausnahme des Windebyer Noors sehr flach, zudem haben der Große Binnensee und das Neustädter Binnenwasser aufgrund ihres großen Einzugsgebietes besondere Voraussetzungen für einen nährstoffreichen Zustand. Trotzdem wies das Neustädter Binnenwasser eine vergleichsweise geringe Produktivität auf, die auf eine kurze Verweilzeit des Wassers und somit eingeschränkte Umsetzung der Nährstoffe sowie auf den starken Wasseraustausch mit der Ostsee zurückzuführen ist.

Der gegenwärtige Zustand der Seen wurde nach der "Vorläufigen Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien" der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 1998) bestimmt. Dabei ergab sich für die Marschseen einheitlich ein hypertropher Zustand, das Windebyer Noor und das Neustädter Binnenwasser waren polytroph 1, der Große Binnensee war polytroph 2. Für den Großen Binnensee, der vergleichsweise geringe Chloridkonzentrationen aufweist, führte dies zu einer sehr schlechten Bewertung von 5 auf der siebenstufigen LAWA-Skala. Die übrigen der hier behandelten Gewässer konnten aufgrund der besonderen Bedingungen des Salzwassereinflusses nicht bewertet werden und wurden vorerst den schleswig-holsteinischen Sonderarten zugeordnet, für die ein eigenes Bewertungsschema erarbeitet werden soll.

Für die drei Westküstenseen ist der Austrag aus den nährstoffreichen Marschböden als Hauptnährstoffquelle anzusehen. Bei den übrigen Seen stellte der diffuse Austrag aus landwirtschaftlichen Flächen die Hauptquelle für die Phosphorbelastung dar. Zusätzlich trug die Abwasserbeseitigung beim Neustädter Binnenwasser mit 22 %, beim Großen Binnensee mit 11 % und beim Windebyer Noor mit 7 % zum Phosphoreintrag bei.

Die Unterwasservegetation des Holmer Sees zeichnete sich durch das Auftreten flächiger Armleuchteralgen mit mehreren gefährdeten Arten sowie als große Besonderheit der vom Aussterben bedrohten Grauen Armleuchteralge *Chara canescens* aus. Ebenfalls besonders wertvoll erscheinen die sehr großflächig ausgedehnten Armleuchteralgenbestände im Windebyer Noor und im auch ansonsten relativ artenreichen Großen Binnensee. Der Erhalt der submersen Vegetation der drei genannten Seen ist somit als von landesweiter Bedeutung anzusehen. In der Ufervegetation des Holmer Sees, des Lüttmoorsees sowie des Windebyer Noors und des Neustädter Binnenwassers wurden ebenfalls viele gefährdete Arten gefunden.

Im Plankton von fünf der untersuchten Seen dominierten Cyanobakterien (Blualgen), nur im stark chloridhaltigen Neustädter Binnenwasser waren Bacillariophyceen (Kieselalgen) die vorherrschende Algengruppe. Die untersuchten Gewässer waren mit Ausnahme des Großen Binnensees hinsichtlich des Zooplanktons und der tierischen Besiedlung des Seegrundes artenarm und zeigten somit eine deutliche Salzwasserbeeinflussung.

Einleitung

Ein wichtiges charakteristisches Landschaftselement Schleswig-Holsteins sind die Seen. Schleswig-Holstein hat etwa 300 Seen mit einer Gesamtfläche von 28.000 Hektar, das entspricht etwa 1,7 Prozent der Landesfläche. Darüber hinaus gibt es zahlreiche stehende Kleingewässer und Teiche. Sie sind als Lebensraum und Retentionsbereich von großer ökologischer, aber auch von wirtschaftlicher Bedeutung. Viele Seen werden fischereilich genutzt. Besonders wichtig sind die Seen auch für die Freizeitnutzung und den Tourismus.

Der Schutz der Gewässer als Trinkwasser-Reservoir und als Lebensraum für Pflanzen und Tiere gewinnt auf europäischer Ebene immer mehr Bedeutung. Aus diesem Grund hat die EU ihre Gewässerschutzpolitik neu ausgerichtet und eine EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) verabschiedet. Sie ist seit Dezember 2000 in Kraft und gilt für alle Gewässer Europas, das heißt für Oberflächengewässer einschließlich der Übergangs- und Küstengewässer und für das Grundwasser. Ziel der Richtlinie ist es, nach einheitlichen Kriterien innerhalb der EU einen guten ökologischen Zustand der Gewässer zu erreichen.

Als Grundlage dafür sind vorerst alle stehenden Gewässer größer 50 ha zu typisieren, da sich die Zielzustände der Richtlinie an den für jeden Seentyp charakteristischen Lebensgemeinschaften orientieren.

Die überwiegende Zahl der größeren schleswig-holsteinischen Seen erreicht voraussichtlich nicht den guten ökologischen Zustand gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Wichtigste Ursache hierfür ist bei den meisten Seen des Landes die Überversorgung mit Nährstoffen (Eutrophierung), die u.a. zur Trübung des Wassers durch Mikroalgen, zu verschlechterten Lebensbedingungen für Unterwasserpflanzen und bestimmte Fische sowie zur Veränderung des Nahrungsgefüges im See führen.

Der Untersuchungs- und Sanierungsbedarf ist also groß. Um die Seen in Schleswig-Holstein typisieren und bewerten zu können, müssen Datenlücken hinsichtlich der Lebensgemeinschaften in und an den Seen geschlossen werden. Außerdem ist neben dem Wasser- und Stoffhaushalt die Belastungssituation der Gewässer zu beschreiben. Es sind Maßnahmen vorzuschlagen, die zum Schutz und zur Regeneration der Seen und ihrer Ufer beitragen können.

Probleme und signifikante Defizite gegenüber dem guten ökologischen Zustand bestehen in den schleswig-holsteinischen Seen vor allem hinsichtlich folgender Aspekte:

- Zu hohe Nährstoffeinträge überwiegend diffus aus der Fläche, zum Teil aus Abwassereinleitungen, von versiegelter Fläche sowie durch Niederschlag. Daraus ergeben sich negative Folgen u.a. für den Phosphor- und Sauerstoffhaushalt;
- Veränderung der Lebensgemeinschaften im Wasser durch Unterbrechung der Verbindung mit den umgebenden Gewässern und durch selektive fischereiliche Bewirtschaftung;
- Abnahme der Artenzahl innerhalb von Lebensgemeinschaften (z.B. Plankton und/oder Makrophyten) zugunsten der Dominanz einzelner weniger Arten;
- Veränderung des Wasserhaushaltes und der Ufermorphologie durch Wasserstandsabsenkungen;
- Störung der Uferzonen mit ihrer besonderen ökologischen Funktion vor allem durch Freizeitnutzung.

Gemäß Wasserrahmenrichtlinie ist die relative Bedeutung der einzelnen Belastungen im Rahmen der Bewirtschaftungspläne für jeden See zu ermitteln. Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung können daher als Grundlage für die notwendigen Maßnahmeprogramme dienen.

Im vorliegenden Bericht sind die Ergebnisse der Seenuntersuchung von 2002 bzw. 2003 von folgenden Seen zusammengestellt: Großer Binnensee, Neustädter Binnenwasser, Windebyer Noor, Holmer See, Lüttmoorsee und Rickelsbüller Koogsee (Abbildung 1).

Die nachfolgend dargestellten Untersuchungen waren nur möglich durch die Mitarbeit von Vertragspartnern, wie im Text jeweils erwähnt, und durch Personen vor Ort, die ehrenamtlich Seewasserstände und Sichttiefen ermittelten. Diesen und den am Programm beteiligten Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Landesamtes gilt ein besonderer Dank.

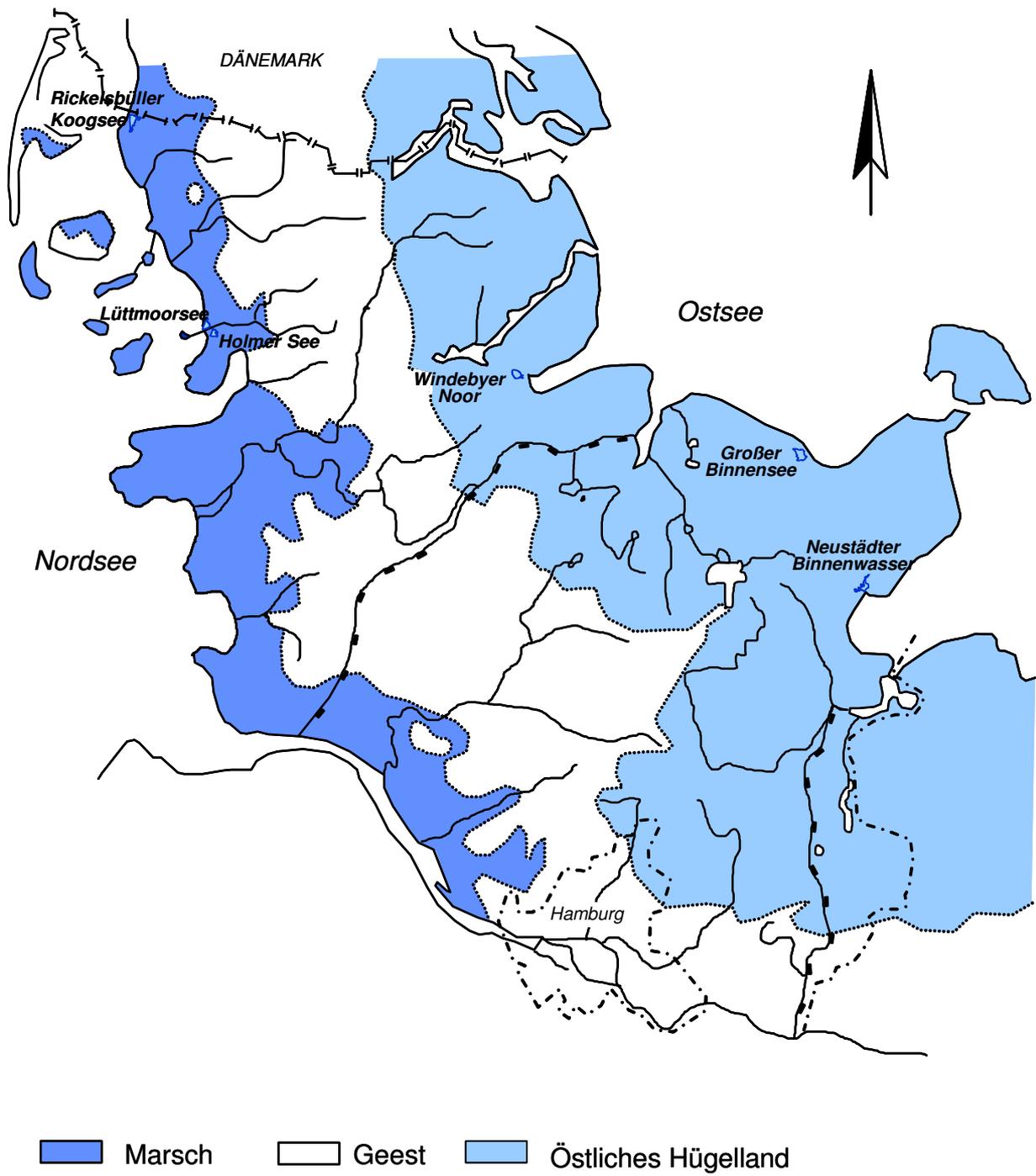


Abbildung 1: Lage der untersuchten Seen

Untersuchungskonzeption und Auswertungsmethoden

Einzugsgebiet

Das oberirdische Einzugsgebiet (A_{E0}) jedes Sees wurde nach Höhenlinien der Deutschen Grundkarte (DGK 5) und zum Teil durch Begehung und Prüfung von Unterlagen der Wasser- und Bodenverbände ermittelt.

Die **geologischen Verhältnisse** wurden den Geologischen Karten für Schleswig-Holstein, Maßstab 1 : 25.000 bzw. 1 : 200.000, entnommen.

Die **Flächennutzung** im Einzugsgebiet der Seen wurde nach den Kriterien Acker, Grünland, Wald, Siedlung, Gewässer, Sonstiges aus Atkis-Daten ermittelt (Stand 1972).

Die **Großvieheinheiten** wurden nach Erhebungen des Statistischen Landesamtes auf der Basis der Bodenflächen nach Art der tatsächlichen Nutzung und der Viehzählung 2001 für die in den Einzugsgebieten landwirtschaftlich genutzten Flächen der entsprechenden Gemeinden ermittelt.

Hydrologie

Die wichtigsten Zuläufe der Seen wurden erfasst. An den Abläufen wurden monatliche Abflussmessungen durchgeführt. Die Seewasserstände wurden mit Lattenpegeln ermittelt, am Neustädter Binnenwasser und am Rickelsbüller Koogsee waren Schreibpegel im Einsatz. Am Großen Binnensee wurden die Seewasserstände anhand eines Hilfsfestpunktes eingemessen.

Tiefenplan

Die Seen wurden mit Echolot vermessen und Tiefenpläne erstellt.

Biologisch-chemisches Untersuchungsprogramm

Die Seen wurden in Abhängigkeit von ihrer Tiefe nach folgendem Muster untersucht (Tabelle 1):

Tabelle 1: Probenahmemuster in Abhängigkeit von der Seetiefe

	flache Seen	mitteltiefe Seen	tiefe Seen
mittlere Tiefe	< 2 m	2 bis < 5 m	≥ 5 m
maximale Tiefe	< 4,5 m	4,5 bis < 10 m	≥ 10 m
zu erwartende Schichtung im Sommer	ohne	schwach oder stabil	stabil
Probentiefe			
1 m	x	x	x
10 m			x
Mitte Hypolimnion			(x bei max. Tiefe > 30 m)
1 m über Grund		x	x
Beprobungen pro Jahr	4 bis 5	4 bis 5	4 bis 5

Physikalische und chemische Parameter:

Wassertemperatur im Tiefenprofil, Lufttemperatur, Luftdruck, Wetter, Windrichtung und -stärke, Sichttiefe, Sauerstoff-Profil, Farbe, Trübung, Geruch der Probe, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Chlorid,

Säure-Base-Kapazität, Gesamtstickstoff, Nitrat, Nitrit, Ammonium, Gesamtphosphor, Phosphat, Sulfat, Kieselsäure, Calcium, Magnesium, Natrium, Kalium, Eisen, Mangan, Aluminium.

Biologische Parameter:

parallel zur chemischen Probenahme: Chlorophyll a, Phaeophytin, Phytoplankton qualitativ und quantitativ, Zooplankton qualitativ und halbquantitativ; im Frühjahr: Profundal-Benthos, Probenahme mit LIMNOS-Sedimentstecher (71 cm² Fläche) oder einem Ekman-Greifer (225 cm² Fläche) aus verschiedenen Tiefen im Transekt, qualitativ und quantitativ; Frühsommer: grobe Erfassung von Ufer- und Unterwasservegetation.

Die **Sichttiefen** des Großen Binnensees, des Neustädter Binnenwassers und des Windebyer Noores wurden zusätzlich von März bis Oktober etwa wöchentlich durch ehrenamtliche Helfer mit Hilfe einer Secchi-Scheibe ermittelt.

Abschätzung der Stoffeinträge aus dem Einzugsgebiet und durch Niederschlag

Da Phosphor in vielen Fällen der limitierende Faktor für das Algenwachstum in einem See ist, steht dieser Nährstoff in dem vorliegenden Bericht im Zentrum der Betrachtungen zum Stofffluss zwischen Einzugsgebiet und Gewässern. Darüber hinaus kann auch bei Seen, in denen Stickstoff oder andere Faktoren die Produktion regulieren, Phosphor am leichtesten an Land zurückgehalten und so zum Minimum-Faktor werden. Bei den Stoffflussbetrachtungen steht Phosphor zugleich stellvertretend für viele Stoffe, die permanent vom Land in die Gewässer eingetragen werden. RIPL (1995) fand im Einzugsgebiet der Stör, dass die Böden vor allem Kalk verlieren (etwa 65 % des Gesamtstoffverlustes). Stickstoff und Phosphor stellen zusammen hingegen nur 2 % der ausgetragenen Stoffe und spielen damit weniger für die Verarmung der Böden als für die Eutrophierung der Gewässer eine Rolle.

Alle Werte, die nach den im Folgenden beschriebenen Methoden ermittelt werden, sind großen Schwankungen unterworfen. So variieren zum Beispiel Austräge aus (landwirtschaftlich genutzten) Flächen stark in Abhängigkeit von Bearbeitungsart, Bodenart, Entfernung zum Gewässer, Hangneigung und Intensität von Regenfällen. Auch für die Einträge

von gereinigtem Abwasser gilt, dass zum einen der Kläranlagenablauf stark in seiner Fracht schwanken kann. Zum anderen ist auch der Nährstoffrückhalt, der zwischen Kläranlage und See im Boden oder Gewässer erfolgt, sehr variabel. Mit Hilfe der Schätzzahlen kann jedoch eine grobe Wichtung der einzelnen Belastungsquellen der Seen vorgenommen werden.

Für verschiedene **Flächennutzungen** werden in der Literatur unterschiedliche Werte für den jährlichen Austrag von Stickstoff und Phosphor angegeben (Tabelle 2). Für die Abschätzung der flächennutzungsabhängigen Einträge in die untersuchten Seen wurden im vorliegenden Bericht, sofern nicht anders erwähnt, die mittleren Exportkoeffizienten verwendet. Für Siedlungen wurde ein Versiegelungsgrad von 30 % angenommen und die restliche Fläche wie Grünland behandelt. Daraus ergibt sich für Siedlungen ein mittlerer Exportkoeffizient von 0,75 kg/ha-a Phosphor und 13 kg/ha-a Stickstoff. Campingplätze werden, zusätzlich zu eventuellen Schmutzwassereinträgen, ebenfalls wie Grünland behandelt. Für Gewässer und "sonstige Flächen" wurde ohne weitere Differenzierung kein Stoffaustrag veranschlagt.

Um die Einträge durch **Viehhaltung** abzuschätzen, wurden die Großvieheinheiten im Einzugsgebiet zusätzlich zur Flächennutzung berücksichtigt. Eine Großvieheinheit entspricht beispielsweise einem weiblichen Rind (älter als zwei Jahre) oder zwei Zuchtsauen. Dafür wurden durchschnittliche Nährstoffausscheidungen von 90 kg Stickstoff und 20 kg Phosphor zugrunde gelegt (MINISTERIUM FÜR LÄNDLICHE RÄUME, LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG UND TOURISMUS 1996). Nach HAMM (1976) erreicht etwa 1 % des für Großvieheinheiten veranschlagten Phosphors die Gewässer. Da Stickstoff besser transportiert wird als Phosphor, wird der Stickstoff-Eintrag durch landwirtschaftliche Viehhaltung dabei tendenziell unterschätzt.

In Tabelle 3 sind die an verschiedenen Stellen ermittelten Einträge von Stickstoff und Phosphor durch **Niederschlag** zusammengestellt. Für die Bilanzierung der Einträge in die Seen wurde jeweils die nächstgelegene Messstelle zugrunde gelegt.

Tabelle 2: Exportkoeffizienten für Phosphor und Stickstoff für verschiedene Flächennutzungen (kg/ha-a)

Nutzungsart		Exportkoeffizient (kg/ha-a)		Quelle
		mittel	Bereich	
Acker	P: N:	0,5 20	0,07 bis 2 20 bis 70	SCHWERTMANN 1973, LW* 1991 LW*1991
Grünland	P: N:	0,2 10	0,1 bis 0,8 5 bis 15	ALLEN & KRAMER 1972, LW*1991 BUCKSTEEG & HOLLFELDER 1975, LW*1991
Grünland Marschböden (ungenutzt)	P: N:	1,5 12		SCHUBERT 1997 SCHUBERT 1997
Wald	P: N:	0,05 7	0,01 bis 0,183 5 bis 10	DILLON & KIRCHNER 1975, LW* 1991 LW* 1991
Hochmoorböden (sauer)	P: N:	1,5 7		LAWA 1998 TREPPEL Ökologiezentrum CAU Kiel
versiegelte Fläche	P: N:	2 20	2 bis 12 17 bis 35	LW* 1991 LW* 1991
Siedlung	P: N:	0,75 13		Erläuterung siehe Text
Siedlung mit Regenklärbecken bzw. Regenrückhaltebecken	P: N:	0,4 10		LW* unveröffentlicht
Gewässer, sonstiges	P: N:	0 0		

LW*: LANDESAMT FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN SCHLESWIG-HOLSTEIN

Tabelle 3: Einträge von Phosphor und Stickstoff durch Niederschlag (kg/ha-a) an verschiedenen Stellen des Landes (LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN 2006)

Messstelle	Stoff	Jahreseintrag (kg/ha-a) 2002 bzw. 2003*
Satrup (Windebyer Noor)	P: N:	0,075 10,30
Eutin (Großer Binnensee, Neustädter Binnenwasser)	P: N:	0,082 9,85
Dreisdorf (Holmer See, Lüttmoorsee, Rickelsbüller Koogsee)	P: N:	0,026* 10,2*

Der Stand der **Abwasserbeseitigung** im Einzugsgebiet der untersuchten Seen wurde nach Angaben der Unteren Wasserbehörden ermittelt. In Abhängigkeit vom Ausbaugrad der Hauskläranlagen bzw. der Reinigungsleistung von zentralen Kläranlagen wurden Faustzahlen am Kläranlagenablauf pro Einwoh-

nerwert veranschlagt (Tabelle 4). Bei konkreten Sanierungsmaßnahmen sind die Werte im Einzelfall aus den Ergebnissen der behördlichen Überwachung und der Selbstüberwachung heranzuziehen.

Tabelle 4: Faustzahlen zur Reinigungsleistung verschiedener Kläranlagen, Ausgangsdaten: 2,5 g P/EW·d, 12 g N/EW·d

Kläranlagentyp	l/E*·d	Stoff	Ablaufkonzentrationen/-frachten		
			mg/l	g/EW**·d	kg/EW·a
Kleinkläranlage als 3 Kammerausfallgrube, nicht nachgerüstet	100	P:	20	2	0,7
		N:	100	10	3,7
Kleinkläranlage, nachgerüstet nach DIN 4261, mit Sandfilter, Tropfkörper, Belebungsbecken oder Nachklärteich	100	P:	8	0,8	0,3
		N:	80	8	3
Abwasserteich unbelüftet, 15 m ² /E, Mischkanalisation	300	P:	3	1	0,4
		N:	15	5	1,8
Abwasserteich, belüftet, Trennkanalisation	150	P:	8	1,2	0,4
		N:	40	6	2,2
Abwasserteich, belüftet, mit P-Fällung, Trennkanalisation	150	P:	1,5	0,2	0,07
		N:	40	6	2,2
Abwasserteich mit zwischengeschaltetem Tropf- oder Tauchkörper und Rückführung, A 257	150	P:	8	1,2	0,4
		N:	20	3	1,1
Gebietskläranlage mit Schlammstabilisierung u. Nitrifikation (kl. Kläranlage, 50 bis 500 EW), A 122, Trennkanalisation	100	P:	8	0,8	0,3
		N:	60	6	2,2
Kl. Kläranlage mit Schlammstabilisierung und Nitrifikation, 500 bis 5000 EW, A 126, Trennkanalisation	150	P:	5,5	0,8	0,3
		N:	35	5	1,8
Kl. Kläranlage mit Schlammstabilisierung, Nitrifikation, Denitrifikation und Simultanfällung, 500 bis 5000 EW, A 126, Trennkanalisation	150	P:	0,7	0,1	0,04
		N:	18	2,7	1
Gr. Kläranlage mit vollbiologischer Reinigung, > 5000 EW, Trennkanalisation	150	P:	8	1,2	0,4
		N:	18	2,7	1
Gr. Kläranlage mit vollbiologischer Reinigung und P-Elimination, > 5000 EW, Sofort-Programm Schleswig-Holstein	150	P:	1,5	0,2	0,08
		N:	18	2,7	1
Gr. Kläranlage mit vollbiologischer Reinigung und N- u. P-Elimination, > 5000 EW	150	P:	1,5	0,2	0,08
		N:	10	1,5	0,5
Gr. Kläranlage mit vollbiol. Reinigung, N- u. P-Elimination u. Flockungsfiltration, > 5000 EW, Dringlichkeitsprogramm S-H	150	P:	0,5	0,075	0,03
		N:	10	1,5	0,5

E*: Einwohner, EW**: Einwohnerwert

Nährstoffbelastungsmodell nach VOLLENWEIDER & KEREKES (1980)

Verschiedene Verfasser haben in Modellen versucht, die Phosphor-Belastung aus dem Einzugsgebiet zur seeinternen Phosphorkonzentration in Beziehung zu setzen. In dem stark vereinfachenden Modell von VOLLENWEIDER werden dabei die Gewässergestalt und die hydraulische Belastung (theoretische Wasseraufenthaltszeit) berücksichtigt, weil diese Größen

einen besonderen Einfluss auf die Stoffumsetzungen in einem See haben.

Im vorliegenden Bericht wird das Modell dazu verwendet, um die vorgenommenen Abschätzungen auf Plausibilität zu überprüfen.

$$P_{E=} = \frac{L * T_w}{z (1 + \sqrt{T_w})}$$

P_E : erwartete Phosphorkonzentration im See (mg/l)

L : jährliche Phosphor-Belastung pro Seefläche (g/a·m²)

T_w : theoretische Wasseraufenthaltszeit (a)*

* theoretische Wasseraufenthaltszeit (a)

** Seevolumen (m³)

*** Zuflussmenge (m³/a)

= Seevolumen (m³)** : Zuflussmenge (m³/a)***

= Seefläche (m²) x mittlere Tiefe (m)

= Einzugsgebiet A_{E_0} (km²) x Abflussspende (m³/a·km²)

z : mittlere Tiefe des Sees (m)

Bewertung der Trophie stehender Gewässer nach LAWA

Zur Klassifizierung und Bewertung der Trophie natürlich entstandener Seen hat die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 1998) eine vorläufige Richtlinie herausgebracht, die anhand von 42 schleswig-holsteinischen Seen erprobt wurde (LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN 2000a). Zur

Ermittlung des potentiell natürlichen Zustandes (Referenzzustand) werden topographische und morphometrische Kenngrößen wie z.B. Einzugsgebietsgröße und Seetiefe miteinander verrechnet. Zur Klassifizierung des Istzustandes werden die Parameter Chlorophyll a, Sichttiefe und Phosphor genutzt. Aus der Differenz zwischen Istzustand und Referenzzustand ergibt sich die Bewertung. Weiteres siehe unter LAWA (1998).

Die Seen im Überblick

Von den im Rahmen dieses Berichtes behandelten Seen liegen der Holmer See, der Lüttmoorsee und der Rickelsbüller Koogsee in den Marschgebieten der Nordseeküste, das Windebyer Noor, der Große Binnensee und das Neustädter Binnenwasser liegen im Küstensaum der Ostsee (Abbildung 1). Die Marschgewässer liegen demnach in der für die EG-Wasserrahmenrichtlinie relevanten Flussgebietseinheit Eider, die Seen der Ostseeküste in der Flussgebietseinheit Schlei/Trave.

Der Holmer See und der Lüttmoorsee, die durch Eindeichung des Wattenmeeres der Nordstrander Bucht im Naturschutzgebiet Beltringharder Koog entstanden sind und auch der direkt an der dänischen Grenze gelegene Rickelsbüller Koogsee sind als Ramsar-Gebiete, d.h. Feuchtgebiete und insbesondere als Lebensräume für Wasser- und Watvögel von internationaler Bedeutung. Darüber hinaus sind die untersuchten Gewässer (mit Ausnahme des Windebyer Noores) sowohl NSG- und FFH-Gebiete als auch EG-Vogelschutzgebiete.

Die **Ausgangsbedingungen** der Seen für die Ausprägung eines hohen oder niedrigen Trophiezustandes werden maßgeblich durch die Größe des Einzugsgebiets und die Seebeckenform bestimmt. In Abbildung 2 ist die mittlere Tiefe der Seen gegen das Verhältnis von Einzugsgebiets- zu Seefläche aufgetragen. Je kleiner das Einzugsgebiet im Verhältnis zur Seefläche ist, desto besser sind die natürlichen Voraussetzungen für eine mäßige Nährstoffbelastung des Sees und einen Zustand geringer Trophie. Diagonal in der Graphik ist die Grenzlinie für ein Verhältnis Einzugsgebietsfläche zu Seevolumen (f_v) = 1,5 eingetragen, da neben der Fläche auch das Seevolumen die natürlichen Voraussetzungen für die Produktivität eines Sees beeinflusst. Bei f_v kleiner 1,5, d.h. bei Seen mit kleinem Einzugsgebiet und großem Volumen, ist ein relativ nährstoffarmer Zustand des Sees zu erwarten.

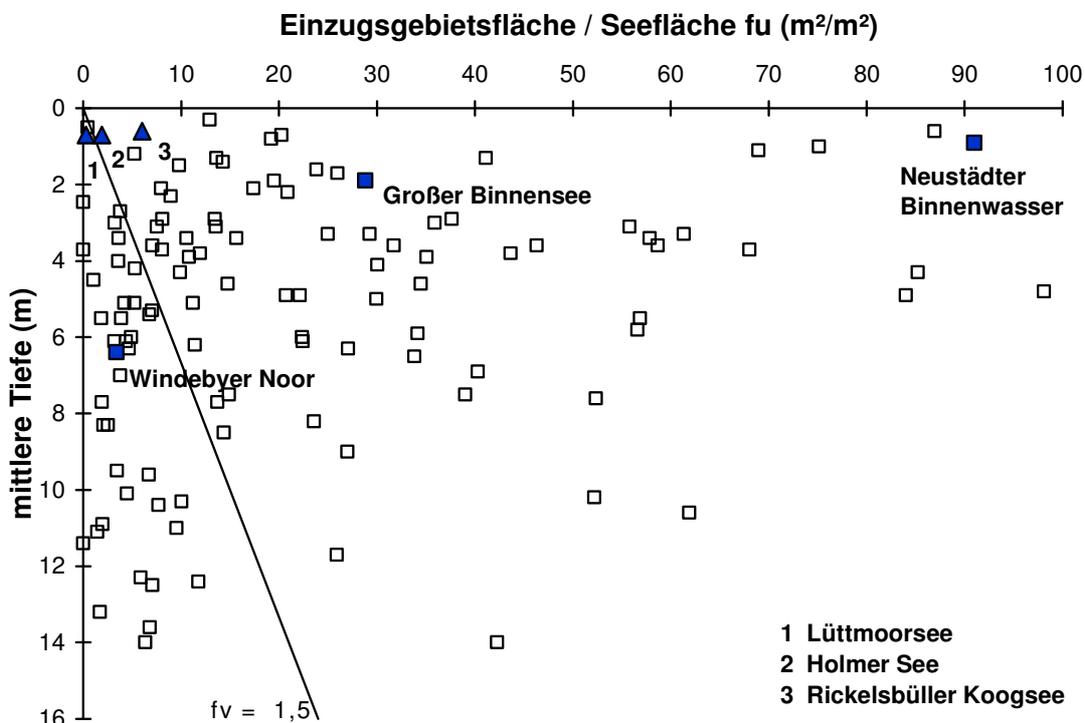


Abbildung 2: Verhältnis von f_u (Einzugsgebietsfläche ohne Seefläche zu Seefläche, m^2/m^2) zur mittleren Seetiefe (m). f_v : Verhältnis von Einzugsgebietsfläche ohne Seefläche zu Seevolumen (m^2/m^3)

- ▲: Nordseeküstenseen
- : Ostseeküstenseen
- : bisher vom Landesamt untersuchte Seen.

Die untersuchten Seen, insbesondere der Lüttmoorsee, der Holmer See und der Rickelsbüller Koogsee waren sehr flach. Der Große Binnensee und das Neustädter Binnenwasser haben zudem aufgrund ihres großen Einzugsgebietes besonders ungünstige Bedingungen. Das Windebyer Noor hat die besten Voraussetzungen für einen nährstoffarmen Zustand, jedoch bildete sich auch hier aufgrund der zu geringen Tiefe keine stabile sommerliche Temperaturschichtung aus, die vorübergehend erhöhte Nährstoffbelastungen durch Bindung der Nährstoffe im Sediment hätte abpuffern können.

Die Messwerte der chemischen und physikalischen Parameter und davon abhängige bestimmte Lebensgemeinschaften in den Seen können von Jahr zu Jahr variieren und hängen direkt (z.B. thermische Schichtung, Globalstrahlung) oder indirekt (z.B. durch die hydrologischen Verhältnisse) von den Witterungsbedingungen des jeweiligen Jahres ab.

Das Wasserhaushaltsjahr 2002 (Windebyer Noor, Großer Binnensee, Neustädter Binnenwasser) war im Vergleich zum langjährigen Mittel insgesamt wärmer, insbesondere der Februar und der August wiesen überdurchschnittlich hohe Temperaturen auf. Gleichzeitig war 2002 ein sehr nasses Jahr. Besonders viel Niederschlag fiel im Februar und vor allem im Juli, der sich durch mehrere extreme Starkregenereignisse auszeichnete. Im Bereich des Windebyer Noors war etwa 45 % mehr Niederschlag zu verzeichnen, für den Großen Binnensee lag die Niederschlagssumme 24 %, für das Neustädter Binnenwassers 13% über dem langjährigen Mittelwert. Das Wasserhaushaltsjahr 2003 (Holmer See, Lüttmoorsee, Rickelsbüller Koogsee) war von den Temperaturen her relativ durchschnittlich, jedoch sehr trocken, da an der Westküste 15 % weniger Niederschlag gegenüber dem langjährigen Mittel 1961/90 fiel.

Seit der Eindeichung (Rickelsbüller Koogsee 1981, Holmer See und Lüttmoorsee 1987) ist der Salzwasserzufluss durch die Nordsee unterbrochen und die Wasserstände der drei Westküstenseen hängen im Wesentlichen von den Niederschlags- und den Verdunstungsmengen ab. Durch anthropogene Unterbrechungen der ehemals offenen Verbindung zur vorgelagerten Ostsee sind der Große Binnensee (Siel) und das Windebyer Noor (Stauschott) ebenfalls mehr oder weniger ausgesüßt. Das Neustädter Binnenwasser hat hingegen noch eine offene Verbindung und somit einen intensiven Wasseraustausch mit der Ostsee und unterliegt einem stark schwankenden Salzeinfluss.

Die Chlorid- und Sulfatwerte im Frühjahr sind in Abbildung 3 dargestellt. Im Bereich der höheren

Konzentrationen zeigt sich durch den starken Meerwassereinfluss ein linearer Zusammenhang zwischen den beiden Parametern. Im unteren Konzentrationsbereich, bei den Süßwasserseen, spielen Einträge (Abwasser, geologischer Untergrund und Mineraldünger) sowie seeinterne Prozesse (Desulfurikation) eine größere Rolle.

Bei dieser Darstellung der Frühjahrswerte zeigt der Große Binnensee eine vergleichsweise geringe Chloridkonzentration (77 mg/l), die zwar gegenüber dem Median der schleswig-holsteinischen Seen erhöht ist, eine Aussüßung jedoch klar erkennen lässt. Im Laufe des Sommers erhöhte sich durch den zeitweisen Einstrom von Ostseewasser die Konzentration auf das Doppelte des Frühjahrswertes, überschritt jedoch nicht die Grenze zum Brackwasser (0,5 PSU). Die Westküstenseen sind mit Chloridkonzentrationen von 340 bis 560 mg/l (Praktischer Salzgehalt 0,6 bis 1,0 PSU) der beta-oligohalinen Salzgehaltszone zuzuordnen. Auch in diesen Seen fand im Jahresverlauf ein kontinuierlicher Anstieg der Chloridkonzentration statt, da es aufgrund von Verdunstung bei den flachen Gewässern zu einer Aufkonzentration des Chlorids gekommen ist. Das Windebyer Noor weist mit einem Chloridgehalt von 700 mg/l (1,3 PSU) ebenfalls einen brackigen Charakter auf und ist auch in die beta-oligohalinen Salzgehaltszone einzuordnen. Das stark chloridhaltige Neustädter Binnenwasser ist im Jahresmittel (6,4 PSU) als beta-mesohalin einzustufen. Auffällig ist die relativ hohe Sulfatkonzentration des Holmer Sees, zumal er zwar wie der Lüttmoorsee in den ehemaligen Wattflächen im Beltringharder Koog liegt, aber im Gegensatz zum ursprünglich meerwassergefüllten Lüttmoorsee mit Niederschlagswasser gefüllt ist. Seine Seesohle reicht allerdings bis 1 m u.NN, so dass Salzwasser möglicherweise unterirdisch hineindrückt.

Abbildung 4 zeigt anhand verschiedener chemischer und physikalische Parameter die Stellung der hier untersuchten Nord- und Ostseeküsten-Seen im Referenzrahmen der schleswig-holsteinischen Seen. Der Medianwert, das heißt, der Wert, der in der Mitte der nach ihrer Größe geordneten Rangreihe der Messwerte liegt, ist jeweils als waagerechte bzw. senkrechte Linie dargestellt.

Überdurchschnittliche hohe Calciumkonzentrationen wiesen die Seen mit großem Einzugsgebiet – Großer Binnensee und Neustädter Binnenwasser, aber auch der Holmer See auf. Der Rickelsbüller Koogsee wies trotz durchschnittlicher Calciumkonzentration ein sehr hohes Säurebindungsvermögen auf. Im Neustädter Binnenwasser war das Säurebindungsvermögen trotz hoher Calciumkonzentrationen nur durchschnittlich, bei gleichzeitig sehr hoher Sulfatkonzentration (vergl. Abbildung 3).

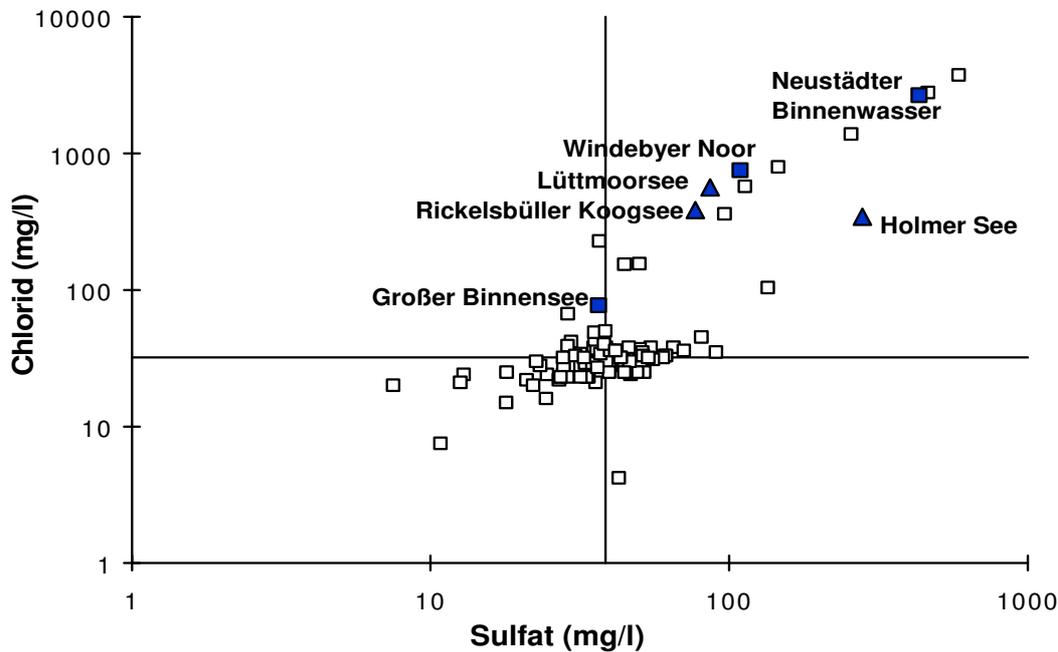


Abbildung 3: Sulfat- und Chloridkonzentrationen (mg/l) im Frühjahr (doppeltlogarithmische Darstellung)

- ▲: Nordseeküstenseen
- : Ostseeküstenseen
- : bisher vom Landesamt untersuchte Seen.

Sehr hohe Leitfähigkeiten zeichnete fünf der untersuchten Seen aus. Der Große Binnensee zeigte dagegen vergleichsweise geringe Konzentration auf.

Der Rickelsbüller Koogsee hatte von den untersuchten Seen mit über 0,9 mg/l P die höchsten Gesamtphosphorkonzentrationen im Frühjahr, gefolgt vom Lüttmoorsee, der immerhin noch eine halb so hohe Phosphorkonzentration hatte. Die stark durchflossenen Seen Neustädter Binnenwasser und Großer Binnensee wiesen bei hohen Gesamtstickstoffkonzentrationen eher durchschnittliche Phosphorkonzentrationen auf. Die geringsten Nährstoffkonzentrationen, hinsichtlich Stickstoff im landesweiten Vergleich sogar unterdurchschnittlich, fanden sich im Windebyer Noor.

In den durchweg ungeschichteten Seen stieg die Phosphorkonzentration im Verlauf des Sommers überwiegend stark an. Spitzenreiter waren hier wiederum der Rickelsbüller Koogsee (2,35 mg/l P) und der Lüttmoorsee (0,84 mg/l P). Der Nährstoffüberschuss führte zu extrem hohen Chlorophyllkonzentrationen von 500 bzw. 450 µg/l und dementsprechend niedrigen Sichttiefen von lediglich 0,1 m.

Auch im Holmer See und im Großen Binnensee waren die Phosphorkonzentrationen auf das Dreifache gestiegen, im ersten Fall bedingt durch Freisetzung aus den nährstoffreichen Marschböden, im zweiten Fall hervorgerufen durch starke Niederschläge im großen landwirtschaftlich genutzte Einzugsgebiet. Die dadurch entsprechend hohen Chlorophyllkonzentrationen von bis zu 150 µg/l sind jedoch bei weitem nicht mit den hypertrophen Verhältnissen der vorgenannten Seen zu vergleichen. Am Besten, jedoch gegenüber dem Median mit 0,06 mg/l noch leicht erhöht, schnitt das Windebyer Noor (0,08 mg/l P) ab. Dennoch waren die Sichttiefen während der Vegetationsperiode relativ gering und die mittleren sommerlichen Chlorophyllkonzentrationen recht hoch. Im Neustädter Binnenwasser war hingegen trotz hoher Phosphorkonzentration (0,18 mg/l P) die Chlorophyllkonzentration vergleichsweise gering und die Sichttiefen lagen im Rahmen der hier untersuchten Seen mit 1 m am höchsten. Aufgrund der kurzen Verweildauer des Wassers und des starken Wasseraustausches mit der Ostsee ist die Umsetzung der Nährstoffe in Algenbiomasse und somit die Auswirkungen reduziert.

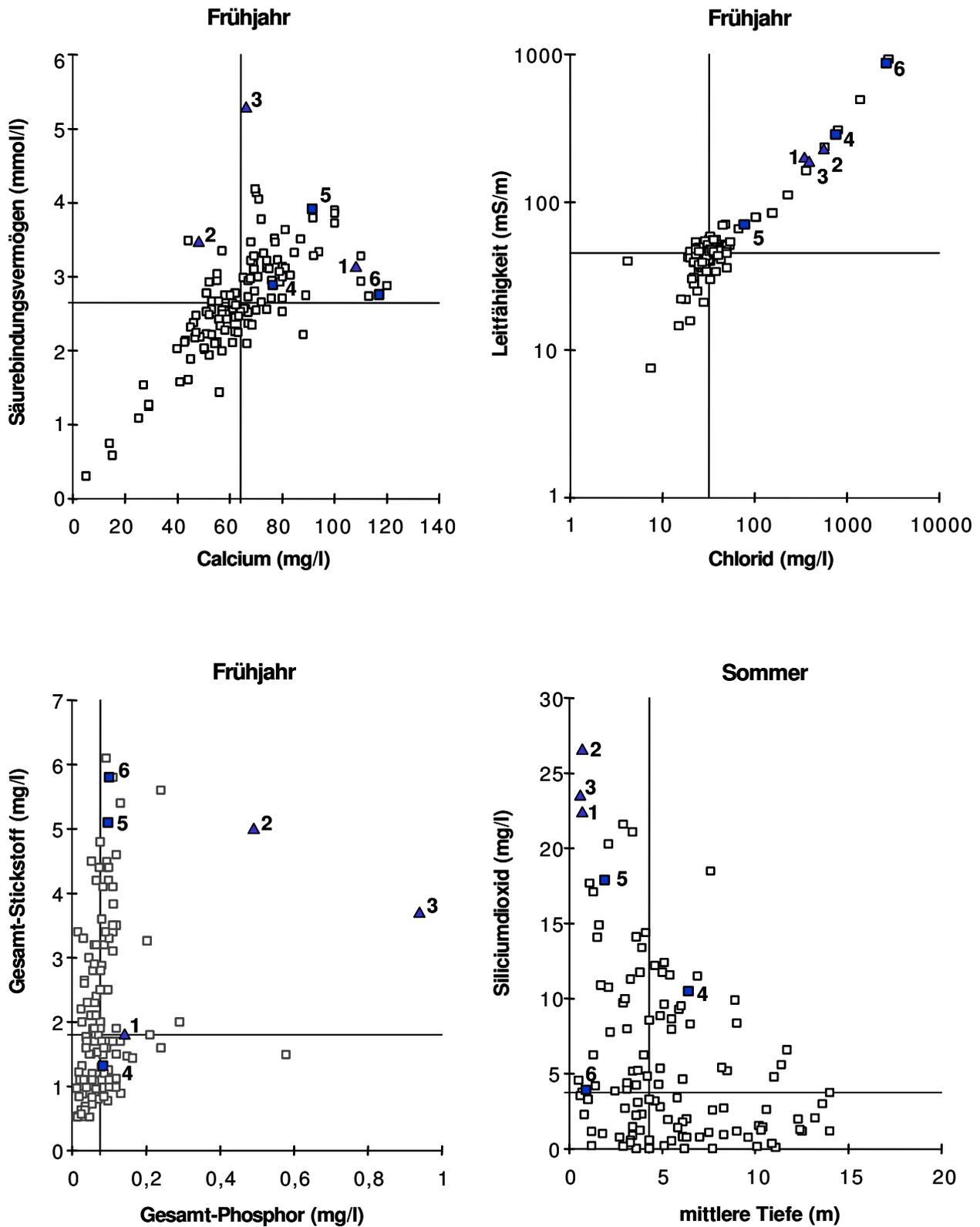


Abbildung 4: Referenzrahmen für chemische und physikalische Parameter in schleswig-holsteinischen Seen. Die durchgezogenen waagerechten bzw. senkrechten Linien kennzeichnen die Lage des Medianwertes

- ▲: Nordseeküstenseen - 1: Holmer See, 2: Lüttmoorsee, 3: Rickelsbüller Kogsee
- : Ostseeküstenseen - 4: Windebyer Noor, 5: Großer Binnensee, 6: Neustädter Binnenwasser
- : bisher vom Landesamt untersuchte Seen.

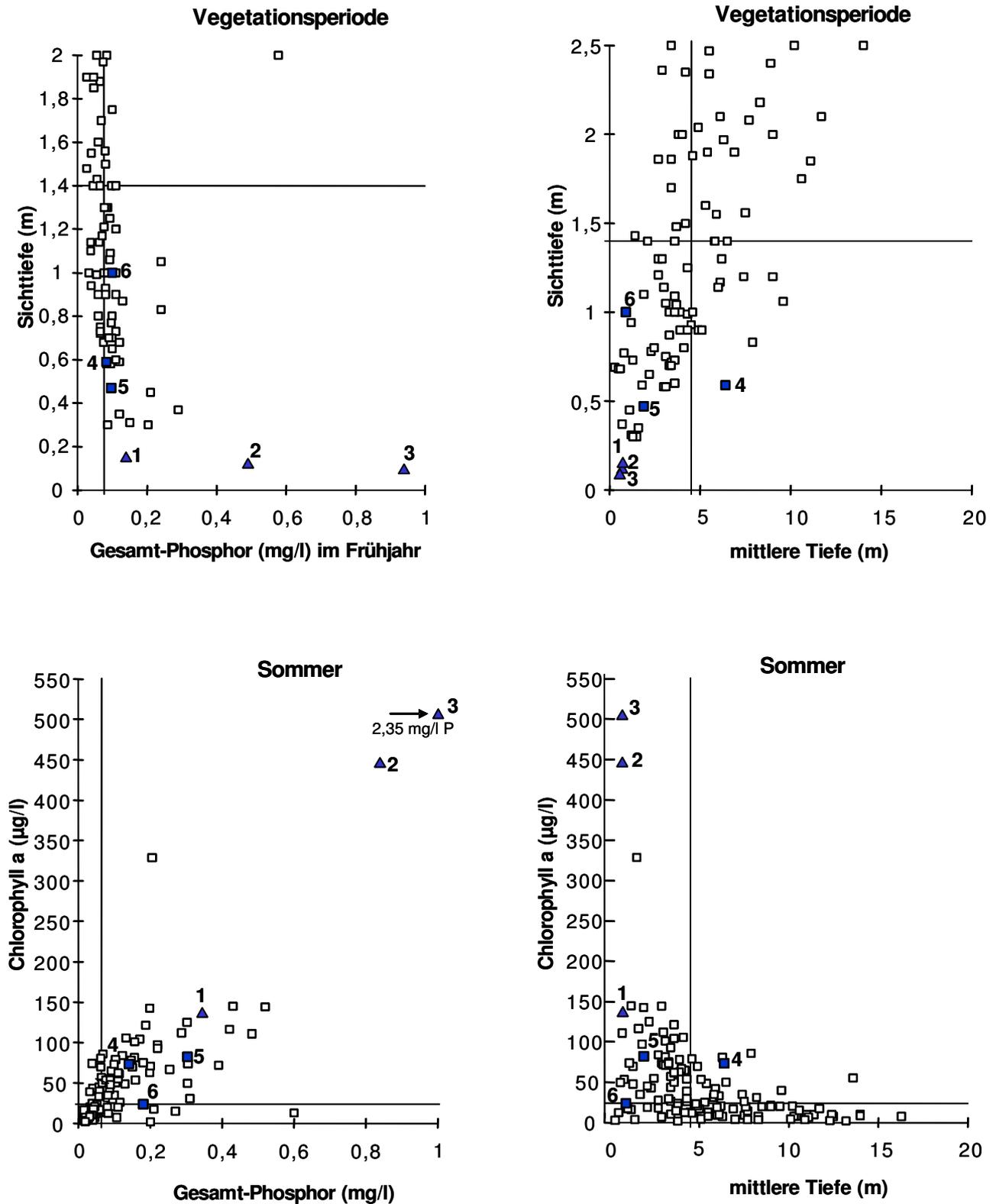


Abbildung 4: Fortsetzung Referenzrahmen

Gelöste Kieselsäure war in den drei Nordseeküstenseen in sehr hohen Konzentrationen vorhanden. Anscheinend waren hier gute Rücklösungsbedingungen für Silicium aus dem Sediment gegeben. Auch im Großen Binnensee waren die gefundenen Konzentrationen erhöht.

Die **Phytoplankton**entwicklung war in den extrem nährstoffreichen Marschseen der Westküste mit Biovolumina bis 47 mm³/l (Lüttmoorsee) deutlich ausgeprägter als in den Seen der Ostseeküste (bis 20 mm³/l), wies jedoch eine geringe Artendiversität auf. Nahezu ganzjährig dominierten zu einem hohen Prozentsatz Cyanobakterien mit kleinzelligen coccalen Vertretern, im Wesentlichen brackwassertolerante Arten wie *Woronichinia compacta* sowie Arten der Gattung *Aphanocapsa*. Die stickstofffixierenden Cyanobakterien wurden überwiegend von nur einer einzigen Art - *Anabaenopsis elenkinii* - repräsentiert.

In den untersuchten Seen der Ostseeküste dominierten im Windebyer Noor und im Großen Binnensee ebenfalls Cyanobakterien, während im brackigen Neustädter Binnenwasser Bacillariophyceen (Kieselalgen) die vorherrschende Algengruppe war. Das Fehlen von Cyanobakterien und die deutlich geringere Planktonentwicklung im Neustädter Binnenwasser ist sowohl auf den Wasseraustausch mit der Ostsee und dem daraus resultierenden Salzgehalt von über 6 PSU (siehe oben) als auch auf die zu kurze Wasseraufenthaltszeit zurückzuführen. Auch das Artenspektrum zeigte deutlich die herrschenden Bedingungen. So waren mit den zentralen Kieselalgen *Skeletonema costatum* und *Rhizosolenia* cf. *fragilissima* sowie Dinoflagellaten der Gattung *Prorocentrum* zahlreiche, an höhere Salzgehalte angepasste Arten zu verzeichnen, während im Windebyer Noor und Großer Binnensee fast ausschließlich Arten des Süßwassers wie *Microcystis aeruginosa*, *Limnithrix* sp., *Planktothrix* cf. *agardhii* sowie die stickstofffixierende Art *Anabaena spiroides* var. *tumida* registriert wurden.

Beim **Zooplankton** zeigte ein Vergleich der untersuchten Gewässer, dass lediglich der Große Binnensee mit 28 Arten eine höhere Gesamtartenzahl aufwies, die Seen der Westküste, das Windebyer Noor und das Neustädter Binnenwasser waren aufgrund des Salzeinflusses mit 7 bis 14 Arten mehr oder weniger artenarm. In den Westküsten-Seen und auch im Neustädter Binnenwasser kamen Arten wie z.B. die calanoiden Copepoden *Eurytemora affinis* und *Acartia* sp. sowie der Mysidacee *Neomysis vulgaris* vor, die ihre Hauptverbreitung in den

Küstenregionen der Nord- und Ostsee haben. Hingegen beherbergten der Große Binnensee und das Windebyer Noor keine ausgesprochenen Brackwasser-Taxa.

Hinsichtlich der **Unterwasservegetation** zeigen die untersuchten Seen mit Ausnahme des ausgesüßten Großen Binnensees aufgrund der brackigen Verhältnisse eine eingeschränkte Artenvielfalt. Die submerse Vegetation des Holmer Sees zeichnet sich durch das Auftreten flächiger Armlaucheralgenrasen mit mehreren gefährdeten Arten wie Rauhe Armlaucheralge *Chara aspera* und Knäuel-Armlaucheralge *Tolypella glomerata* sowie als große Besonderheit der vom Aussterben bedrohten Grauen Armlaucheralge *Chara canescens* aus. Ebenfalls besonders wertvoll erscheinen die sehr großflächig ausgedehnten Armlaucheralgenbestände mit jeweils drei bzw. zwei gefährdeten Arten im Windebyer Noor und auch im ansonsten relativ artenreichen Großen Binnensee. Der Erhalt der submersen Vegetation der drei genannten Seen ist somit als von landesweiter Bedeutung anzusehen. Beim Neustädter Binnenwasser ist die submerse Vegetation im gesamten Gewässer entwickelt und weist neben brackwassertypischer Algenarten (Grünalgen, Rot- und Braunalgen) zwei höhere Pflanzenarten, darunter die gefährdete Spiralige Salde *Ruppia cirrhosa* auf.

Der Holmer See und der Lüttmoorsee sind hinsichtlich ihrer **Ufervegetation** ähnlich und weisen wie das Neustädter Binnenwasser und das Windebyer Noor eine hohe Anzahl gefährdeter Arten auf.

Die Artenzahlen hinsichtlich der **tierischen Besiedlung des Seegrundes** zeigten ebenso wie beim Zooplankton eine deutliche Abhängigkeit vom Salzeinfluss in den untersuchten Gewässern. Das Benthos des Holmer Sees, Lüttmoorsees, Rickelsbüller Koogsees und des Neustädter Binnenwassers war durch Brackwasserarten bzw. Arten, die salinen Einfluss tolerieren geprägt und mit etwa 17 Arten deutlich niedriger, als im Großen Binnensee, der keine reinen Brackwasservertreter aufwies und 37 Arten beherbergte.

Beim Windebyer Noor fiel auf, dass die Bewohner der Uferzone trotz der geringen Sichttiefen auch die Tiefenzone besiedelten, was für eine günstige Sauerstoff- und Substratsituation spricht. Das gesamte Noor hat ausgesprochen reichhaltige Bestände an Wenigborstern und Zuckmückenlarven, so dass Fische eine hinreichende Nahrungsgrundlage haben.

Die Höhe der **Flächenbelastung** durch Phosphor-einträge in die Seen ist Abbildung 5 zu entnehmen. Die geringste Belastung bezogen auf die Seefläche wies der Lüttmoorsee mit nur 0,05 g/a·m² Seefläche auf. Die für das Windebyer Noor, den Rickelsbüller Koogsee und den Holmer See berechnete Belastung war mit 0,2 bis 0,3 g/a·m² Seefläche ebenfalls sehr

gering. Eine Phosphor-Belastung, die über dem schleswig-holsteinischen Durchschnitt (0,6 g/a·m²) lag, hatten aufgrund ihrer großen Einzugsgebiete der Große Binnensee (1,2 g/a·m² Seefläche) und insbesondere das Neustädter Binnenwasser (5,5 g/a·m² Seefläche).

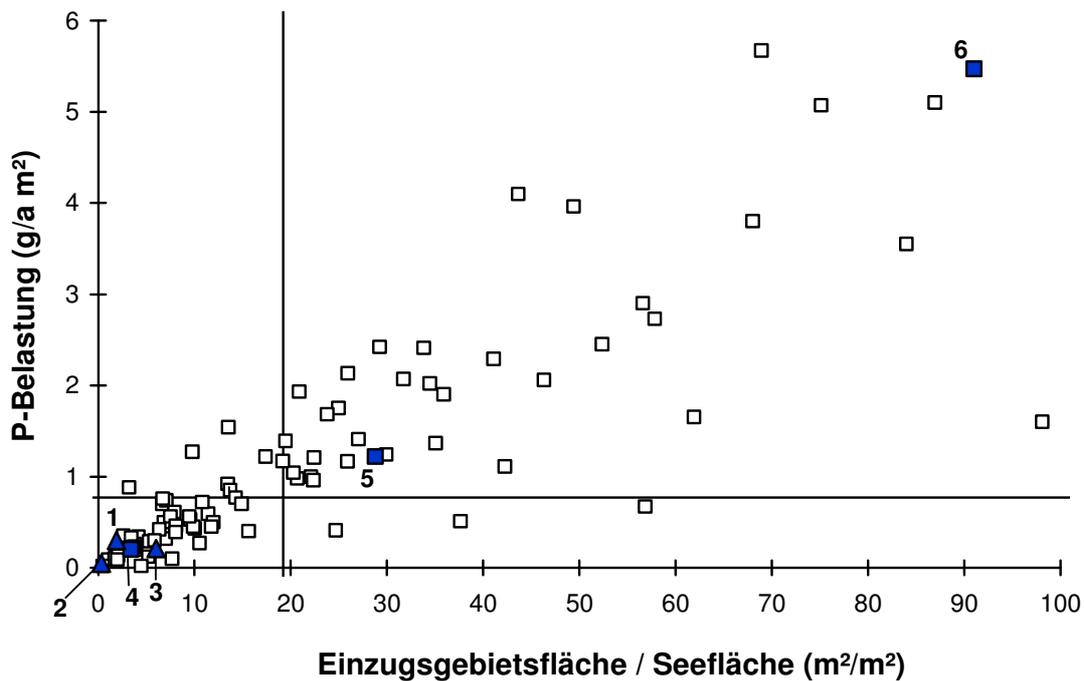


Abbildung 5: Phosphorbelastung, bezogen auf die Seefläche (g/a·m²), in Abhängigkeit von der relativen Einzugsgebietsgröße (Einzugsgebietsfläche/Seefläche (m²/m²)). Die durchgezogenen waagerechten bzw. senkrechten Linien kennzeichnen die Lage des Medianwertes

- ▲: Nordseeküstenseen - 1: Holmer See, 2: Lüttmoorsee, 3: Rickelsbüller Koogsee
- : Ostseeküstenseen - 4: Windebyer Noor, 5: Großer Binnensee, 6: Neustädter Binnenwasser
- : bisher vom Landesamt untersuchte Seen.

Die relative Bedeutung verschiedener Phosphor- und Stickstoffquellen wurde für die untersuchten Seen grob abgeschätzt. Dabei ist der Austrag aus den nährstoffreichen Marschböden als Hauptquelle für die Phosphorbelastung des Holmer Sees (99 %) sowie des Rickelsbüller Koogsees (99 %) und des Lüttmoorsees (94 %) anzusehen. Der diffuse Austrag aus landwirtschaftlichen Flächen stellte für die übrigen untersuchten Seen die Hauptnährstoffquelle dar, jedoch hatte außerdem die Abwasserbeseitigung beim Neustädter Binnenwasser mit 22 %, beim Großen Binnensee mit 11 % und beim Winde-

byer Noor mit 7 % noch einen nennenswerten Anteil an der Phosphor-Belastung.

Die landwirtschaftliche Nutzung seenaher Flächen verursacht nicht nur Stoffeinträge in die Gewässer, sondern teilweise auch eine Zerstörung des Röhrichts, wenn Nutzvieh freien Zugang zum Ufer hat. Der Vertritt der Uferbereiche durch das Vieh begünstigt die oberflächliche Einschwemmung von Nährstoffen, zudem erfolgt eine direkte Verunreinigung des Wassers durch die Ausscheidungen der Tiere. Andererseits wird in einigen dieser Bereiche ein

Lebensraum für gefährdete Pflanzengemeinschaften und zahlreiche Vogelarten geschaffen, wie es beispielsweise am Lüttmoorsee der Fall war. Die extensive Beweidung der östlichen Uferabschnitte am Lüttmoorsee verhinderte bislang ein Aufkommen von Röhricht-Beständen, jedoch weist das Grünland u.a. einige gefährdete Arten auf und es werden Nahrungs- und Brutbiotope für Wiesenvögel und Gänse freigehalten. Im Westen des Neustädter Binnenwasser gewährleistet die derzeitige extensive Beweidung ein ausgewogenes Verhältnis zwischen Röhrichten, Salzwiese und Magerland und damit eine größtmögliche Artenvielfalt, mit insgesamt fünf gefährdeten Arten. Hier gilt es zwischen den verschiedenen Schutzaspekten abzuwägen.

Das Ausmaß der **internen Düngung** eines Sees aus seinem Sediment lässt sich nur durch eine umfangreichere Untersuchung abschätzen. Anhand der vorliegenden Erhebungen kann aber gefolgert werden, dass dieser Prozess sowohl im Windebyer Noor als auch im Großen Binnensee von Bedeutung war. Doch auch in den sehr flachen Marschseen und im Neustädter Binnenwasser, wo aufgrund der geringen Seetiefe im grundnahen Bereich überwiegend ausreichend Sauerstoff vorhanden war, konnten beispielsweise nachts Bedingungen eintreten, die sicherlich eine Freisetzung von Phosphor begünstigt haben. Durch die fehlende Schichtung der Gewässer stehen die rückgelösten Nährstoffe wiederholt im Oberflächenbereich zur Produktion zur Verfügung.

Nach den Kriterien der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 1998) wurde der gegenwärtige Zu-

stand der untersuchten Seen bestimmt (Tabelle 5). Die **Klassifizierung** und **Bewertung** der tatsächlich vorgefundenen Verhältnisse wurde hier jedoch nur für den Großen Binnensee durchgeführt, da er eine vergleichsweise geringe Chloridkonzentrationen (vergl. Abbildung 3) aufweist. Ansonsten ist eine Bewertung der hier behandelten Gewässer anhand der auf trophische Kriterien aufbauenden Richtlinie aufgrund ihres Salzwassereinflusses nicht möglich, da die Referenzbedingungen unklar sind (MATHES et al. 2002). Daher werden sie vorerst den beiden schleswig-holsteinischen Sondertypen „Künstliche Binneseen der Westküste“ (Marschseen) und „Elektrolytreiche Binneseen der Ostseeküste“ (Strandseen) zugeordnet.

Das Neustädter Binnenwasser und der Große Binnensee wiesen die erwarteten hoch produktiven Zustände auf (polytroph 1 und 2). Für den hoch polytrophen Großen Binnensee führte dies zu einer sehr schlechten Bewertung von 5 auf der siebenstufigen LAWA-Skala. Polytroph 1 trotz seines kleinen Einzugsgebietes war das Windebyer Noor. Für die drei extrem flachen Marschseen ergab sich einheitlich ein hypertropher Ist-Zustand. Aufgrund ihrer noch sehr jungen Entwicklungsgeschichte ist anzunehmen, dass ihr potentiell natürlicher Zustand wegen der natürlicherweise extrem nährstoffreichen Marschböden im poly- bis hypertrophen Bereich liegt. Das ökologische Potenzial der künstlich entstandenen Marschseen wird daher voraussichtlich als „gut“ eingestuft werden.

Tabelle 5: Klassifizierung und Bewertung von Referenz- und Istzustand der untersuchten Seen. Erläuterungen im Text.

SW - Sondertyp „Künstliche Binneseen der Westküste“ (Marschseen),
 SO - Sondertyp „Elektrolytreiche Binneseen der Ostseeküste“ (Strandseen)

See	Typ WRRL	Referenzzustand	Istzustand	Bewertung
Holmer See	SW	(poly- bis hypertroph)	hypertroph	(2)
Lüttmoorsee	SW	(poly- bis hypertroph)	hypertroph	(2)
Rickelsbüller Koogsee	SW	(poly- bis hypertroph)	hypertroph	(2)
Windebyer Noor	SO	-	polytroph 1	keine Bewertung möglich
Großer Binnensee	SO	eutroph 2	polytroph 2	5
Neustädter Binnenwasser	SO	-	polytroph 1	keine Bewertung möglich

Die erarbeiteten Entlastungsempfehlungen sind Hinweise, die gegebenenfalls durch genauere Untersuchungen untermauert und ergänzt werden müssen. Sie orientieren sich an den jeweils vorherrschenden Belastungen. In der Regel sollte über eine Verringerung des Phosphoreintrages versucht werden, Phosphor zum begrenzenden Faktor werden zu lassen, da Phosphor leichter im Einzugsgebiet zurückzuhalten ist als der gut lösliche Stickstoff.

Der Beltringharder Koog (Holmer See und Lüttmoorsee) ist auf der Grundlage von umfangreichen ökologischen Begleituntersuchungen gestaltet und zielgerichtet im Sinne eines Ausgleichs für die Eindeichung optimiert worden. Die größte Fläche des Kooges dient als Brut- und Raststätte für Vögel. Maßnahmen zur Pflege und Weiterentwicklung dauern noch an und werden von einer Arbeitsgruppe gelenkt. Nach vorliegender Untersuchung ist der vorgesehene Sukzessionsprozess beim Holmer Sees zu einem Süßwasser-Feuchtgebiet bei weitem noch nicht abgeschlossen, die Entwicklung der Vegetation im Gebiet ist daher weiter zu beobachten.

Das Windebyer Noor wird durch Berufsfischer, der Große Binnensee und das Neustädter Binnenwasser werden durch Anglervereinigungen bewirtschaftet. Eine auf hohe Erträge bestimmter Fischarten, zum Beispiel von beliebten Speisefischen, ausgerichtete Fischbewirtschaftung stellt fast immer eine Störung des Nahrungsnetzes im See dar. Für die untersuchten Seen liegen keine genaueren Zahlen über die Fischbestände vor, die Zusammensetzung des Phyto- und Zooplanktons ließ aber auf ein Ungleichgewicht in der Zusammensetzung der Fischfauna schließen. Da neben den externen Entlastungsmaßnahmen der Struktur der Nahrungsketten eine zunehmende Bedeutung zukommt, sind auch Maßnahmen in diesem Bereich (Reduzierung der Zooplankton fressenden Fischarten, ausreichender Besatz mit Raubfischen) zu erwägen. Für weitergehende Aussagen sind jedoch genauere Erhebungen an jedem einzelnen See nötig. Die Erarbeitung von Hegeplänen, wie sie das Landesfischereigesetz vorschreibt, wird zukünftig Fischer und Angler fachlich unterstützen.

Zustand und Belastung der einzelnen Seen

Holmer See (Beltringharder Koog) 2003

Topographische Karte (1 : 25.000):	1524
Flusssystem:	Nordsee
Kreis:	Nordfriesland
Gemeinde:	Nordstrand/Hattstedtermarsch
Eigentümer:	Land Schleswig-Holstein
Pächter:	-
Lage des oberirdischen Einzugsgebietes:	
Rechtswerte:	349520 - 349906
Hochwerte:	604257 - 604600
Höchster Wasserstand (Abflussjahre 2000 - 2003, m ü.NN):	0,76
Mittlerer Wasserstand (Abflussjahr 2000 - 2003, m ü.NN):	0,51
Niedrigster Wasserstand (Abflussjahr 2000 - 2003, m ü.NN):	0,23
Größe des oberirdischen Einzugsgebietes (km ²):	7,78
Seefläche (km ²):	2,70
Seevolumen (m ³) bei 0,50 m ü.NN:	1.795.000
Maximale Tiefe (m):	1,5
Mittlere Tiefe (m):	0,7
Uferlänge (km):	10,8
Theoretische Wasseraufenthaltszeit (a):	0,7
(bei einem geschätzten Abfluss von 10 l/(s·km ²))	
Umgebungsarealfaktor (m ² /m ²):	1,9
Umgebungsvolumenfaktor (m ² /m ³):	2,8
Uferentwicklung:	1,9
Hypolimnion/Epilimnion (m ³ /m ³):	-
Mischungsverhalten:	ungeschichtet
Seetyp:	Sondertyp

Entstehung

Aus Gründen des Küstenschutzes wurde die Nordstrander Bucht 1987 eingedeicht. Es entstand der Beltringharder Koog mit einer Gesamtfläche von 3350 ha. Ende 1989 wurde im Südosten des Kooges durch die Abdämmung ehemaliger Priele und Abzugsgräben und dem Bau einer nördlichen Verwallung (Steinschüttung) der mit Niederschlagswasser gefüllte Holmer See geschaffen.

Einzugsgebiet und Morphologie des Sees

Der Holmer See liegt im Kreis Nordfriesland nordwestlich von Husum im Südosten des Beltringharder Kooges in der für die EG-Wasserrahmenrichtlinie relevanten Flussgebietseinheit Eider (Teileinzugsgebiet Arlau/Bongsieler Kanal). Der gesamte Koog ist seit 1991 als größtes Naturschutzgebiet im Bin-

nenland Schleswig-Holsteins ausgewiesen. Der Südtteil des Beltringharder Kooges und somit auch das kleine Einzugsgebiet des Holmer Sees (Abbildung 6) ist Sukzessionsfläche, das heißt, der Bereich kann sich unbeeinflusst entwickeln, es findet keine Nutzung und keine Pflege statt.

Die Böden im Einzugsgebiet bestehen aus marinen Ablagerungen (Strand- und Marschton bis -schluff), am Südtende des Sees sind diese über Niedermoororf.

Der See wird über zwei Zuläufe im Südosten mit Oberflächenwasser gespeist, die durch ein System Priel-ähnlicher Rinnen die ehemaligen Wattflächen im Süden entwässern, die heute eingedeicht und bewachsen sind.

Der Wasserablauf ist am nördlichen Westufer (Speicherbeckenverwallung) über ein Staubauwerk mit

Stahlrohrdurchlass (Durchmesser 100 cm) geregelt, das als Überlauf dient. Die Höhe der Stau-einrichtung kann z.B. bei starken Niederschlagsereignissen oder im Frühjahr bei Schneeschmelze durch Herausnehmen einer Bohle verändert werden. Normalerweise

wird der Wasserstand ganzjährig bei 0,5 m ü.NN gehalten. Im Allgemeinen findet hier ein ständiger Abfluss über die Arlau in das südöstlich gelegene Arlau-Speicherbecken zur Nordsee statt.

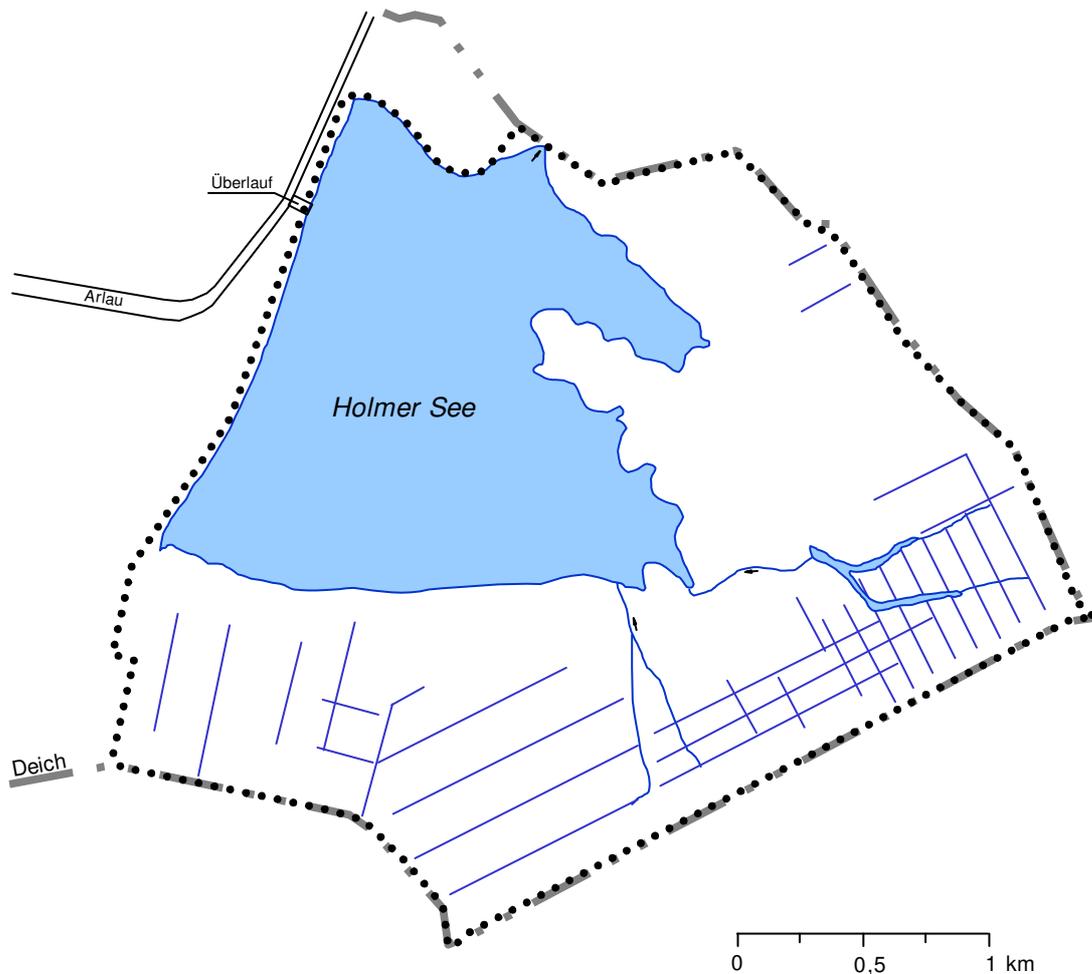


Abbildung 6: Einzugsgebiet des Holmer Sees

Der Seewasserstand schwankte in den Abflussjahren 2002/2003 um 48 cm und lag im Mittel bei 0,54 m ü.NN (Abbildung 7). Im Sommer des Abflussjahres 2003 sank der Wasserstand durch Verdunstung bis auf 0,23 m ü.NN, so dass das Wasservolumen im See nur noch etwa halb so groß war. Die theoretische Wasseraufenthaltszeit im Holmer See beträgt 0,7 Jahre bei einer zu Grunde

gelegten Abflussspende von 10 l/s·km².

Die Gewässermorphologie wird geprägt von den ursprünglich in diesem Bereich vorhandenen Watten, kleinen Prielsystemen und Lahnungsfeldern. Das Becken des Holmer Sees ist annähernd dreieckig. Die Ufer fallen im Litoral insbesondere am Ostufer sehr flach ab (Abbildung 8).

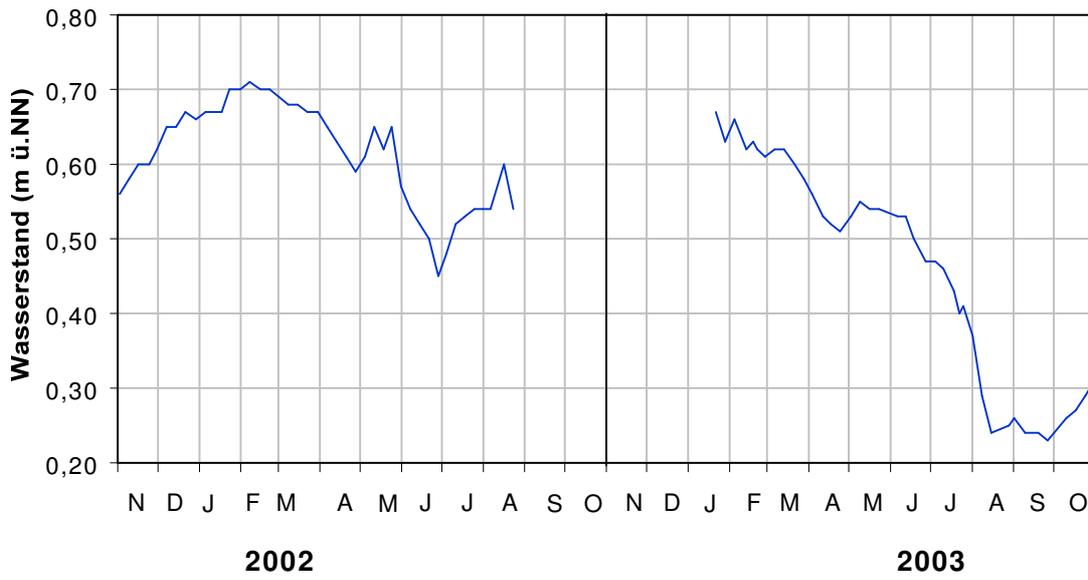


Abbildung 7: Seewasserstände (m ü.NN) im Holmer See in den Abflussjahren 2002 und 2003 (Einzelmessungen)

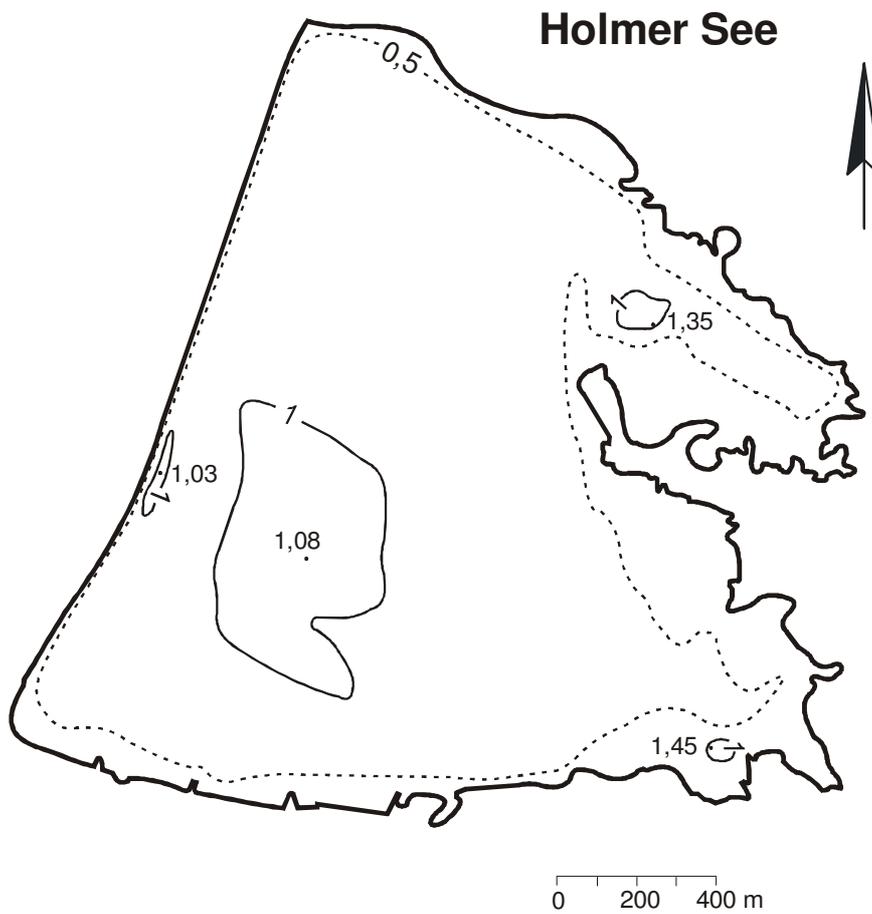


Abbildung 8: Tiefenplan des Holmer Sees

In Abbildung 9 sind die Temperatur- und Niederschlagsverhältnisse an den für den Holmer See relevanten Messstationen Leck und Bredstedt dargestellt. In den Monaten März bis September 2003 waren die mittleren Monatstemperaturen im Vergleich zum langjährigen Mittel überdurchschnittlich hoch, während Dezember (2002), Februar und Okto-

ber kälter waren. Extrem hohe Niederschläge fielen im Mai und Juni. Mit Ausnahme von Juli und Oktober war das restliche Jahr im Vergleich sehr trocken. Insgesamt gesehen war im Bereich des Holmer Sees die durchschnittliche Jahrestemperatur um 0,3 °C erhöht und es fiel 15 % weniger Niederschlag gegenüber dem langjährigen Mittel.

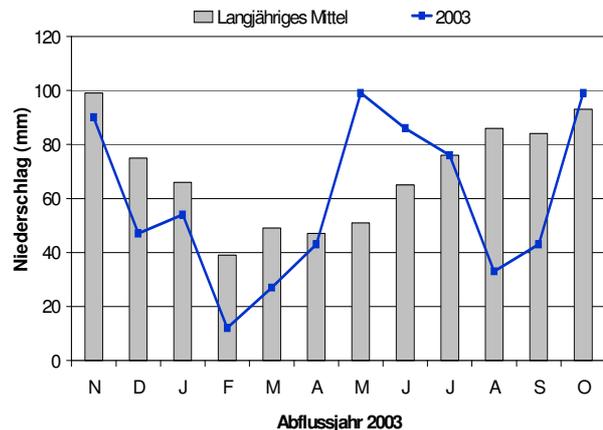
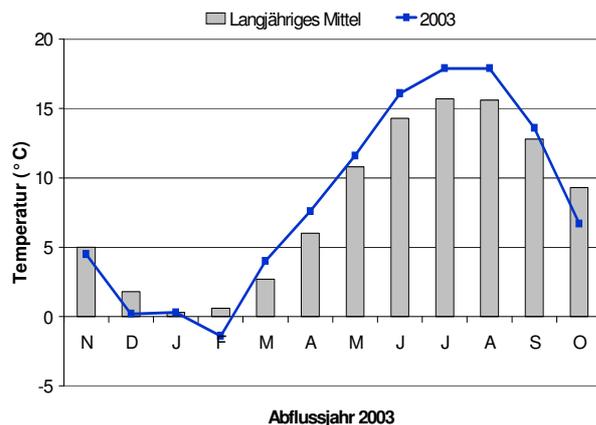


Abbildung 9: Mittlere Monatstemperaturen (Messstation Leck) und monatliche Niederschlagshöhen (Messstation Bredstedt) im Abflussjahr 2003 im Vergleich zum langjährigen Mittel 1961/90

Ufer

Die Ufervegetation des Holmer Sees wurde im Auftrag des Landesamtes von STUHR (2003) grob erfasst. Die folgenden Ausführungen sind seinem Bericht entnommen.

Ufergehölze fehlen mit Ausnahme einzelner Gebüsche von Grau-Weide *Salix cinerea* und Kriech-Weide *Salix repens*.

Röhrichte besiedeln weite Teile der Ufer des Holmer Sees, sie bilden insbesondere am Süd- und Ostufer zum Teil sehr großflächige Bestände, die sich auch weit landwärts ausdehnen. Dominierende Art ist Schilf *Phragmites australis*, darüber hinaus tritt insbesondere in Ufernähe bzw. im Übergang zu Salzwiesen die für Brackwasserröhrichte typische Strandsimse *Bolboschoenus maritimus* sehr häufig auf. Beide Arten siedeln bis in Wassertiefen zwischen 0,2 und 0,4 m. Eine weitere häufige Art, die insbesondere im Übergang zu Salzwiesen bzw. salzbeeinflusstem Grünland vorkommt, ist die Einspelzige Sumpfbirse *Eleocharis uniglumis*, die ebenso wie die zerstreut auftretende Gewöhnliche Sumpfbirse *Eleocharis palustris* ins Flachwasser bis in 0,1 m Wassertiefe vordringt.

Sowohl die ufernahen Röhricht-Bestände als auch die Landröhrichte sind relativ artenarm ausgebildet. Typische Begleitarten sind beispielsweise Sumpfschwertlilie *Iris pseudacorus*, Breitblättriger Rohrkolben *Typha latifolia* und Rohr-Glanzgras *Phalaris arundinacea*, Weißes Straußgras *Agrostis stolonifera*, Salz-Binse *Juncus gerardii* und Gänse-Fingerkraut *Potentilla anserina*.

Entlang der mit Steinschüttungen befestigten West- und Nordufer finden sich nur vereinzelte und eher schmale Röhrichtbestände, v.a. von Strandsimse und Schilf, vereinzelt aber auch von Schmal- und Breitblättrigem Rohrkolben *Typha angustifolia*, *T. latifolia* und Sumpfschwertlilie.

Salzwiesenvegetation in größerer Flächenausdehnung findet sich vor allem am westlichen Südufer, einzelne kleinere Flächen auch im Südosten und am mittleren Ostufer des Sees. Es dominieren Bestände der Oberen Salzwiese, die bereichsweise mit kleinflächigen Beständen der Unteren Salzwiese verzahnt sind. Bezeichnende Arten sind u.a. Salz-Binse, Strand-Dreizack *Triglochin maritimum*, Strand-Aster *Aster tripolium*, Strandsimse, Strand-Sode *Sueda maritima* und Milchkraut *Glaux maritima*. Nahe der Uferlinie war zudem der gefährdete Salz-Wasserhahnenfuß *Ranunculus aquatilis* ssp. *baudotii* (RL 3)

zum Teil häufiger. Als weitere Arten traten der nach der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holstein (MIERWALD & BELLER 1990) gefährdete Sumpf-Dreizack *Triglochin palustre* (RL 3) und die stark gefährdete Salz-Strandmelde *Atriplex portulacoides* (RL 2) auf. Hohe Deckungen erreichen im Allgemeinen Weißes Straußgras *Agrostis stolonifera* und Rot-Schwingel *Festuca rubra*.

Am Ostufer finden sich großflächig von Weißem Straußgras dominierte Grünlandbestände, die sich aufgrund des vergleichsweise geringen Auftretens von Salzeigern lediglich als „Ausgesüßte Salzwiese“ typisieren lassen. Sie zeichnen sich weiterhin durch zahlreiche Röhrichtinitialen sowie durch bereichsweise eingelagerte Ruderalfluren auf etwas erhöhten Standorten aus.

Im Bereich des Dammes am Westufer treten auf etwas trockeneren Standorten halbruderal **Gräser- und Staudenfluren** mit zum Teil größeren Beständen einiger gefährdeter Arten auf, darunter Wundklee *Anthyllis vulneraria* (RL 3) und Großer Klappertopf *Rhinanthus serotinus* (RL 3).

Eine **Schwimtblattzone** ist nicht entwickelt.

Eine **Tauchblattzone** ist am Süd- und Ostufer durchgehend ausgebildet, an dem mit Steinschüttungen befestigten West- und Nordufer fehlt sie hingegen fast völlig.

Die Breite der fast durchweg bis etwa 0,4 m Wassertiefe ausgedehnten Tauchblattzone schwankt am Südufer zwischen 10 und 30 (50) m, im Osten des Sees ist sie aufgrund des dort extrem flach abfallenden Litorals oft noch breiter. Dominierende Art ist das Kamm-Laichkraut *Potamogeton pectinatus*. Am nördlichen Ostufer besiedelt die Art sogar mehr oder weniger durchgehend die etwa 0,5 m tiefe Bucht nördlich der Halbinsel. Am nördlichen Westufer trat Kamm-Laichkraut als einzige Tauchblattart auf, es siedelte dabei im Bereich von Röhrichtlücken und bildete dort einen etwa 5 m breiten Gürtel mit schüttereren Beständen. Wassertiefen bis 0,4 m erreicht als weitere Tauchblattart nur noch das mit zwei kleinen Beständen am Südufer auftretende Krause Laichkraut *Potamogeton crispus*.

Alle weiteren submersen Arten des Gewässers traten nur im Flachwasser bis maximal 0,2 m Wassertiefe auf. Sie besiedelten dabei Flächen, die im Laufe des Sommers 2003 weitgehend trocken fielen. Am gesamten Südufer sowie am südlichen und mittleren Westufer verbreitet und z.T. häufig waren Sumpf-Teichfaden *Zannichellia palustris* und die gefährdeten Arten Zwerg-Laichkraut *Potamogeton pusillus agg.* (RL 3) und Salz-Wasserhahnenfuß *Ranunculus aquatilis ssp. baudotii* (RL 3). Aufgrund

der direkten Konkurrenz mit den häufig bis in diese Wassertiefen ausgedehnten Röhrichten fanden sich die bestausgebildeten Vorkommen der genannten Arten an mehr oder weniger röhrichtfreien Uferzonen.

Armelechteralgen siedelten in zum Teil sehr dichten Beständen in Flachwasserbereichen bis 0,2 m Wassertiefe am Südufer sowie am südlichen und mittleren Ostufer. Sie erreichten dabei zum Teil Bestandsbreiten von 20 m und mehr und traten durchweg auf Flächen auf, die im Laufe des Sommers trocken fielen. Häufigste und im gesamten o.g. Bereich verbreitete Arten waren die mit bis 0,2 m Wassertiefe am weitesten seewärts vordringende, nach der Roten Liste der Armelechteralgen Schleswig-Holstein (GARNIEL & HAMANN 2002) gefährdete, Rauhe Armelechteralge *Chara aspera* (RL 3+) und die Gewöhnliche Armelechteralge *Chara vulgaris*, die bis 0,1 m Wassertiefe auftrat.

Eingestreut in die Bestände dieser beiden Arten siedelte die stark gefährdete Knäuel-Armelechteralge *Tolypella glomerata* (RL 2).

Als Besonderheit trat zwischen den Beständen der beiden dominierenden Arten die vom Aussterben bedrohte Graue Armelechteralge *Chara canescens* (RL 1) auf. Sie erreichte Wassertiefen bis 0,1 m und fand sich vorwiegend im Osten des Sees. Am westlichen Südufer fehlte diese Art weitgehend.

Die Ufervegetation des Holmer Sees hat sich seit der Eindeichung infolge des fehlenden Nordseeinflusses stark verändert. Die kontinuierliche Entsalzung der Standorte hat zu einer starken Abnahme bzw. Verarmung salzbeeinflusster Vegetationsbestände geführt, anstelle derer sich Flutrasen-Bestände und - gefördert durch die fehlende Nutzung des Gebietes - Röhrichte ausbreiten konnten. Ein Vergleich der Vegetationskarte von 1996 (WOLFRAM et al. 1998) mit der von 2003 zeigt in der Tat einen weiteren erheblichen Rückgang der eher niedrigwüchsigen Salzvegetation (Andel-Rasen, Schuppenmieren-Soden-Flur, Rotschwingel-Salzbinsen-Rasen, salzbeeinflusste Flutrasen, u.a.), einhergehend mit einer erheblichen Zunahme der Schilf-Röhrichte.

Aufgrund der besonderen Standortbedingungen im Koog sind die im vorliegenden Gutachten als Salzwiese bezeichneten Vegetationsbestände strukturell und floristisch nur eingeschränkt mit naturnahen Salzwiesen-Beständen der Vorländereien vergleichbar.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass aus botanischer Sicht besonders wertvolle Flächen sich am Südufer und am südlichen und mittleren Ostufer

finden, wo in den vielen offenen Flachwasserzonen artenreiche Armleuchteralgenbestände mit einer landesweit vom Aussterben bedrohten Art siedeln. Auch die Ufervegetation des Gewässers weist einige gefährdete Arten in zum Teil gut ausgebildeten Beständen auf, auch wenn typische Salzarten weiter rückläufig sind. Insgesamt gesehen besitzt die Vegetation des Holmer Sees landesweite Bedeutung.

Nach WOLFRAM et al. (1998) gehört der Holmer See zu einem Teilbereich des Beltringharder Koozes, für den das Pflege- und Entwicklungskonzept für das Naturschutzgebiet eine unbeeinflusste Sukzession zu einem Süßwasser-Feuchtgebiet vorsieht. Dieser Sukzessionsprozess ist bei weitem noch nicht abgeschlossen, die Entwicklung der Vegetation im Gebiet ist daher weiter zu beobachten.

Freiwasser

Aufgrund seiner sehr geringen Tiefe bildet sich im Holmer See keine sommerliche Temperaturschichtung aus.

Der Holmer See weist mit Chloridgehalten von 343 mg/l im Frühjahr und 665 mg/l im Sommer (Praktischer Salzgehalt durchschnittlich 0,9 PSU), Sulfatgehalten von 280 bis 440 mg/l und einer Leitfähigkeit von 194 mS/m (Frühjahr) einen brackigen Charakter auf. Gegenüber dem Nordseewasser südlich Süderoogsand (29 PSU) ist jedoch deutlich eine Aussüßung erkennbar.

Die Calciumkonzentration (108 mg/l) und die Magnesiumkonzentration (32 mg/l) liegen im Vergleich mit schleswig-holsteinischen Seen ebenfalls deutlich über dem Durchschnitt (Abbildung 4). Die Pufferung war nur im Frühjahr mit einer Säurekapazität von 3,1 mmol/l hoch, im weiteren Jahresverlauf lagen die Werte bei durchschnittlich 2,3 mmol/l, so dass sich im Juli ein pH-Wert von 9,1 aufgrund einer hohen Primärproduktion einstellen konnte. Die hohe Planktondichte wird zu diesem Zeitpunkt auch durch eine Sauerstoffsättigung von 150 % und eine Chlorophyll a-Konzentration von 200 µg/l angezeigt.

Die Gesamtstickstoffkonzentration war noch im April mit 1,8 mg/l durchschnittlich, lag jedoch während der darauffolgenden Sommermonate bei 4,4 mg/l (Abbildung 10). Nitrat konnte nie nachgewiesen werden, die übrigen anorganischen Stickstofffraktionen waren ebenfalls nur in sehr geringen Konzentrationen vorhanden.

Die Gesamtphosphorkonzentrationen (Abbildung 10) im Holmer See waren sehr hoch. Sie lagen im April

bei 0,14 mg/l und erreichten bis September extrem hohe Konzentrationen bis 0,41 mg/l. Anorganischer Phosphor war an allen Messtagen in geringer Konzentration vorhanden. Das N/P-Verhältnis (Abbildung 10) lag im Sommer zwischen 11 und 16, so dass unklar ist, welcher Nährstoff hier möglicherweise produktionsbegrenzend für das Phytoplankton im See ist. Das Vorkommen von stickstofffixierenden Blaualgen deutet jedoch auf eine zumindest zeitweilige Stickstofflimitation des Phytoplanktonwachstums hin. Ein weiterer begrenzender Faktor war wohl außerdem wegen des trüben Wassers das geringe Unterwasserlichtangebot. Aufgrund der geringen Seetiefe war im grundnahen Bereich jeweils zum Zeitpunkt der Probenahme ausreichend Sauerstoff vorhanden und somit interne Phosphorfreisetzung aus dem Sediment eher von geringer Bedeutung. Allerdings war kein Nitrat im Wasserkörper vorhanden, so dass bei Sauerstoffmangel, wie er nachts und lokal zwischen den Pflanzen wahrscheinlich ist, Bedingungen eintreten konnten, die eine Freisetzung von Phosphor begünstigen. Zudem ist es zu einer Nährstoffaufkonzentration infolge von Verdunstung gekommen. Hinweise darauf gibt der kontinuierliche Anstieg der Chloridkonzentrationen im Jahresverlauf, da diese biologisch nicht umgesetzt werden. Die gegenläufig zur Seespiegelhöhe verlaufenden Chloridkonzentrationen (Abbildung 10) zeigen, dass selbst in den niederschlagsreichen Monaten Mai und Juni die Verdunstungsmengen höher waren, als die gefallenen Niederschläge. Möglicherweise haben die starken Niederschläge noch zusätzlich zu Einschwemmungen von Nährstoffen aus den nährstoffreichen Marschböden geführt, es ist jedoch keine Verdünnung des Seewassers erfolgt.

Auffällig war die sehr hohe Konzentration an organischem Kohlenstoff (TOC) des Sees, die den Sommer über bei 30 mg/l lag und im September 58 mg/l erreichte. Die zu diesem Zeitpunkt herrschenden Zehrungsaktivitäten zeigen sich auch in einer Sauerstoffsättigung von nur 86 %.

Gelöste Kieselsäure, erforderlich für die Entwicklung von Kieselalgen, war immer in sehr hohen Konzentrationen von 10,4 (April) bis 24,6 mg/l SiO₂ (August) vorhanden.

Der Holmer See ist hoch produktiv. Daher lagen die Sichttiefen nur zwischen 0,1 und 0,2 m und die Chlorophyll a-Konzentrationen waren mit Werten zwischen 56 µg/l und 199 µg/l extrem hoch (Abbildung 10).

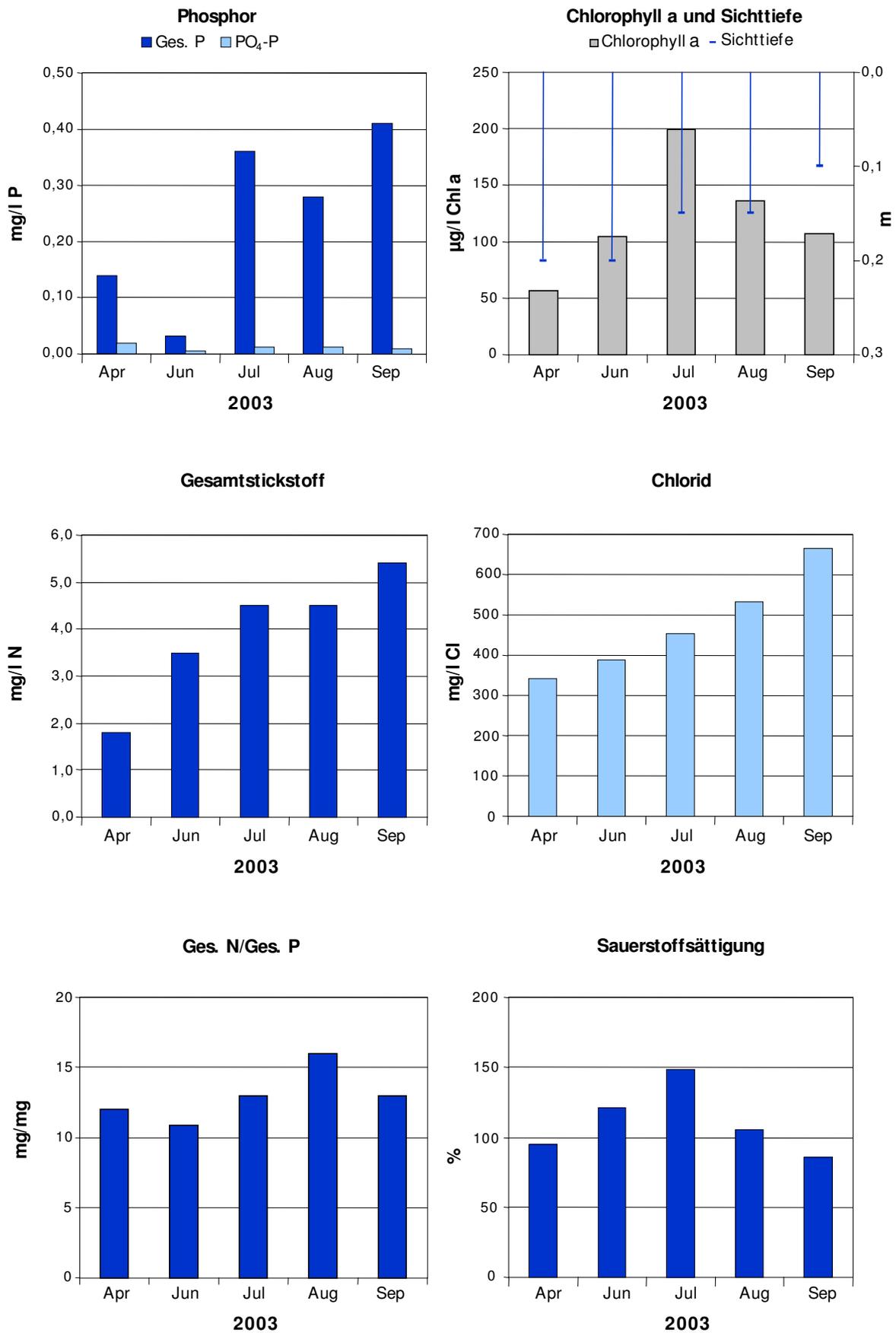


Abbildung 10: Gesamtphosphor und Phosphat (mg/l), Chlorophyll a (µg/l) und Sichttiefe (m), Gesamtstickstoff (mg/l), Chlorid (mg/l) sowie das N/P-Verhältnis und Sauerstoffsättigung (%) in 1 m Tiefe im Holmer See 2003

Das **Plankton** im Holmer See wurde im Auftrag des Landesamtes von KLS (2004) untersucht. Die folgenden Ausführungen basieren auf dem Bericht.

Insgesamt wurden im Untersuchungszeitraum 78 **Phytoplankton**-Taxa bestimmt. Die drei artenreichsten Gruppen waren hierbei Chlorophyceen (Grünalgen) mit 28 Taxa, Cyanobakterien (Blaualgen) mit 23 Taxa sowie die Bacillariophyceen (Kieselalgen) mit 17 Taxa.

Die Zusammensetzung des Phytoplanktons im Jahresverlauf ist in Abbildung 11 dargestellt. An allen Untersuchungsterminen dominierten vor allem Cyanobakterien, die mit mehreren Gattungen vertreten waren. Begleitet wurden diese von Bacillariophyceen, Chlorophyta und Conjugatophyceen (Jochalgen) der Gattung *Cosmarium*, die jedoch ganzjährig nur geringe Biovolumina *erreichten*.

Im April wurde das Biovolumen (5,2 mm³/l) hauptsächlich durch Blaualgen (47 %), Grünalgen (26 %) und Kieselalgen (27 %) gebildet. Bei den Blaualgen handelte es sich mit einem Anteil von 31 % hauptsächlich um die chroococcale Art *Woronichinia compacta*. Bei den Kieselalgen trug *Fragilaria ulna* var. *ulna* mit 24 % zum Biovolumen bei. Unter den Grünalgen wurde *Scenedesmus* spp., *Monoraphidium*

contortum sowie *Tetraedron minimum* (jeweils 8 %) gefunden.

Im Juni war der Anteil der Blaualgen am Biovolumen (9,0 mm³/l) auf 58 % gestiegen. Dominant war die Gattung *Aphanocapsa* (27 %), begleitet von *Coelomoron pusillum* (16 %). Eine Besonderheit stellte das Vorkommen der marinen centrischen Kieselalge *Actinopterychus undulatus* dar.

Im Juli betrug das Gesamt-Biovolumen (20,9 mm³/l) mehr als das Doppelte des Juni-Wertes. Blaualgen erreichten mit 90% erneut den größten Anteil am Gesamtbiovolumen, diesmal mit der wärmeliebenden stickstofffixierenden *Anabaenopsis elenkinii*, die zu 60 % beteiligt war. Ihr eigentlicher Lebensraum sind die tropischen und subtropischen Zonen, doch drang sie, zunächst über Südeuropa, immer weiter nordwärts vor. Daneben waren u.a. immer noch *Aphanocapsa*-Arten und die fadenförmige *Planktolyngbya contorta* vorhanden.

Von August bis September sank das Biovolumen von 19,2 auf 14,9 mm³/l. Bei den Blaualgen (jeweils 78 %) überwogen *Anabaenopsis elenkinii* bzw. *Aphanocapsa delicatissima*, unter den Kieselalgen die Gattungen *Navicula* und *Nitzschia*.

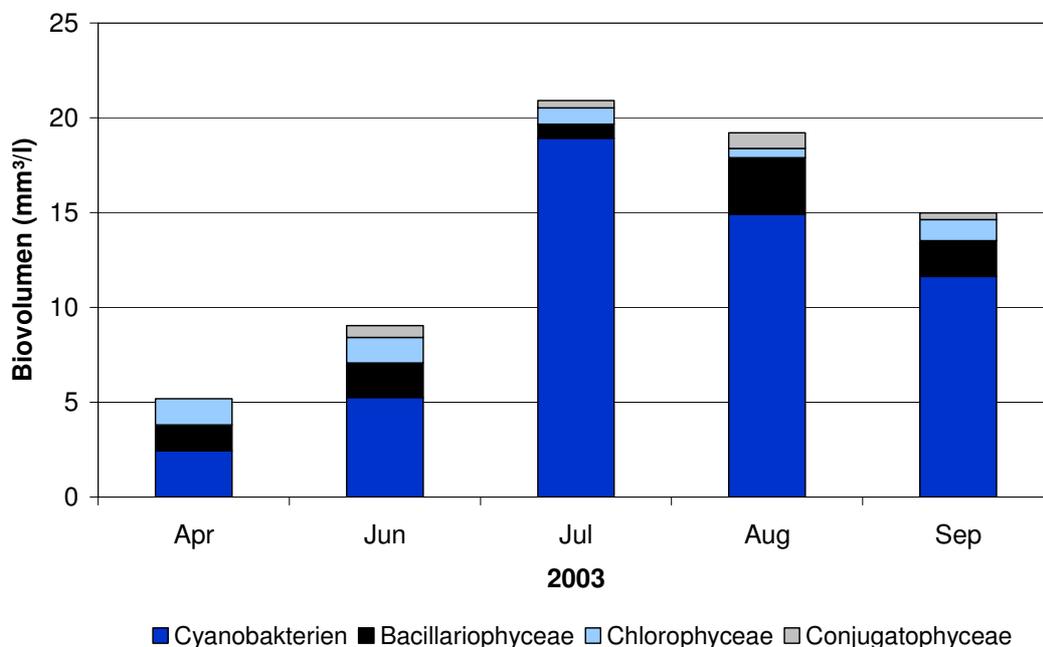


Abbildung 11: Biovolumina der dominierenden Phytoplanktongruppen (mm³/l) im Holmer See 2003

Die **Zooplankton**gemeinschaft des Holmer Sees war ausgesprochen artenarm. Insgesamt wurden Rotatoria (Rädertiere) mit sechs und Copepoda (Ruderfußkrebse) mit einer Art festgestellt.

Ciliaten (Wimpertierchen) traten stets mit mittlerer Häufigkeit auf. Rotatorien kamen mit Ausnahme des Juni und des Julis, als sie selten waren, in mittlerer Häufigkeit vor. Die häufigsten Arten waren *Notholca cf. squamula* und *Trichocerca cf. marina*.

Die calanoiden Copepoden (filtrierende Ruderfußkrebse) waren nur mit *Eurytemora affinis* vertreten, einer Art, die ihre Hauptverbreitung in den Küstenregionen der Nord- und Ostsee hat. Er trat lediglich im August etwas häufiger auf. Seine Jugendstadien (Copepodite) erreichten im Juni und August die höchsten Individuenzahlen, als sie in mittlerer Häufigkeit vorkamen. Nauplien waren an den ersten vier Untersuchungsterminen in mittlerer Häufigkeit vorhanden, im September waren sie nur noch wenig zu finden.

Darüberhinaus waren harpacticoide Copepoden (bodenlebende Ruderfußkrebse), Nematoden (Fadenwürmer) und eine Mysidaceen-Art (Schwebgarneelen) *Neomysis vulgaris* im Plankton vorhanden.

Der schwach brackige Charakter des Holmer Sees spiegelte sich deutlich im Phyto- und Zooplanktonartenspektrum wider. Das Vorkommen von brackwassertoleranten Cyanobakterienarten und verschiedenen Diatomeengattungen (*Actinoptychus*, *Skeletonema*, *Rhopalodia*) sowie den Zooplanktern *Eurytemora affinis* und *Neomysis vulgaris* entspricht den vorgefundenen Salzgehaltsbedingungen. Die Schwankungen im Salzgehalt sind wahrscheinlich als gering einzuschätzen, da das Phytoplanktonbiovolumen zu mehr als 90% aus Arten gebildet wurde, die als Süßwasserliebend (oligohalob) mit geringer Salztoleranz eingestuft werden können. Das Fehlen von marinen Dinoflagellaten spricht ebenfalls für durchgängig niedrigsaline Verhältnisse.

Die Untersuchung der **Fisch**fauna des Holmer Sees im Zeitraum 1987 bis 1991 (HINZ 1994) ergab einen Fischbestand mit folgenden Arten: Flunder, Dreistachliger Stichling, Stint, Zwergstichling, Rotaugen und Gründling.

Seegrund

Das weiche, schwarze Sediment war homogen und hatte einen erdig, modrigen Geruch. Mit einem Calciumgehalt von 28 g/kg war es kalkarm. Im Gesamtsediment (< 2000 µm) sowie in der Feinfraktion (< 20 µm) wurden sehr geringe Belastungen mit den Spurenmetallen Chrom, Nickel, Kupfer, Zink, Cadmium, Arsen, Quecksilber und Blei festgestellt.

Im Holmer See wurden anhand von zwei Transekten in 0,3 und 0,6 bzw. 0,4 und 0,8 m Tiefe Benthosproben entnommen. Die tierische Besiedlung des Sedimentes im Holmer See wurde im Auftrag des Landesamtes von OTTO (2003) untersucht. Die folgenden Ausführungen sind seinem Bericht entnommen.

Im Holmer See konnten 17 Taxa nachgewiesen werden. Dabei handelte es sich ausschließlich um Brackwasserarten bzw. Arten, die salinen Einfluss tolerieren. Dominierend waren die Oligochaeten (Wenigborster), wobei die meisten Organismen zur Familie Tubificidae (Schlammröhrenwürmer) gehören. Unter ihnen erreichte *Limnodrilus* sp. sehr hohe Dichten mit bis zu 10500 Tieren/m², *Limnodrilus hoffmeisteri*, der in produktionsreichen Gewässern Massenvorkommen zeigt, kam mit 2400 Tieren/m² vor. Bemerkenswert ist, dass in diesem flachen See außerdem in geringen Dichten die Zuckmückenlarve *Chironomus plumosus* vorkam. Begünstigt wurde dies durch die Substratverhältnisse und die Toleranz gegenüber Brackwasser. Hinsichtlich der Zonierung (Abbildung 12) ist keine eindeutige Einteilung der profundalen oder litoralen Verhältnisse möglich.

Insgesamt gesehen war das Benthos des Holmer Sees artenarm. Eine Bewertung im Sinne von THIE-NEMANN (1922) erscheint aufgrund der geringen Tiefe und der Brackwassersituation nicht sinnvoll, jedoch bestätigen die gefundenen Taxa bzw. die Dichte ihres Auftretens, dass es sich um ein nährstoffreiches Gewässer handelt.

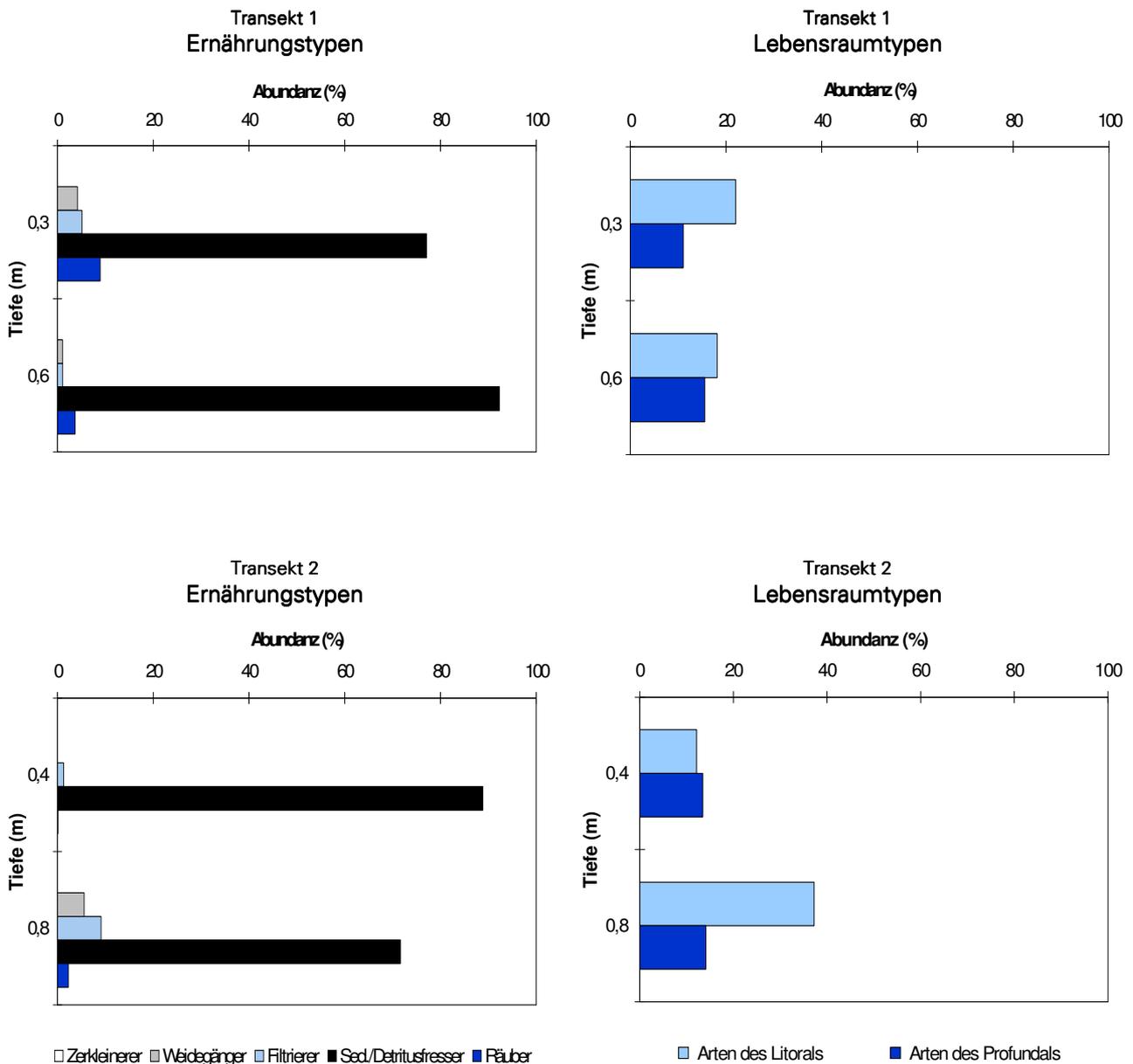


Abbildung 12: Benthos des Holmer Sees; Prozentuale Anteile der wichtigsten Ernährungstypen (links) sowie litoraler und profundaler Anteil (rechts) an der Gesamtzönose in den untersuchten Tiefen der zwei Transekte im Holmer See 2003

Nutzung des Sees und seines Einzugsgebietes

Der Holmer See liegt im 3350 ha großen Naturschutzgebiet Beltringharder Koog, der 1987 entstanden und seit 1991 Naturschutzgebiet ist. Darüber hinaus ist er RAMSAR-Gebiet, vorgeschlagenes EG-Vogelschutzgebiet und Bestandteil des FFH-Gebietes „Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete“ (DE 0916-391).

Der gesamte Südteil des Beltringharder Kooges mit dem Holmer See (und dem Arlau-Speicherbecken)

ist Sukzessionsfläche, dass heißt, die Natur kann sich hier ohne direkten Einfluss des Menschen ungestört entwickeln. Die größte Fläche des Kooges dient als Brut- und Raststätte für Vögel. Es wurden bisher insgesamt 85 Arten als Brutvögel im Beltringharder Koog nachgewiesen und die Bestände stiegen von ca. 1.250 Brutpaare im Jahre 1987 auf 7.120 Brutpaare im Jahre 2001 an. Für Ringelgänse, Nonnengänse und Kanadagänse gehört der Beltringharder Koog zu den Rastgebieten auf dem Heimzug zu den Brutgebieten an der Eismeerküste Nordsibiriens. Pfeifenten bevorzugen im Frühjahr die sehr feuchten Grünlandbereiche. Im Oktober 1999 hielten

sich etwa 10.000 Nonnengänse, 10.000 Enten, mehrere tausend Alpenstrandläufer, Austernfischer, Große Brachvögel und viele andere im Gebiet des Beltringharder Koogs auf. Nach Beendigung der Ausbaumaßnahmen wurde der Holmer See weitgehend sich selbst überlassen. Alle Nutzungen des Gewässers sind untersagt. Wegen der geringen Wassertiefe ist der See ein wichtiges Nahrungsgebiet für Wat- und Wasservögel. Eine Beweidung der angrenzenden Landflächen soll nicht stattfinden.

Das **Einzugsgebiet** des Sees wird zu zwei Dritteln

durch Sukzessionsflächen (ungenutztes Grünland) und einem Drittel durch die Seefläche eingenommen.

Belastungssituation des Sees

Aufgrund der Flächennutzung im Einzugsgebiet sowie der Niederschlagbeschaffenheit werden im Folgenden die Einträge der Nährstoffe Phosphor und Stickstoff in den Holmer See grob abgeschätzt (Tabelle 6).

Tabelle 6: Einträge von Phosphor und Stickstoff in den Homer See aus verschiedenen Quellen (Abschätzung gemäß Kapitel Auswertungsmethoden)

Flächennutzung	(ha) bzw.	(kg/ha-a) P	Phosphoreintrag (kg/a)	(kg/ha-a) N	Stickstoffeintrag (kg/a)
	Stück	bzw. (kg/GVE-a) P		bzw. (kg/GVE-a) N	
Grünland Marsch	520	1,5	780	12	6240
Gewässer	258		0		0
Summe (ha)	778		780		6240

Niederschlag auf die Seefläche	270	0,03	8	10,2	2754
--	-----	------	----------	------	-------------

Gesamteintrag in den See	Phosphor	Stickstoff
Summe (kg/a)	788	8994
bezogen auf die Seefläche (g/a·m ²)	0,30	3
Gesamtaustrag aus dem Landeinzugsgebiet (kg/a·ha Landfläche) (ohne Niederschlag auf die Seefläche)	1,50	12

Die Einträge aus dem Einzugsgebiet und durch Niederschlag lagen insgesamt bei 788 kg/a Phosphor und bei etwa 9 t/a Stickstoff. Als Hauptquelle (99 %) für die Phosphorbelastung ist der Nährstoffaustrag aus den nährstoffreichen Marschböden anzusehen. Bezogen auf die Seefläche liegt die Phosphorbelastung, wegen des kleinen Einzugsgebietes, jedoch mit 0,3 g/a·m² lediglich bei der Hälfte des schleswig-holsteinischen Durchschnitts (0,6 g/a·m²).

Eine weitere bisher nicht berücksichtigte Phosphorquelle ist sicherlich der Kot der Brut- und Rastvögel (siehe oben).

Anhand der ermittelten Phosphoreinträge lässt sich nach VOLLENWEIDER & KERKES (1980) unter Einbeziehung der Seebeckengestalt und des Wasseraustausches die zu erwartende Phosphorkonzentration im See abschätzen:

$$P_E = \frac{L * T_w}{z(1 + \sqrt{T_w})}$$

- P_E : = erwartete Phosphor-Konzentration im See (mg/l)
- L : 0,30 = jährliche Phosphor-Belastung pro Seefläche (g/a·m²)
- T_w : 0,7 = theoretische Wasseraufenthaltszeit (a)
- z : 0,7 = mittlere Tiefe des Sees (m)

$$P_E = \frac{0,3 * 0,7}{0,7 (1 + \sqrt{0,7})} = 0,16 \text{ mg/l P}$$

Die nach VOLLENWEIDER zu erwartende Phosphorkonzentration liegt mit 0,16 mg/l P über der tatsächlich im April gemessenen Konzentration von 0,14 mg/l P, die zum Sommer hin jedoch auch noch stark zunahm. Als mögliche Ursachen hierfür sind Einträge durch das starke Vogelaufliegen und Einschwemmungen von Nährstoffen in Betracht zu ziehen. Zudem fiel im Laufe des Sommers der Wasserstand im See erheblich, so dass es sicherlich auch zu einer Aufkonzentration der Nährstoffe in dem ohnehin sehr flachen Gewässer gekommen ist.

Bewertung

Der durch Eindeichung des ehemaligen Nordseevorlandes geschaffene, künstliche Holmer See hat sich seit seiner Entstehung zu einem oligohalinen, hypertrophen Flachsee mit einer mittleren Wassertiefe von 0,7 m entwickelt. Sein Wasserkörper ist daher externen Faktoren wie Wind, Lufttemperatur und Niederschlag stark ausgesetzt.

Trotz der mit sehr geringen Sichttiefen verbundenen geringen Tiefenausdehnung zeichnet sich die submerse Vegetation durch das Auftreten flächiger Armleuchteralgenrasen mit mehreren gefährdeten Arten aus. Auch die Ufervegetation des Gewässers weist einige gefährdete Arten in zum Teil gut ausgebildeten Beständen auf, auch wenn typische Salzarten rückläufig sind. Insgesamt gesehen besitzt die Vegetation des Holmer Sees landesweite Bedeutung.

Die Hauptnährstoffe Phosphor und Stickstoff lagen im Frühjahr in hohen bis mittleren, im Sommer jedoch in sehr hohen Konzentrationen vor. Die derzeitige Flächenbelastung des Holmer Sees ist jedoch mit 0,3 g/a·m² Phosphor gering. Durch die geringe Tiefe des Gewässers und die gute windinduzierte Durchmischung können die Nährstoffe sehr effektiv umgesetzt werden. Sehr hohe Chlorophyllwerte und die Dominanz von Blaualgen bereits ab dem Frühjahr kennzeichnen den See als hypertrophes Gewässer.

Die Zooplanktongemeinschaft des Holmer Sees war aufgrund des Salzeinflusses ausgesprochen artenarm und nicht in der Lage, das Algenwachstum zu kontrollieren. Zudem war auffällig, dass Cladoceren im Holmer See völlig fehlten. Die Phytoplanktongemeinschaft bestand ganzjährig zu einem hohen Prozentsatz aus Cyanobakterien, begleitet von geringen Diatomeen- und Grünalgenanteilen. Es dominierten

Arten, die als süßwasserliebend mit geringer Salztoleranz eingestuft werden können.

Das Benthos des Holmer Sees war durch Brackwasserarten bzw. Arten die salinen Einfluss tolerieren geprägt und ebenfalls artenarm.

Nach den Kriterien der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 1998) ist der gegenwärtige Zustand des Holmer Sees hypertroph. Eine Bewertung des Ist-Zustandes ist jedoch nach dieser Richtlinie nicht möglich, da der Referenzzustand unklar ist. Es ist aber anzunehmen, dass der potentiell natürliche Zustand des Holmer Sees aufgrund des nährstoffreichen Marschbodens im poly- bis hypertrophen Bereich liegt. Dabei ist zu bedenken, dass der See erst vor 15 Jahren entstanden ist und somit noch nicht so stark anthropogen überprägt sein kann.

Empfehlungen

Der Holmer See ist ein künstliches Gewässer mit hohen Nährstoffeinträgen, bedingt durch seine Lage in der Marsch.

Gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie ist für ihn ein gutes ökologisches Potenzial anzustreben. Dieses berücksichtigt die bei der Schaffung des Sees angestrebten spezifischen Nutzungen des Sees und seines Einzugsgebietes.

Der 3350 ha große Beltringharder Koog wurde nach Deichschluss als Naturschutzgebiet ausgewiesen und zur Erfüllung der Schutzabsichten auf der Grundlage von umfangreichen ökologischen Begleituntersuchungen bis 1997 zielgerichtet gestaltet. Zu den typischen Lebensgemeinschaften der Küste, die sich seit 1987 im südlichen Teilbereich des Kooges ohne menschlichen Einfluss entwickeln können, gehört 1700 ha Sukzessionsfläche mit 230 ha Dauerwasserfläche des Holmer Sees. Nach vorliegender Untersuchung ist der nach dem Pflege- und Entwicklungskonzept vorgesehene Sukzessionsprozess zu einem Süßwasser-Feuchtgebiet bei weitem noch nicht abgeschlossen, die Entwicklung der Vegetation im Gebiet ist daher weiter zu beobachten.

Die Entwicklung der Avifauna spiegelt ebenfalls den Vorgang der Wandlung der ehemaligen Wattenmeerbucht zu einem Süßwasserfeuchtgebiet wider. Nach PETERSEN-ANDRESEN (2001) stiegen im Zeitraum 1987 bis 1995 die Brutpaarzahlen sehr

stark an von 1.250 auf 6.400 Brutpaare. Ein deutlicher Bestandseinbruch 1996/97 auf 4.630 Brutpaare markiert den starken Rückgang der Küstenvögel. Danach stiegen die Gesamtzahlen wieder deutlich auf 7.120 Brutpaare im Jahre 2001 an. Der Anteil der Küstenvögel fiel von ursprünglich 60 % bis 70 % auf 14 %. Gleichzeitig stieg der Anteil der Singvögel von ehemals 15 % auf 62 % an.

Da der See keinerlei Nährstoffeinträge durch Abwasser oder landwirtschaftliche Flächennutzung erhält und eine Beweidung nicht stattfindet, entspricht der Zustand des Sees voraussichtlich seinem Entwicklungsziel als Sukzessionsraum und Vogelschutzfläche. Das für die Wasserrahmenrichtlinie zu

bestimmende höchste ökologische Potential bzw. das nur in geringem Umfang abweichende gute ökologische Potential für künstliche Seen ist aber für diesen Gewässertyp noch nicht festgelegt, so dass der Holmer See zu diesem Zeitpunkt noch nicht endgültig bewertet werden kann.

Daneben gelten die FFH-Ziele für die Köge an der Westküste Schleswig-Holsteins, die eine Erhaltung der Ungestörtheit der Flächen und der größeren Gewässer sowie eine gute Wasserqualität und eine möglichst naturnahe Gewässerdynamik vorsehen. Zusätzlich gibt es unterschiedliche Ziele auf Einzelflächen und für Lebensraumtypen von besonderer Bedeutung.

Lüttmoorsee (Beltringharder Koog) 2003

Topographische Karte (1 : 25.000):	1524
Flusssystem:	Nordsee
Kreis:	Nordfriesland
Gemeinde:	Beltringharder Koog/Hattstedtermarsch
Eigentümer:	Land Schleswig-Holstein
Pächter:	-
Lage des oberirdischen Einzugsgebietes:	
Rechtswerte:	349175 - 349388
Hochwerte:	604793 - 605100
Höchster Wasserstand (Abflussjahre 2001 - 2004, m ü.NN):	1,70
Mittlerer Wasserstand (Abflussjahr 2001 - 2004, m ü.NN):	1,32
Niedrigster Wasserstand (Abflussjahr 2001 - 2003, m ü.NN):	0,99
Größe des oberirdischen Einzugsgebietes (km ²):	3,63
Seefläche (km ²):	2,77
Seevolumen (m ³) bei 1,40 m ü.NN:	1.924.000
Maximale Tiefe (m):	1,7
Mittlere Tiefe (m):	0,7
Uferlänge (km):	10,0
Theoretische Wasseraufenthaltszeit (a): (bei einem geschätzten Abfluss von 10 l/(s·km ²))	-
Umgebungsarealfaktor (m ² /m ²):	0,3
Umgebungsvolumenfaktor (m ² /m ³):	0,5
Uferentwicklung:	1,7
Hypolimnion/Epilimnion (m ³ /m ³):	-
Mischungsverhalten:	ungeschichtet
Seetyp:	Sondertyp

Entstehung

Der Lüttmoorsee entstand 1987 nach der Eindeichung des Wattenmeeres der Nordstrander Bucht unmittelbar am neuen Seedeich in einer mit Salzwasser gefüllten Senke. Uferböschungen im Westen des Sees wurden mit Steinschüttungen befestigt.

Einzugsgebiet und Morphologie des Sees

Der Lüttmoorsee liegt wie der Holmer See nordwestlich von Husum, jedoch im Norden des Beltringharder Kooges, in der für die EG-Wasserrahmenrichtlinie relevanten Flussgebietseinheit Eider (Teileinzugsgebiet Arlau/Bongsieler Kanal). Der gesamte Koog ist seit 1991 als größtes Naturschutzgebiet im Binnenland Schleswig-Holsteins ausgewiesen. Der Lüttmoorsee wurde nach Beendigung der Ausbaumaßnahmen bis auf eine extensive Pflegebeweidung auf Teilflächen der früheren Salzwiesen im Osten und Norden des Sees sich selbst überlassen. Im Südwesten des kleinen Einzugsgebietes des

Lüttmoorsees (Abbildung 13) befindet sich ein großer Parkplatz mit einigen Gebäuden.

Die Böden im Einzugsgebiet bestehen aus marinen Ablagerungen (Marschsand bis -schluff), im Südwesten liegen diese über Niedermoortorf.

Seit der Eindeichung ist der Wasserkörper vom direkten Salzwassereintrag durch die Nordsee abgetrennt. Der Lüttmoorsee bildet ein geschlossenes System ohne Süßwasserzuflüsse aus dem Hinterland. Der Wasserstand des Sees ist im Wesentlichen vom Niederschlag und der Verdunstung abhängig. Der See entwässert über einen Stauschütz in einen östlich des Sees verlaufenden Graben. Im Normalfall findet hier jedoch kein Abfluss statt, da bei höherem Wasserstand ein Teil des Wassers unterirdisch in das umgebende Grünland drückt. Bei extremen Niederschlagsereignissen wird der Stauschütz geöffnet, um Überflutungen zu verhindern. Eine Wassermengenbilanz bzw. einen möglichen Wasseraustausch festzustellen ist somit nicht möglich.

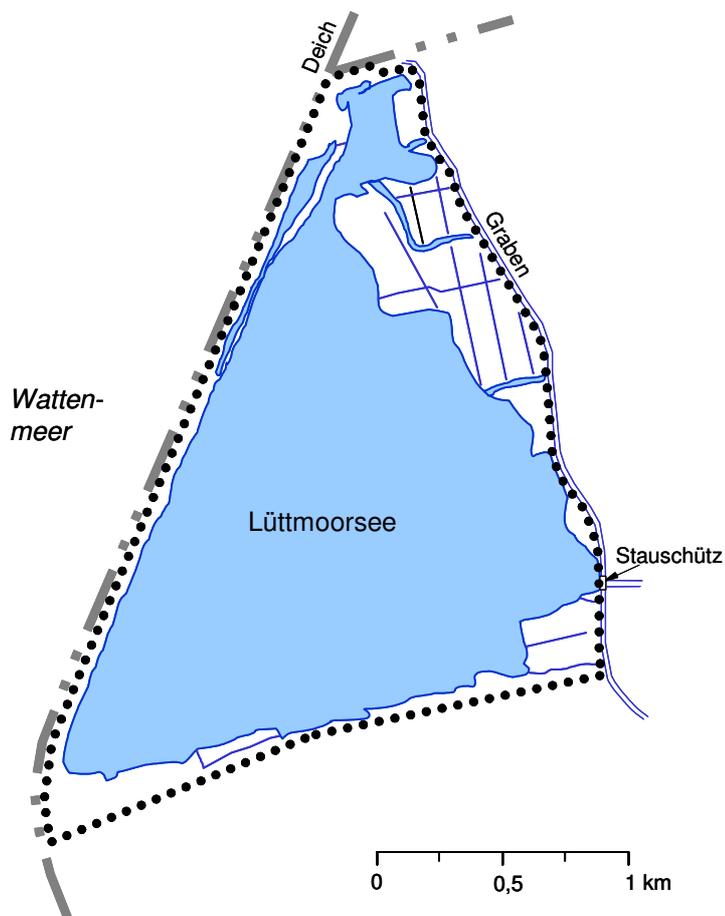


Abbildung 13: Einzugsgebiet des Lüttmoorsees

In den Abflussjahren 2002/2003 schwankte der Seewasserstand um 66 cm (Abbildung 14). Durch außergewöhnlich hohe Niederschlagsmengen im Februar 2002 (330 % des langjährigen Mittels 61/90) stieg der Wasserstand auf 1,7 m ü.NN an und sank im Sommer des Abflussjahres 2003 durch Verdunstung bis auf 1,04 m ü.NN ab. Während der Mittelwasserstand im niederschlagsreichen Jahr 2002 noch bei 1,53 m ü.NN lag, sank er im trockenen Jahr 2003 auf 1,25 und 2004 sogar auf 1,11 m ü.NN.

Die Gewässermorphologie wird geprägt von den ursprünglich in diesem Bereich vorhandenen Watten, kleinen Prielsystemen und Lahnungsfeldern.

Das Becken des Lüttmoorsees ist annähernd dreieckig. Die Ufer fallen durchweg sehr flach ab (Abbildung 15) und auch die mittlere Tiefe des Sees liegt bei lediglich 0,7 m. Die tiefste Stelle (1,7 m) befindet sich im Bereich der östlichen Seespitze.

Wegen seiner Lage im eingedeichten Wattenmeer und der dadurch besonderen Lebensbedingungen für Flora und Fauna lässt sich der Lüttmoorsee keinem Wasserrahmenrichtlinien-Typ gemäß MATHES et al. (2002) zuordnen.

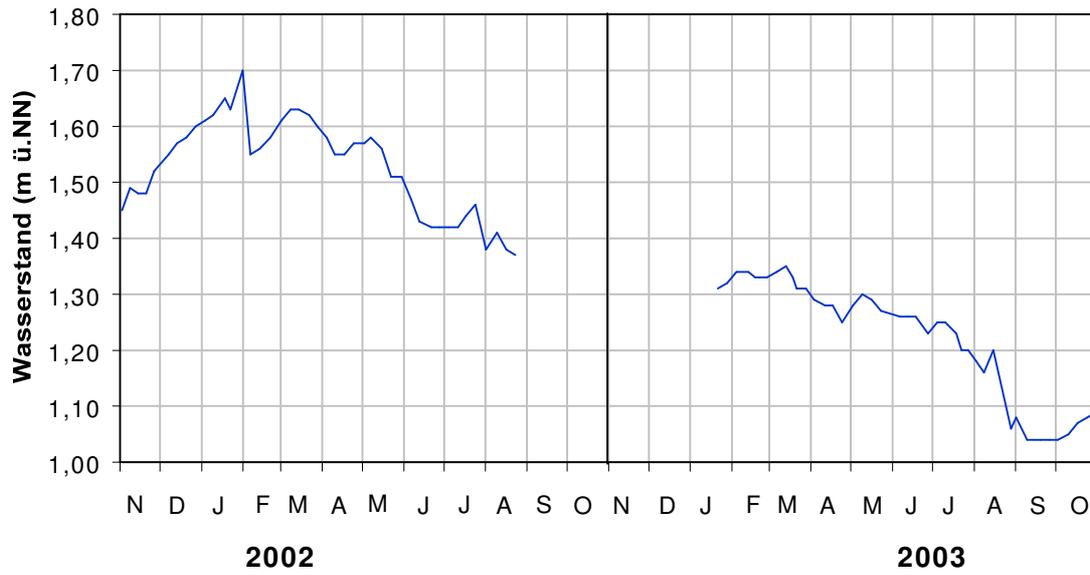


Abbildung 14: Seewasserstände (m ü.NN) im Lüttmoorsee in den Abflussjahren 2002 und 2003 (Einzelmessungen)

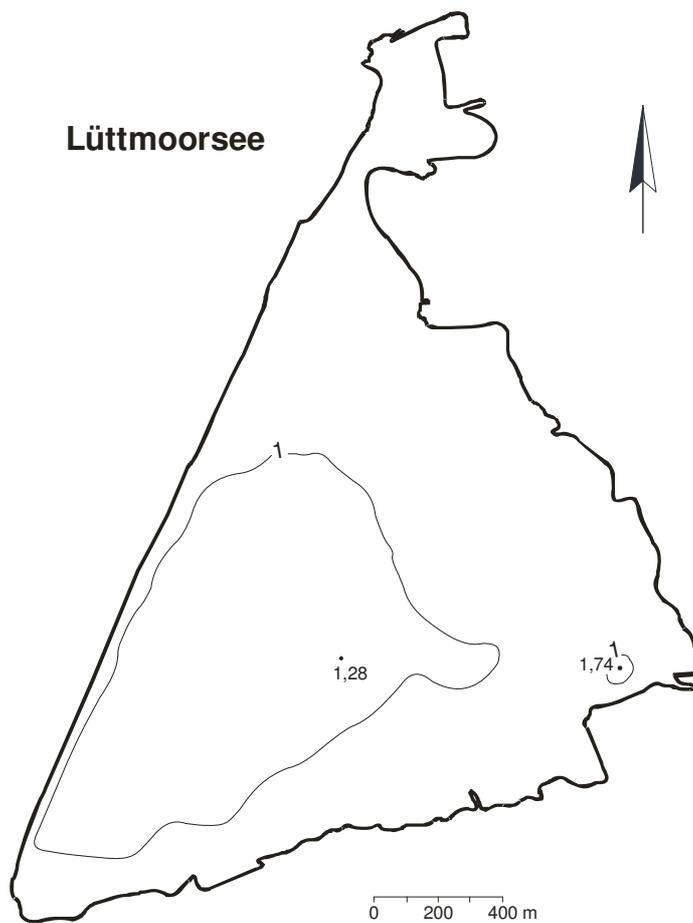
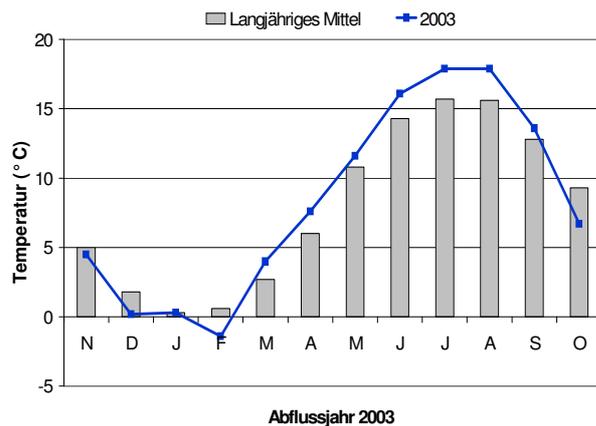


Abbildung 15: Tiefenplan des Lüttmoorsees

In Abbildung 16 sind die Temperatur- und Niederschlagsverhältnisse an den dem Lüttmoorsee nächstgelegenen Messstationen Leck und Bredstedt dargestellt. In den Monaten März bis September 2003 waren die mittleren Monatstemperaturen im Vergleich zum langjährigen Mittel überdurchschnittlich hoch, während Dezember (2002), Februar und Oktober kälter waren. Extrem hohe Nieder-



schläge fielen im Mai und Juni. Mit Ausnahme von Juli und Oktober war das restliche Jahr im Vergleich sehr trocken. Insgesamt gesehen war 2003 im Bereich des Lüttmoorsee die durchschnittliche Jahrestemperatur lediglich um 0,3°C erhöht, es fiel jedoch 15 % weniger Niederschlag gegenüber dem langjährigen Mittel.

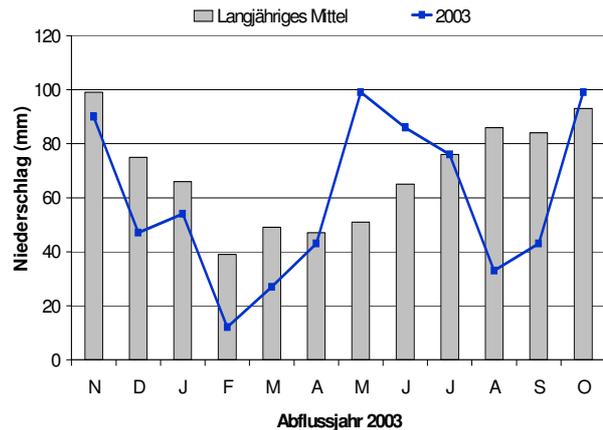


Abbildung 16: Mittlere Monatstemperaturen (Messstation Leck) und monatliche Niederschlagshöhen (Messstation Bredstedt) im Abflussjahr 2003 im Vergleich zum langjährigen Mittel 1961/90

Ufer

Die Ufervegetation des Lüttmoorsee wurde im Auftrag des Landesamtes von STUHR (2003) grob erfasst. Die folgenden Ausführungen sind seinem Bericht entnommen.

Ufergehölze fehlen mit Ausnahme einzelner Grau-Weidengebüsche (*Salix cinerea*).

Röhrichte sind am Südufer in größeren Beständen aspektprägend. Das Schilf-Röhricht dehnt sich weit landwärts aus, die Breite der Bestände erreicht hier punktuell fast 100 m. Am deichnahen Westufer herrschen dagegen eher lückige und schmalere Säume vor, am beweideten Ostufer des Lüttmoorsee fehlen Röhrichte weitgehend.

Häufigste und meist vorherrschende Art ist Schilf *Phragmites australis*, am nördlichen Westufer dominieren aber auch Strandsimsensäume *Bolboschoenus maritimus* in Breiten bis 5 m. Beide genannten Röhrichtarten besiedeln das Flachwasser und dringen bis in Wassertiefen um 0,3 bzw. 0,4 m vor. Als weitere Großröhrichtart tritt die Salz-Teichsimse *Schoenoplectus tabernaemontani* im Südosten des Sees im Flachwasser auf, recht häufig entlang der Uferlinie und meist in Kontakt zu Salzwiesenvegeta-

tion findet sich daneben die Einspelzige Sumpfbirse *Eleocharis uniglumis*.

Salzwiesenvegetation findet sich entlang der gesamten Uferlinie des Gewässers, doch bleiben artenreiche und naturnäher ausgebildete Bestände auf das ansonsten von Schilf-Röhricht geprägte Südufer des Lüttmoorsee beschränkt. Hier konnten sowohl Bestände der Oberen als auch der Unteren Salzwiese angetroffen werden, die vielfach miteinander verzahnt und selten auch in typischer Zonierung auftraten. Bezeichnende Arten waren u.a. Salz-Binse *Juncus gerardii*, Milchkraut *Glaux maritima*, Salz-Schuppenmiere *Spergularia salina*, Gewöhnlicher Salzschwaden *Puccinellia distans*, Andel *Puccinellia maritima*, Kurzähren-Queller *Salicornia europaea*, Einspelzige Sumpfbirse, Strandsimse und Strand-Aster *Aster tripolium*. Bemerkenswert ist das Auftreten der nach der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holstein (MIERWALD & BELLER 1990) vom Aussterben bedrohten Behaarten Dornmelde *Bassia hirsuta* (RL 1) sowie der gefährdeten Arten Salz-Wasserhahnenfuß *Ranunculus aquatilis* ssp. *baudotii* (RL 3), Strand-Segge *Carex extensa* (RL 3), Entferntährige Segge *Carex distans* (RL 3), Kleines Tausendgüldenkraut *Centaureum pulchellum* (RL 3) und Sumpf-Dreizack *Triglochin palustre* (RL 3). Die ufernah entwickelte Salzvegeta-

tion am Ostufer ist durch Aussüßungserscheinungen deutlich an Salzgeigern verarmt und lässt sich demnach als „Ausgesüßte Salzwiese“ typisieren. Neben einigen bereits oben genannten Arten ist vor allem das Vorkommen der stark gefährdeten Laugenblume *Cotula coronopifolia* (RL 2) hervorzuheben. Am Westufer treten Salzwiesen-Bestände nur abschnittsweise in schmalem Saum rückwärtig zum Uferföhricht auf.

Eine **Schwimtblattzone** existiert nicht.

Eine **Tauchblattzone** ist am Lüttmoorsee vor allem am Süd- und Ostufer bis in Wassertiefen von 0,3 m ausgebildet, wobei die häufigste Art das Kamm-Laichkraut *Potamogeton pectinatus* war. Der Sumpfteichfaden *Zannichellia palustris* war vor allem in den Flachwasserbereichen bis 0,1 m Wassertiefe am beweideten Ostufer häufiger anzutreffen. Als weitere Art fand sich zerstreut vor allem im Süden und Osten des Sees der gefährdete Salz-Wasserhahnenfuß. Er siedelte meist ufernah bis in 0,15 m Wassertiefe und bildete dann auf den im Laufe des Sommers trockenfallenden Flächen Landformen aus. Am Westufer fanden sich Tauchblattarten nur punktuell, sie wuchsen in Flachwasserbereichen in Lücken, die der Röhrichtgürtel aufwies.

Armleuchteralgen traten nicht auf.

Die Ufervegetation des Lüttmoorsee unterlag seit der Eindeichung einer starken Veränderung (vgl. auch WOLFRAM et al. 1998). So sind die ehemals ausgedehnten Salzwiesen-Bestände infolge der kontinuierlichen Entsalzung des Kooges zunehmend floristisch verarmt und von schwach salzbeeinflussten Grünlandgesellschaften abgelöst worden. Die Beweidung der östlichen Uferabschnitte verhindert bislang ein Aufkommen von Röhricht-Beständen. Darüber hinaus ist insbesondere das Ostufer von Erosion durch Wellenschlag betroffen. Über weite Abschnitte finden sich hier lückige, inselhafte Bestände, die sich in Zukunft kontinuierlich verlagern und auflösen werden. Am weitgehend ungenutzten Südufer haben sich hingegen Schilf-Röhrichte stark ausbreiten können.

Aufgrund der besonderen Standortbedingungen im Koog sind die im vorliegenden Gutachten als Salzwiese bezeichneten Vegetationsbestände strukturell und floristisch nur eingeschränkt mit naturnahen Salzwiesen-Beständen der Vorländereien vergleichbar.

Insgesamt gesehen ist die Vegetation des Lüttmoorsee von mittlerer Bedeutung.

Freiwasser

Das Untersuchungs-jahr war gekennzeichnet durch starke Niederschläge im Frühsommer und einer sich anschließenden sehr trockenen Periode, in der die Verdunstung den Stoffhaushalt stark beeinflusste. Dies zeigt der ansteigende Verlauf der Chloridkonzentrationen (Abbildung 17), die biologisch nicht in nennenswerter Menge umgesetzt werden und gegenläufig zur Seespiegelhöhe verlaufen. Den in den Monaten Mai bis August gefallenen Niederschlägen von 294 mm standen Verdunstungsmengen von 400 mm gegenüber.

Aufgrund seiner sehr geringen Tiefe bildet sich im Lüttmoorsee keine sommerliche Temperaturschichtung aus.

Der Lüttmoorsee weist mit Chloridgehalten von 564 mg/l im April und 928 mg/l im September (Praktischer Salzgehalt durchschnittlich 1,3 PSU, beta-oligohaline Salzgehaltszone), Sulfatgehalten von 86 bis 110 mg/l und einer Leitfähigkeit von 228 mS/m (Frühjahr) einen schwach brackigen Charakter auf. Gegenüber dem Nordseewasser südlich Süderoogsand (29 PSU) ist jedoch deutlich eine Aussüßung erkennbar.

Die Magnesiumkonzentration (35 mg/l) lag im Vergleich mit schleswig-holsteinischen Seen deutlich über dem Durchschnitt (Abbildung 4), während die Calciumkonzentration mit 48 mg/l geringer war. Die Pufferung war nur im April und September mit einer Säurekapazität von 3,5 mmol/l hoch, in den Sommermonaten lagen die Werte bei durchschnittlich 2,2 mmol/l, so dass sich pH-Werte von 9,2 bis 9,8 aufgrund einer hohen Primärproduktion einstellen konnten. Die hohe Planktondichte zeigte sich dabei auch mit einer mittleren Chlorophyll a-Konzentration von 450 µg/l.

Die Gesamtstickstoffkonzentration war schon im April mit 5,0 mg/l sehr hoch und stieg im Verlauf des Sommers weiter bis auf 13 mg/l an (Abbildung 17). Nitrat konnte nie nachgewiesen werden, die übrigen anorganischen Stickstofffraktionen waren ebenfalls nur in sehr geringen Konzentrationen vorhanden. Der größte Teil des Stickstoffs war somit organisch gebunden und folgte dem Verlauf der Chlorophyllkonzentration.

Die Gesamtphosphorkonzentrationen (Abbildung 17) im Lüttmoorsee waren sehr hoch. Sie lagen im April bereits bei 0,49 mg/l und erreichten bis September extrem hohe Konzentrationen bis 1,2 mg/l. Anorganischer Phosphor war an allen Messtagen in geringer Konzentration (höchstens 0,01 mg/l P) vorhanden. Phosphor lag also wie der Stickstoff ganz

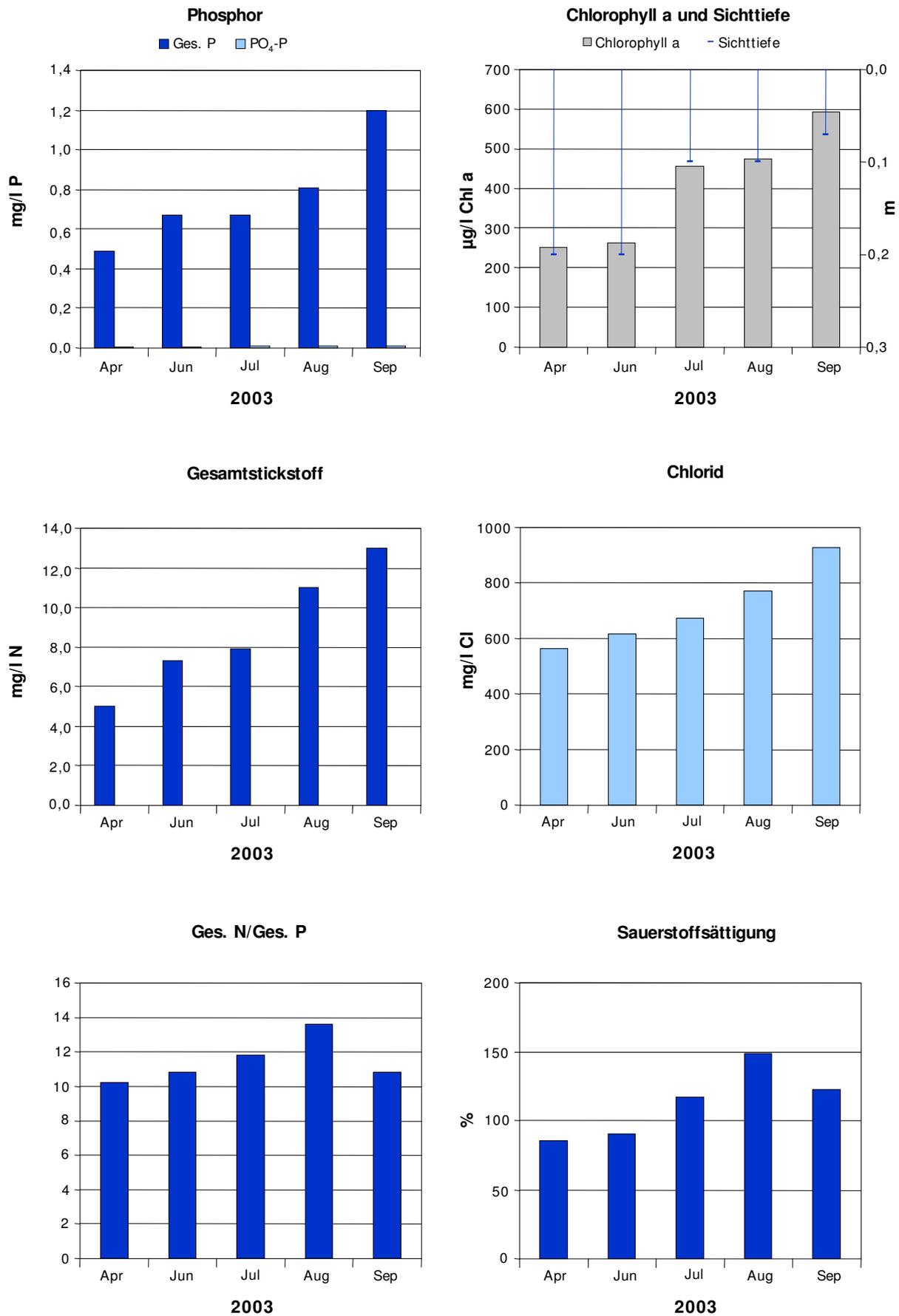


Abbildung 17: Gesamtphosphor und Phosphat (mg/l), Chlorophyll a (µg/l) und Sichttiefe (m), Gesamtstickstoff (mg/l), Chlorid (mg/l) sowie das N/P-Verhältnis und Sauerstoffsättigung (%) in 1 m Tiefe im Lüttmoorsee 2003

überwiegend in organischer Form vor und folgte ebenfalls dem Verlauf der Chlorophyllkonzentration. Das N/P-Verhältnis (Abbildung 17) lag zwischen 11 und 14, so dass unklar ist, welcher Nährstoff hier möglicherweise produktionsbegrenzend für das Phytoplankton im See ist. Die hohen Phytoplankton-biovolumina deuten jedoch eher darauf hin, dass beide Nährstoffe im Überschuss vorlagen und keine limitierende Wirkung auf das Phytoplanktonwachstum ausübten. Wegen des trüben Wasser und der somit geringen Sichttiefen war wohl vor allem das geringe Unterwasserlichtangebot der begrenzende Faktor. Aufgrund der geringen Seetiefe war im grundnahen Bereich jeweils zum Zeitpunkt der Probenentnahme ausreichend Sauerstoff vorhanden und somit interne Phosphorfreisetzung aus dem Sediment eher von geringer Bedeutung. Allerdings war kein Nitrat im Wasserkörper vorhanden, so dass bei Sauerstoffmangel, wie er nachts und lokal zwischen den Pflanzen wahrscheinlich ist, Bedingungen eintreten konnten, die eine Freisetzung von Phosphor begünstigen. Zudem ist es zu einer Nährstoffaufkonzentration infolge von Verdunstung gekommen. Möglicherweise haben die starken Niederschläge im Mai und Juni noch zusätzlich zu Einschwemmungen von Nährstoffen aus den nährstoffreichen Marschböden geführt, es ist jedoch keine Verdünnung des Seewassers erfolgt.

Auffällig war die sehr hohe Konzentration an organischem Kohlenstoff (TOC) des Sees, die den Sommer über Werte von 74 bis 92 mg/l erreichte. Trotzdem waren nur im Juni Zehrungsaktivitäten anhand einer untersättigten Sauerstoffkonzentration von lediglich 90 % sichtbar. Möglicherweise war hierfür der vorangegangene Zusammenbruch einer Algenblüte verantwortlich, während durch geringes Windaufkommen der nötige Sauerstoffeintrag aus der Luft verzögert wurde. Sonst zeigten Sauerstoffsättigungen von 117 bis 149 % die hohe Produktivität des Gewässers an.

Gelöste Kieselsäure, von essentieller Bedeutung für den Stoffwechsel der Kieselalgen, war immer in sehr hohen Konzentrationen von 10,7 (April) bis 26,6 mg/l SiO₂ (September) vorhanden. Anscheinend waren hier gute Rücklösungsbedingungen für Sili-cium aus dem Sediment gegeben.

Der Lüttmoorsee ist hoch produktiv. Daher lagen die Sichttiefen nur zwischen 0,1 und 0,2 m und die Chlorophyll a-Konzentrationen waren mit Werten zwischen 250 µg/l und 590 µg/l extrem hoch (Abbildung 17).

Das **Plankton** im Lüttmoorsee wurde im Auftrag des Landesamtes von KLS (2004) untersucht. Die folgenden Ausführungen basieren auf dem Bericht.

Insgesamt wurden im Untersuchungszeitraum 82 **Phytoplankton**-Taxa bestimmt. Die drei artenreichsten Gruppen waren hierbei Chlorophyceen (Grünalgen) mit 28 Taxa, Cyanobakterien (Blaualgen) mit 27 Taxa sowie die Bacillariophyceen (Kieselalgen) mit 13 Taxa.

An allen Untersuchungsterminen dominierten vor allem Cyanobakterien, die mit mehreren Gattungen vertreten waren und Chlorophyta. Die Zusammensetzung des Phytoplanktons im Jahresverlauf ist in Abbildung 18 dargestellt.

Im April wurde das Biovolumen (13,6 mm³/l) hauptsächlich durch Blaualgen (48 %) und Grünalgen (43 %) gebildet. Die zu dieser Jahreszeit für das Seenplankton typische Kieselalgenblüte fehlte. Sowohl innerhalb der Blaualgen als auch innerhalb der Grünalgen dominierten ausschließlich Arten aus kugeligen (coccalen) Zellverbänden. Bei den Blaualgen handelte es sich hauptsächlich um die chroococcalen Arten *Woronichinia compacta* (52 %) und *Aphanocapsa delicatissima* (25 %) beteiligt. Bei den Grünalgen trug *Monoraphidium arcuatum* mit 70 % zum Biovolumen bei.

Im Juni war der Anteil der Blaualgen am Biovolumen (5,4 mm³/l) auf 56 % gestiegen. Dominant war die stickstofffixierende *Anabaenopsis elenkinii* (40 %). Erneut vorhanden waren *Woronichinia compacta* (23 %) und *Monoraphidium arcuatum* (54 %), begleitet von Chlorophyceen der Gattung Scenedesmus.

Im Juli betrug das Gesamt-Biovolumen 18,1 mm³/l, wobei der Anteil von Blau- und Grünalgen wiederum etwa gleich war (45 %). Innerhalb der Blaualgen dominierte nun die Gattung *Aphanocapsa*, neben der fadenförmigen Art *Planktolyngbya contorta*, während die Grünalgen wie im Juni hauptsächlich durch *Monoraphidium arcuatum* sowie *Pediastrum boryanum* vertreten waren. Daneben waren noch Conjugatophyceen der Gattung *Cosmarium* mit nennenswertem Biovolumen (8 %) beteiligt.

Im August war das Biovolumen mit 46,6 mm³/l stark angestiegen und wurde zu 89 % von Blaualgen, in der Hauptsache die brackwassertolerante Art *Planktolyngbya contorta*, bestimmt.

Auch im September stellten wieder Blaualgen (80 %) den größten Anteil des leicht zurückgegangenen Biovolumens (32,1 mm³/l). Diesmal waren Arten der Ordnung *Oscillatoriales*, darunter auch wieder *Planktolyngbya contorta*, zu 60 % beteiligt. Daneben waren u.a. immer noch Arten der Gattung *Aphanocapsa* sowie *Monoraphidium arcuatum* vorhanden.

Insgesamt sind hier sowohl die sommerlich extrem hohen Gesamt-Biovolumina als auch die ganzjährige Dominanz von Cyanobakterien und das Vorhandensein von kleinen, coccalen Planktern auffällig und zeigen eine hohe Trophie im Lüttmoorsee an.

Im **Zooplankton** des Lüttmoorsees wurden insgesamt Rotatoria (Rädertiere) mit neun Arten und

Copepoda (Ruderfußkrebse) mit einer Art festgestellt.

Ciliaten waren stets vorhanden, wobei ihre Häufigkeit im August und September stark zugenommen hatte. Bei den Rotatorien zeigte sich ein umgekehrter Verlauf: Die häufigsten Arten waren *Notholca cf. squamula* und *Trichocerca cf. marina*.

Die calanoiden Copepoden (filtrierende Ruderfußkrebse) waren nur mit *Eurytemora affinis* vertreten, eine Art, die ihre Hauptverbreitung in den Küstenregionen der Nord- und Ostsee hat. Die Jugendstadien (Copepodite) dieser Art kamen an allen Untersuchungsterminen in mittlerer Häufigkeit vor. Nauplien waren im Sommer stets häufig zu finden.

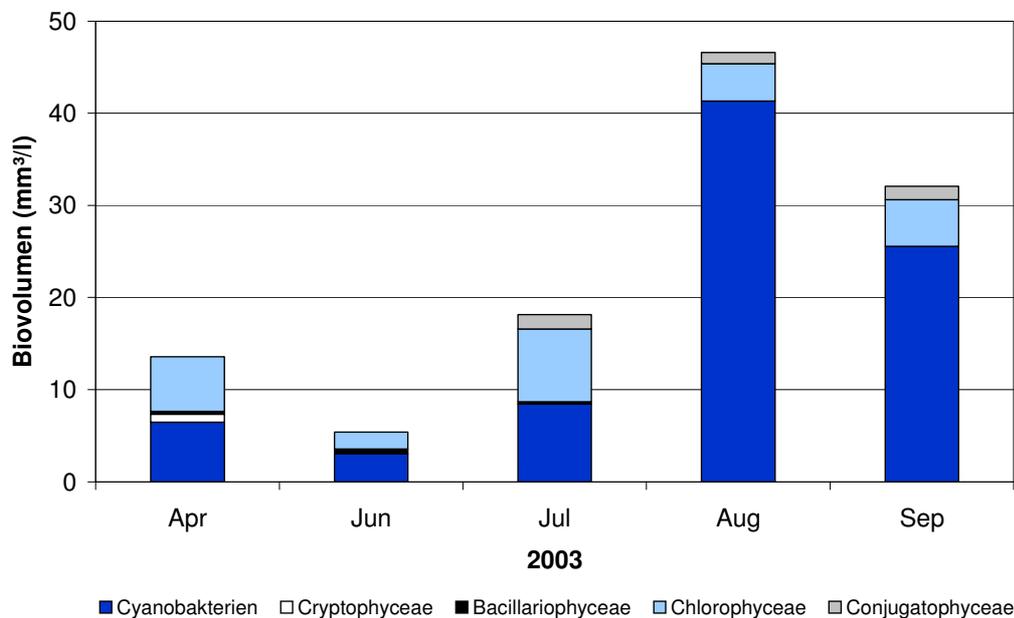


Abbildung 18: Biovolumina der dominierenden Phytoplanktongruppen (mm³/l) im Lüttmoorsee 2003

Darüber hinaus waren Thekamöben (Schalenamöben), harpacticoiden Copepoden (bodenlebende Ruderfußkrebse), Nematoden (Fadenwürmer), Oligochaeten (Wenigborster) sowie stets Ciliaten (Wimpertierchen) und aus der Gruppe der planktischen Crustaceen eine Mysidaceen-Art (Schwebgarnelen) *Neomysis vulgaris* im Plankton vorhanden.

Insgesamt spiegelt sich der schwach brackige Charakter des Lüttmoorsee deutlich im Artenspektrum des Phyto- und Zooplanktons wider. Das Vorkommen von brackwassertoleranten Blaualgenarten und Kieselalgen der Gattungen *Skeletonema* sowie der Zooplankter *Eurytemora affinis* und *Neomysis vulgaris* entspricht den vorgefundenen Salzgehalts

bedingungen. Die Schwankungen im Salzgehalt sind wahrscheinlich als gering einzuschätzen, da das Phytoplanktonbiovolumen zu mehr als 90% aus Arten gebildet wurde, die als süßwasserliebend (oligohalob) mit geringer Salztoleranz eingestuft werden können. Im Fehlen mariner Dinoflagellaten zeigten sich ebenfalls die niedrighalinen Verhältnisse.

Die Untersuchung der **Fischfauna** des Lüttmoorsee im Zeitraum 1987 bis 1991 (HINZ 1994) ergab einen Fischbestand mit folgenden Arten: Strandgundel, Aalmutter, Sandgrundel, Flunder, Hering, Scholle, Dreistachliger Stichling, Stint, Aal, Fleckengrundel und Zwergstichling.

Seegrund

Das weiche, inhomogene Sediment war schwarz mit beige Einschlüssen und hatte einen erdig-modrigen Geruch. Mit einem Calciumgehalt von 23 g/kg ist es kalkarm. Im Gesamtsediment (< 2000 µm) sowie in der Feinfraktion (< 20 µm) wurden sehr geringe Belastungen mit den Spurenmetallen Chrom, Nickel, Kupfer, Zink, Cadmium, Arsen, Quecksilber und Blei festgestellt.

Im Lüttmoorsee wurden anhand von zwei Transekten in 0,3 und 0,7 sowie 0,3 und 0,8 m Tiefe Benthosproben entnommen. Die tierische Besied-

lung des Sedimentes im Lüttmoorsee wurde im Auftrag des Landesamtes von OTTO (2003) untersucht. Die folgenden Ausführungen sind seinem Bericht entnommen.

Im Lüttmoorsee konnten lediglich 16 Taxa nachgewiesen werden. Dabei handelte es sich, insbesondere bei den Mollusken und Chironomiden, um typische Brackwasserarten bzw. Arten, die salinen Einfluss tolerieren. Dominierend waren die Oligochaeten (Wenigborster), wobei die meisten Organismen zur Familie Tubificidae (Schlammröhrenwürmer) gehören. Unter ihnen erreichte *Limnodrilus* sp. hohe

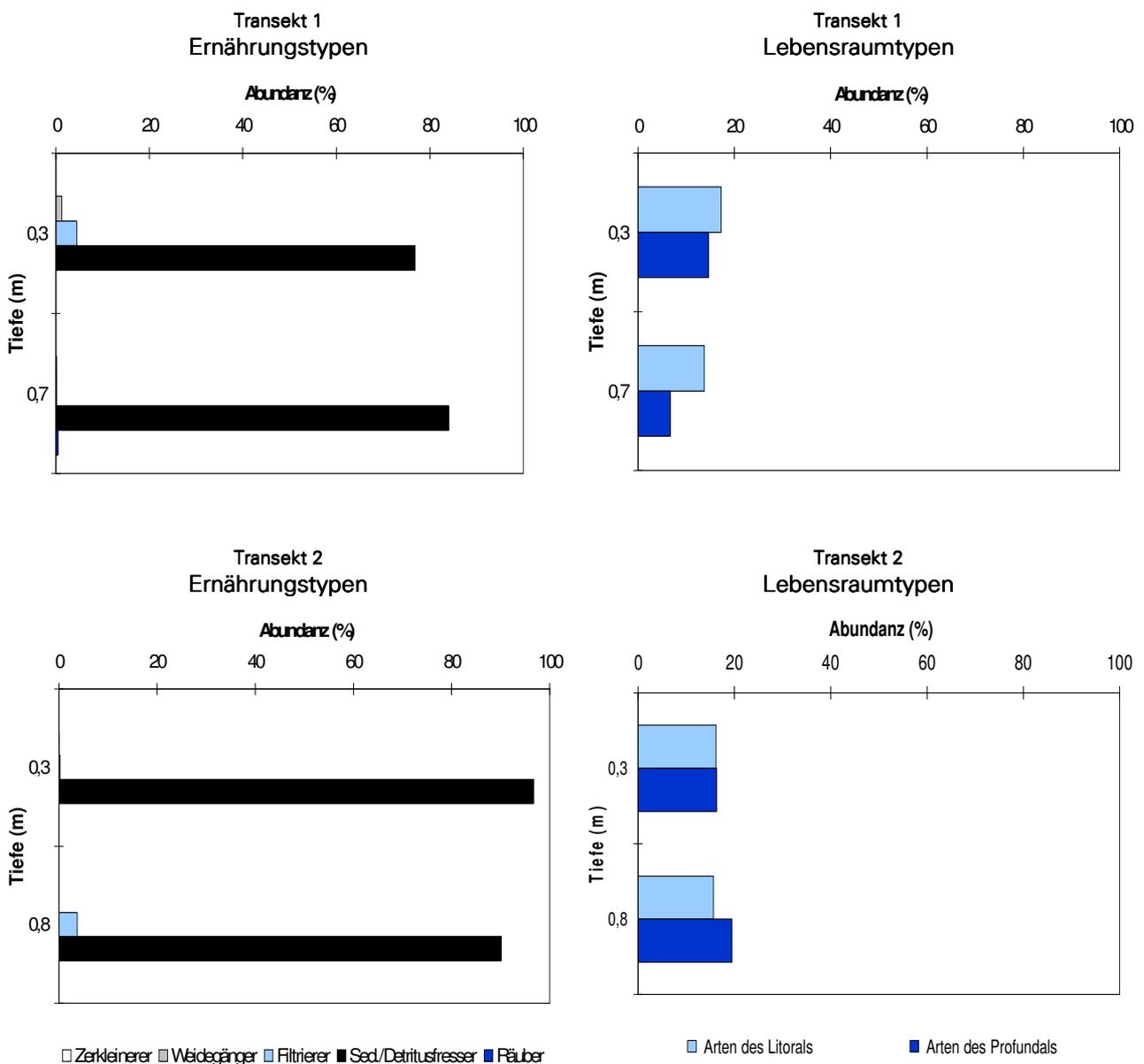


Abbildung 19: Benthos des Lüttmoorsee; Prozentuale Anteile der wichtigsten Ernährungstypen (links) sowie litoraler und profundaler Anteil (rechts) an der Gesamtzönose in den untersuchten Tiefen der zwei Transekte im Lüttmoorsee 2003

Dichten mit bis zu 13800 Tieren/m², *Limnodrilus hoffmeisteri*, der in produktiven Gewässern Massenvorkommen zeigt, kam mit 2500 Tieren/m² vor. Bemerkenswert ist, dass in diesem flachen See außerdem in geringen Dichten (940 Tieren/m²) die Zuckmückenlarve *Chironomus plumosus* vorkam. Begünstigt wurde dies durch die Substratverhältnisse und ihre Toleranz gegenüber Brackwasser. Die Untersuchungstiefen und die Transekte zeigten keine wesentlichen Unterschiede in ihrer Besiedlung (Abbildung 19). Ebenso ist hinsichtlich der Zonierung keine eindeutige Einteilung der profundalen oder litoralen Verhältnisse möglich (Abbildung 19).

Insgesamt gesehen war das Benthos des Lüttmoor-sees artenarm. Eine Bewertung im Sinne von THIE-NEMANN (1922) erscheint aufgrund der geringen Tiefe und der salinen Verhältnisse nicht sinnvoll, die gefundenen Taxa lassen jedoch auf nährstoffreiche Verhältnisse schließen

Nutzung des Sees und seines Einzugsgebietes

Der Lüttmoorsee liegt im 3.350 ha großen Naturschutzgebiet Beltringharder Koog, der 1987 entstanden und seit 1992 Naturschutzgebiet ist. Darüber hinaus ist er RAMSAR-Gebiet, vorgeschlagenes EU-Vogelschutzgebiet und Bestandteil des FFH-Gebietes „Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete“ (DE 0916-391).

Seit 1998 wird der **Koog** von der Naturschutzstation des Staatlichen Umweltamtes Schleswig im Holmer Siel verwaltet. Die größte Fläche des Kooges dient als Brut- und Raststätte für Vögel. Die Anzahl der Brutvögel im Koog ist bis zum Jahr 2003 auf knapp 10.000 Paare gestiegen. Etwa 3.500 Paare davon sind Arten der Roten Liste für Brutvögel in Schleswig-Holstein. 94 verschiedene Arten brüten in dem Naturschutzgebiet. Die durch die Eindeichung verloren gegangenen Salzwiesen werden außendeichs mit Landgewinnungsmaßnahmen neu geschaffen.

Nach Beendigung der Ausbaumaßnahmen wurde der Lüttmoorsee weitgehend sich selbst überlassen.

Das an die **Ufer** angrenzende Feuchtgrünland im Norden und Osten des Sees wird gezielt als Nahrungsfläche für Enten und Gänse und als Brutgebiet für Wiesenvögel entwickelt. Es findet dort eine extensive Pflegebeweidung (0,5 Rinder/ha) statt. Da die genannten Vogelarten offenes und sehr nasses Grünland benötigen, wird das Wasser im Feuchtgrünland soweit wie möglich gestaut, so dass die Flächen im Winter unter Wasser stehen. Im Frühjahr wird der Wasserstand bis auf Geländehöhe abgesenkt, im Sommer sinkt der Wasserstand durch Verdunstung weiter ab.

Das **Einzugsgebiet** des Sees wird zu drei Vierteln durch die Seefläche und einem Viertel durch Grünland eingenommen. Es ist unbewohnt. Im Südwesten befindet sich ein großer Parkplatz mit einigen Gebäuden, wie Garagen, Hallen und einem Kiosk. Das mittels einer Kleinkläranlage gereinigte **Abwasser** der sanitären Anlagen der vorhandenen Gebäude (s.o.) wird hinter dem Nachklärteich abgepumpt und nach Süden Richtung Lüttmoorsiel abgeleitet und belastet den Lüttmoorsee somit nicht.

Belastungssituation des Sees

Aufgrund der Flächennutzung im Einzugsgebiet sowie der Niederschlagbeschaffenheit werden im Folgenden die Einträge der Nährstoffe Phosphor und Stickstoff in den Lüttmoorsee grob abgeschätzt (Tabelle 7).

Die Einträge aus dem Einzugsgebiet und durch Niederschlag lagen insgesamt bei 133 kg/a Phosphor und bei etwa 3,8 t/a Stickstoff. Als Hauptquelle (94 %) für die Phosphorbelastung ist der Nährstoffaustrag aus den nährstoffreichen Marschböden anzusehen. Bezogen auf die Seefläche liegt die Phosphorbelastung aufgrund des sehr kleinen Einzugsgebietes jedoch mit 0,05 g/a·m² weit unter dem schleswig-holsteinischen Durchschnitt (0,6 g/a·m²).

Eine weitere bisher nicht berücksichtigte Phosphorquelle ist sicherlich der Kot der Brut- und Rastvögel (siehe oben).

Tabelle 7: Einträge von Phosphor und Stickstoff in den Lüttmoorsee aus verschiedenen Quellen (Abschätzung gemäß Kapitel Auswertungsmethoden)

Flächennutzung	(ha) bzw.	(kg/ha-a) P	Phosphoreintrag	(kg/ha-a) N	Stickstoffeintrag
	Stück	bzw. (kg/GVE-a) P		(kg/a)	
Grünland Marsch	78	1,5	117	12	938
Großvieheinheiten	39	0,2	8	0,9	35
Siedlung	0,1	0,75	0	13	1
Gewässer	276		0		0
sonstiges	9		0		0
Summe (ha)	363		125		975

Niederschlag auf die Seefläche	277	0,03	8	10,2	2815
--	-----	------	----------	------	-------------

Gesamteintrag in den See	Phosphor	Stickstoff
Summe (kg/a)	133	3790
bezogen auf die Seefläche (g/a·m ²)	0,05	1
Gesamtaustrag aus dem Landeinzugsgebiet (kg/a·ha Landfläche) (ohne Niederschlag auf die Seefläche)	1,44	11

Anhand der ermittelten Phosphoreinträge lässt sich nach VOLLENWEIDER & KERKES (1980) unter Einbeziehung der Seebeckengestalt und des

Wasseraustausches die zu erwartende Phosphor-Konzentration im See abschätzen:

$$P_E = \frac{L * T_w}{z(1 + \sqrt{T_w})}$$

P_E	:	= erwartete Phosphor-Konzentration im See (mg/l)
L	:	0,05 = jährliche Phosphor-Belastung pro Seefläche (g/a·m ²)
T_w	:	1,7 = theoretische Wasseraufenthaltszeit (a)
z	:	0,7 = mittlere Tiefe des Sees (m)

$$P_E = \frac{0,05 * 1,7}{0,7 (1 + \sqrt{1,7})} = \mathbf{0,05 \text{ mg/l P}}$$

Die nach VOLLENWEIDER zu erwartende Phosphorkonzentration im See liegt mit 0,05 mg/l P weit unter der gemessenen Konzentration von 0,49 mg/l P im April, zudem stiegen die Phosphorkonzentrationen zum Sommer hin auch noch stark an. Als mögliche Ursachen hierfür sind Einträge

durch das starke Vogelaufkommen und Einschwemmungen von Nährstoffen in Betracht zu ziehen. Zudem fiel im Laufe des Sommers der Wasserstand im See erheblich, so dass es sicherlich auch zu einer Aufkonzentration der Nährstoffe in dem ohnehin sehr flachen Gewässer gekommen ist.

Bewertung

Der durch Eindeichung des ehemaligen Nordseevorlandes geschaffene, künstliche Lüttmoorsee hat sich seit seiner Entstehung zu einem oligohalinen (beta-oligohaloben) Flachsee mit einer mittleren Wassertiefe von 0,7 m entwickelt. Sein Wasserkörper ist daher externen Faktoren wie Wind, Lufttemperatur und Niederschlag stark ausgesetzt.

Die sehr geringen Sichttiefen und die damit verbundene geringe Tiefenausdehnung submerser Vegetation kennzeichnen den Lüttmoorsee als hypertrophes Gewässer.

Wie am Holmer See unterlag auch die Ufervegetation des Lüttmoorsees seit der Eindeichung einer starken Veränderung. So sind die ehemals ausgedehnten Salzwiesen-Bestände infolge der kontinuierlichen Entsalzung des Kooges zunehmend floristisch verarmt und von schwach salzbeeinflussten Grünlandgesellschaften, mit einigen gefährdeten Arten, abgelöst worden. Insgesamt gesehen besitzt die Vegetation des Lüttmoorsees mittlere Bedeutung, aus ornithologischer Sicht dürfte der Wert des Gewässers allerdings deutlich höher einzuschätzen sein.

Die Hauptnährstoffe Phosphor und Stickstoff lagen schon im Frühjahr in sehr hohen Konzentrationen vor und stiegen im Verlauf des Sommers noch weiter an. Die Nährstoffe können durch die geringe Tiefe des Gewässers und die gute Winddurchmischung sehr effektiv umgesetzt werden. Extrem hohe Chlorophyllwerte und die Dominanz von Blaualgen innerhalb der Phytoplanktongemeinschaft bereits ab dem Frühjahr kennzeichnen den See ebenfalls als hypertrophes Gewässer.

Die Zooplanktongemeinschaft des Lüttmoorsees war aufgrund des Salzeinflusses ausgesprochen artenarm und nicht in der Lage das Algenwachstum zu kontrollieren. Zudem war auffällig, dass Cladoceeren im Lüttmoorsee ausnahmslos fehlten.

Das Zoobenthos des Lüttmoorsees war artenarm und durch Brackwasserarten bzw. Arten, die salinen Einfluss tolerieren, geprägt.

Nach den Kriterien der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 1998) ist der gegenwärtige Zustand des Lüttmoorsees hypertroph. Eine Bewertung des Ist-Zustandes ist jedoch nach dieser Richtlinie nicht möglich, da der Referenzzustand unklar ist. Es ist aber anzunehmen, dass der potenziell natürliche Zustand des Lüttmoorsees aufgrund des nährstoffreichen Marschbodens im poly- bis hypertrophen Bereich liegt. Dabei ist zu berücksichtigen, dass der See erst vor knapp 20 Jahren entstanden ist und

somit noch nicht so stark anthropogen überprägt sein kann.

Empfehlungen

Der Lüttmoorsee ist ein künstliches Gewässer mit hohen Nährstoffeinträgen, bedingt durch seine Lage in der Marsch.

Gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie ist für ihn ein gutes ökologisches Potenzial anzustreben. Dieses berücksichtigt die bei der Schaffung des Sees angestrebten spezifischen Nutzungen des Sees und seines Einzugsgebietes.

Der 3350 ha große Beltringharder Koog wurde nach Deichschluss als Naturschutzgebiet ausgewiesen und auf der Grundlage von umfangreichen ökologischen Begleituntersuchungen gestaltet und zielgerichtet im Sinne eines Ausgleichs für die Eindeichung optimiert. Die Interessen des Naturschutzes werden inzwischen über die Festlegungen des Planfeststellungsbeschlusses hinaus berücksichtigt. Maßnahmen zur Pflege und Weiterentwicklung dauern noch an und werden von einer Arbeitsgruppe gelenkt. Der „Pflegeplan NSG Beltringharder Koog - 1995“ weist für das Südufer des Lüttmoorsees die „freie Sukzession“ der Flächen aus, während für das Ostufer eine ganzjährige extensive Beweidung mit Rindern durchgeführt werden soll. Dies dient auch der Freihaltung von Nahrungs- und Brutbiotopen für Wiesenvögel und Gänse. Insbesondere bei Landunter der Vorländer der Hamburger Hallig sind hier große Vogelbestände zu erwarten. Eine Empfehlung für weitere Maßnahmen erscheint derzeit nicht erforderlich.

Da der See keinerlei Nährstoffeinträge durch Abwasser oder landwirtschaftliche Flächennutzung erhält, entspricht der Zustand des Sees voraussichtlich seinem Entwicklungsziel als Sukzessionsraum und Vogelschutzfläche. Das für die Wasserrahmenrichtlinie zu bestimmende höchste ökologische Potenzial bzw. das nur in geringem Umfang abweichende gute ökologische Potenzial für künstliche Seen ist aber für diesen Gewässertyp noch nicht festgelegt, so dass der Lüttmoorsee zu diesem Zeitpunkt noch nicht endgültig bewertet werden kann.

Daneben gelten die FFH-Ziele für die Köge an der Westküste Schleswig-Holsteins, die eine Erhaltung der Ungestörtheit der Flächen und der größeren Gewässer sowie eine gute Wasserqualität und eine möglichst naturnahe Gewässerdynamik vorsehen. Zusätzlich gibt es unterschiedliche Ziele auf Einzelflächen und für Lebensraumtypen von besonderer Bedeutung.

Rickelsbüller Koogsee (2003)

Topographische Karte (1 : 25.000):	1017/1117
Flusssystem:	Eider
Kreis:	Nordfriesland
Gemeinde:	Rodenäs
Eigentümer:	Land Schleswig-Holstein
Pächter:	Naturschutzverein Wieding-Harde
Lage des oberirdischen Einzugsgebietes:	
Rechtswerte:	347520 - 347875
Hochwerte:	608343 - 608695
Höchster Wasserstand (Abflussjahr 2003, m ü.NN):	1,54
Mittlerer Wasserstand (Abflussjahr 2003, m ü.NN):	1,22
Niedrigster Wasserstand (Abflussjahr 2003, m ü.NN):	0,88
Größe des oberirdischen Einzugsgebietes (km ²):	5,62
Seefläche (km ²):	0,80
Seevolumen (m ³) bei 1,25 m ü.NN:	514.000
Maximale Tiefe (m):	1,1
Mittlere Tiefe (m):	0,6
Uferlänge (km): mit Inseln	10,4
Theoretische Wasseraufenthaltszeit (a):	0,3
(bei einem geschätzten Abfluss von 10 l/(s·km ²))	
Umgebungsarealfaktor (m ² /m ²):	7,0
Umgebungsvolumenfaktor (m ² /m ³):	10,9
Uferentwicklung:	3,3
Hypolimnion/Epilimnion (m ³ /m ³):	-
Mischungsverhalten:	ungeschichtet
Seetyp:	Sondertyp

Entstehung

Durch den Bau des Hindenburgdammes 1927 zwischen dem Festland und der Insel Sylt und durch Landgewinnungsmaßnahmen in den folgenden Jahren wurde in dem Bereich des Rodenäser-Vorlands bis zum Ende des Krieges großflächig neues Vorland gewonnen. Bis 1957 war das Rodenäs-Vorland von einem schmalen Streifen (1925) auf eine Größe von zirka 350 ha (einschließlich Verlandungszone), angewachsen. In den darauf folgenden zwei Jahrzehnten bis zum Deichbau hatten sich weitere 250 ha Vorland entwickelt (PETERSEN 1987). Nach HAGGE (2001) entstand nach der Vordeichung im Vorland von Rodenäs und den angrenzenden Wattgebieten zwischen Emmerleff im Norden und dem Hindenburgdamm im Süden 1980 auf dänischem Gebiet der 1178 ha große Margrethe Koog. 1981/82 wurde südlich der Landesgrenze auf deutschem Gebiet der 534 ha große Rickelsbüller Koog geschaffen. Im Nordwesten des Gebietes liegt in einer Senke auf ehemaligem Wattboden der Rickelsbüller Koogsee, der aufgrund seiner Entstehung und seiner

Nähe zur Nordsee ein Brackwassersee ist. Über Gräben und alte Prielarme ist er mit zwei künstlichen Kleingewässern verbunden, die als Kleientnahmestellen für die Deichabdeckung dienten und jeweils zirka 6 ha groß sind.

Einzugsgebiet und Morphologie des Sees

Der See liegt im Rickelsbüller Koog, ein ehemaliges Gebiet des Wattmeeres und Naturschutzgebiet, nördlich des Hindenburgdammes direkt an der dänischen Grenze (Abbildung 20). Das Naturschutzgebiet wird im Norden durch die deutsch-dänische Grenze, im Osten durch die Westseite des Wirtschaftsweges am alten Landesschutzdeich, im Süden durch den nördlichen Dammfuß des Hindenburgdammes und im Westen durch die seeseitige Krone des neuen Landesschutzdeiches begrenzt (PETERSEN 1987). Die Grenzen des Naturschutzgebietes entsprechen nicht ganz denen des Einzugsgebietes, da die ihm zugewandten Hänge, die aber nicht im Naturschutz miteinbezogen sind, dem Einzugsgebiet zu zuspre-

chen sind. Das Einzugsgebiet des Rickelsbüller Koogsees ist im Verhältnis zu seinem Seevolumen relativ klein (Abbildung 2).

Die Böden im Einzugsgebiet des Rickelsbüller Koogsees bestehen aus schluffigem Ton und tonigem Schluff.

Der See hat sieben Zuläufe, von denen sich fünf am Ostufer, einer am Südufer, und einer am südlichen Westufer befinden sowie einen über ein Wehr geregelten Ablauf zur Nordsee am nördlichen Westufer. Seit dem Deichschluss 1981 ist der Salzwasserzufluss in den Koog unterbrochen (PETERSEN 1987). Dem Koog fließt kein Wasser zu, die angestrebten Wasserstände müssen durch Niederschläge realisiert werden. Das Niederschlagswasser wird den Erfordernissen des Naturschutzes entsprechend

soweit angestaut, wie es für eine Grünlandbewirtschaftung zuträglich ist (PETERSEN 1987). Im Jahr 2003 lag der mittlere Wasserstand bei 1,22 m ü. NN. Die Größe der Wasserfläche und somit auch die der Grünlandflächen ist vom Wasserstand abhängig. Der Seewasserstand schwankte im Abflussjahr 2003 um 66 cm (Abbildung 21). Die theoretische Wasseraufenthaltszeit im Rickelsbüller Koogsee beträgt 0,29 Jahre (3,5 Monate), bei einer zugrunde gelegten Abflusspende von 10 l/s·km².

Der See hat eine dreieckige, gebuchtete Form. Mit einer mittleren Tiefe von 0,6 m ist der See sehr flach. Die maximale Tiefe wird mit 1,1 m im nord-östlichen Teil des Sees erreicht (Abbildung 22). Die Ufer fallen sehr flach ab. An ihnen finden immer noch Veränderungen durch Erosion und Anlagerung statt.

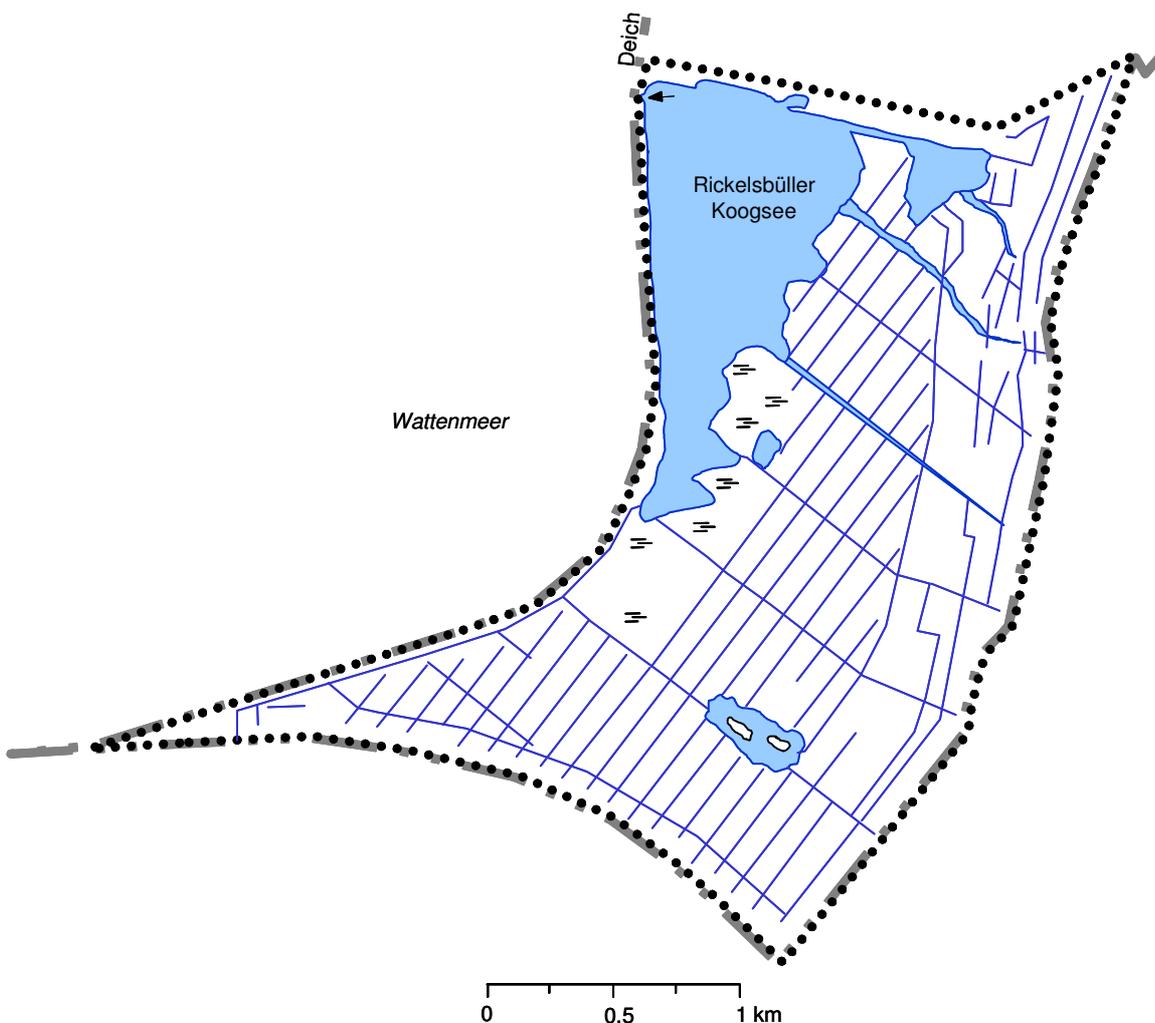


Abbildung 20: Einzugsgebiet des Rickelsbüller Koogsees

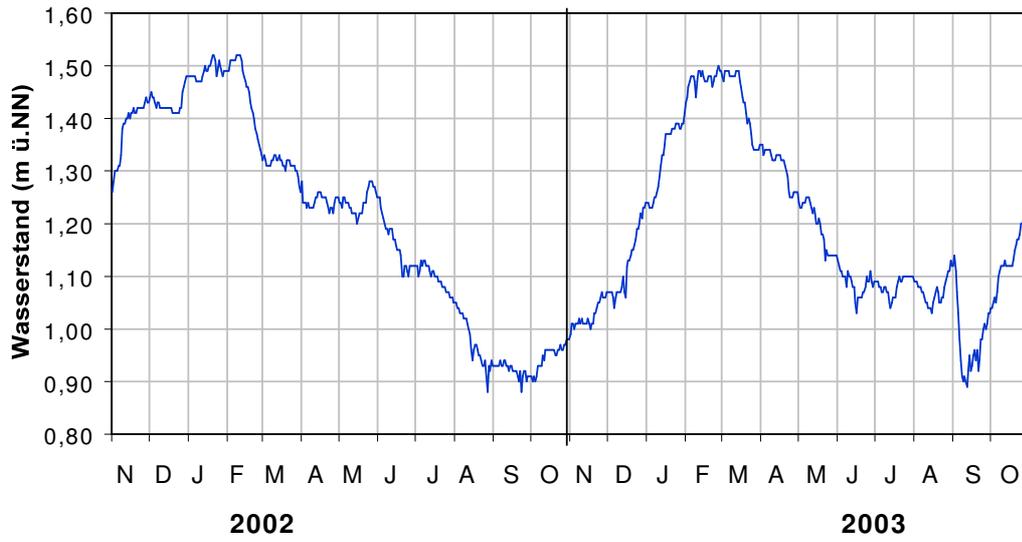


Abbildung 21: Seewasserstände (m ü. NN) im Rickelsbüller Koogsee in den Abflussjahren 2002 und 2003 (Einzelmessungen)

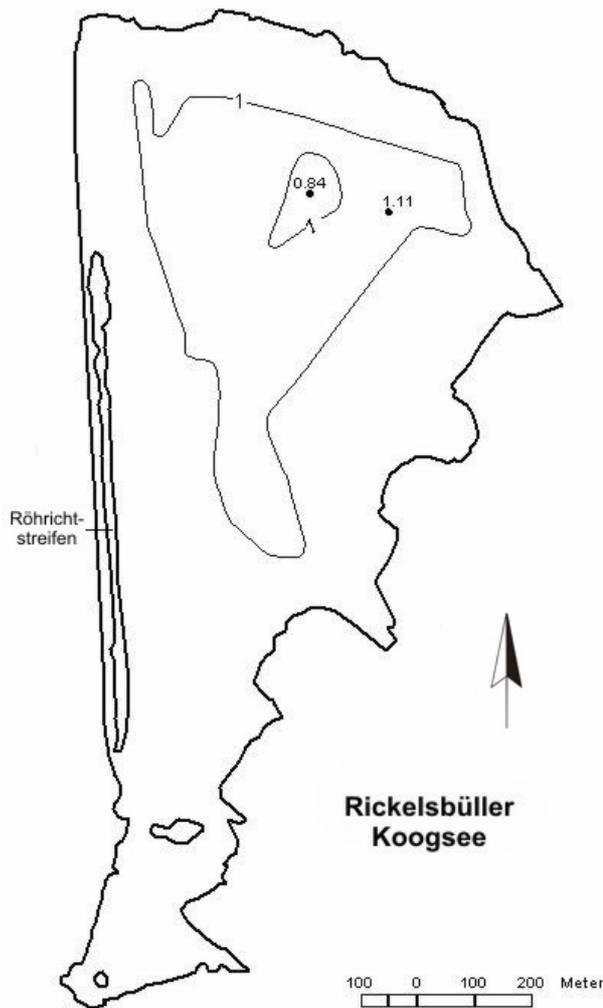


Abbildung 22: Tiefenplan des Rickelsbüller Koogsees

In Abbildung 23 sind die Temperatur-, Niederschlags- und Verdunstungsverhältnisse an den für den Rickelsbüller Koogsee relevanten Messstationen Leck und Klanxbüll sowie das für die Verdunstung errechnete Landesmittel von Schleswig-Holstein (aus bis zu 9 Stationen) dargestellt. In den Monaten März bis September 2003 lagen die mittleren Monatstemperaturen deutlich über dem langjährigen Mittel, während Dezember 2002 sowie Februar und Oktober 2003 deutlich kälter waren. Im Mai 2003 fielen sehr viel höhere Niederschläge als im entsprechenden Monat des langjährigen Mittels. Auch die Monate Juni und Juli 2003 sowie November 2002 wiesen leicht erhöhte Niederschlagsmengen auf. Mit Ausnahme von April, als die Messwerte denen des langjährigen Mittels entsprachen, konnten für die Monate im restlichen Wasserhaushaltsjahr 2002/2003 nur Niederschlagsmengen ermittelt werden, die unter denen des jeweiligen langjährigen

Mittel, lagen. In der Zeit von März bis August 2003, außer im niederschlagsreichen Mai, als die Verdunstung von den Niederschlägen leicht übertroffen wurde, waren die Verdunstungsmengen größer als die Niederschlagsmengen. Eine Umkehrung dieser Verhältnisse zeigte sich im November und Dezember 2002 sowie im Januar, Februar und Oktober 2003. Das langjährige Mittel der Verdunstung wurde in den Monaten November und Dezember 2002 sowie im Januar, Februar und Oktober 2003 unterschritten. Ansonsten wurde es im Wasserhaushaltsjahr 2002/2003 erreicht (Mai) oder überschritten.

Bezogen auf das jeweilige langjährige Mittel war im Bereich des Rickelsbüller Koogsees im Jahre 2003 die durchschnittliche Jahrestemperatur um 0,3 °C erhöht, es fielen 14 % weniger Niederschläge und die Verdunstung lag bei 112 %.

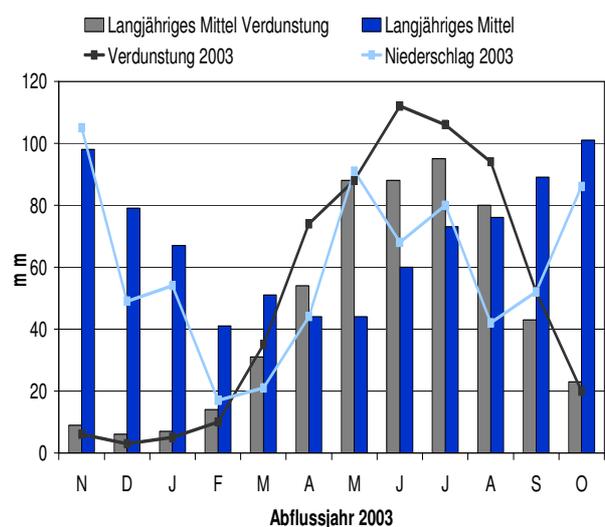
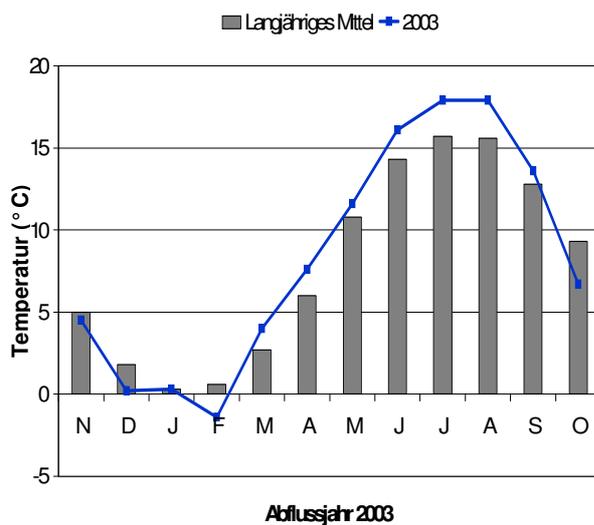


Abbildung 23: Mittlere Monatstemperaturen (Messstation Leck), monatliche Niederschlagshöhen (Messstation Klanxbüll) und monatliche Verdunstungsmengen nach PENMAN (Landesmittel von Schleswig-Holstein errechnet aus bis zu 9 Stationen) im Vergleich zum langjährigen Mittel 1962/90. Daten vom Deutschen Wetterdienst

Ufer

Die Ufervegetation des Rickelsbüller Koogsees im Rickelsbüller Koog wurde im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt von STUHR (2003) grob erfasst. Die folgenden Ausführungen sind seinem Bericht entnommen.

Ufergehölze fehlen an diesem See, mit Ausnahme einzelner Gebüschke von Grau-Weiden *Salix cinerea*, die vor allem im Röhricht am Westufer eingestreut sind.

Die **Röhrichte** sind am Rickelsbüller Koogsee unterschiedlich ausgebildet. Am Süd- und Ostufer fehlen sie an zwei Dritteln der Uferlinie aufgrund von Beweidung. Im Norden und im Süden des Ostufers sind in unbeweideten Bereichen flächige vom Schilf *Phragmites australis* dominierte Bestände entwickelt, in denen als typische Brackwasserart die Strandsimse *Bolboschoenus maritimus* mit wechselnden Deckungsanteilen auftritt. Beide Arten siedeln in diesen Bereichen nur bis ins Flachwasser (0,2 m), sodass sie überwiegend als Landröhricht zu werten sind. Am Nordufer ist ein Röhrichtgürtel mit

Ausnahme von zwei Uferabschnitten (Beweidung) vorhanden. Er erreicht hier Breiten zwischen 5 und 10 m und zum Teil Wassertiefen bis 0,6 m. Auch in ihm ist die vorherrschende Art Schilf und die Strandsimse häufig eingestreut. Das Gewässerufer im Westen direkt am Deichfuß weist mehr oder weniger schmale Bestände mit wechselnden Dominanzen der beiden Röhrichtarten Schilf und Strandsimse auf. In diesen Beständen sind infolge der Beweidung kleinere Lücken entstanden, in denen neben Flutrasenarten auch die Einspelzige Sumpfsimse *Eleocharis uniglumis* als Ersatzröhricht in kleineren Beständen vorkommt. Dem Westufer ist ab dem zweiten Drittel ein weiterer Röhrichtstreifen, der vom Wasser umgeben ist, in einem Abstand von 10 bis 20 m vorgelagert (siehe Abbildung 22). Er wird von Schilf dominiert, ist in der Regel 10 m breit und dringt bis in eine Wassertiefe von 0,5 m vor. Im beweideten Grünland zum Deich hin treten zum Teil sehr große Bestände des nach der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen in Schleswig-Holstein (MIERWALD & BELLER 1990) gefährdeten Sumpfdreizack *Triglochin palustre* auf. Ältere, dicht besiedelte Röhrichtbestände sind auffällig artenarm ausgebildet, die jüngeren sind lückig und weisen im Unterwuchs zahlreiche Arten der Salzwiesen und Grünlandbestände auf, was auf Sukzessionsvorgänge der ungenutzten Bereiche des Kooges hindeutet. Auffällig niedrig ist das Röhricht im Bereich einer unbeweideten Salzwiese am südlichen Ostufer. Hier bleiben die vom Schilf dominierten Bestände auf schmale ufernahe Abschnitte beschränkt. Der gefährdete Tannenwedel *Hippuris vulgaris* bildet am unbeweideten Ostufer auf etwa 50 m Uferlänge lockere Bestände bis in eine Wassertiefe von 0,3 m aus.

Nach HEIM (1985) erschien 1982 das erste Mal Schilf, das wahrscheinlich durch Samenflug eingetragen wurde, im Koog.

Salzwiesen (im eigentlichen Sinne) sind auf das Ost- und Südufer des Gewässers beschränkt. Die Bestände im nördlichen und im zentralen Teil des Ostufers sind kleinflächig in Ufernähe entwickelt und weisen eine starke Tendenz zur „Ausgesüßten Salzwiese“ auf. Bezeichnende Arten dieser Salzwiesen sind beispielsweise Salz-Binse *Juncus gerardii*, Milchkraut *Glaux maritima*, Strand-Aster *Aster tripolium* und Einspelzige Sumpfsimse *Eleocharis uniglumis*. Die Salzwiesen im südlichen Bereich des Rickelsbüller Koogsees sind großflächig und überwiegend typisch ausgebildet. Sie zeichnen sich vor allem durch Arten wie Queller *Salicornia europaea*, Strand-Sode *Sueda maritima* und Salzschwaden-Arten *Puccinellia distans*, *Puccinellia maritima* aus, deren Bestände eng mit den bezeichnenden Arten der Salzwiesen der anderen Uferabschnitte verzahnt auftreten können. Vereinzelt konnten die gefährde-

ten Arten Sumpf-Dreizack und Tannenwedel festgestellt werden.

Eine **Schwimmblattzone** ist im Rickelsbüller Koogsee nicht ausgebildet. Nur am Westufer fanden sich in dem grabenartigen Gewässer innerhalb des Sees (Abbildung 22) zwischen Wasser- und Landröhricht zerstreute Bestände der Kleinen Wasserlinse *Lemna minor*.

Die **Unterwasservegetation** ließ sich nur in spärlicher Ausbildung finden. Am Ostufer wurden in Ufernähe (bis maximal 0,2 m Wassertiefe) verstreut kleine Vorkommen des gefährdeten Salz-Wasserhahnfußes *Ranunculus aquatilis ssp. baudotii* festgestellt. Die Uferbereiche, in denen diese Pflanzen auftraten, fielen im Spätsommer trocken. Im nördlichen Teil des Ostufers konnte ein kleiner, wenige Quadratmeter großer Bestand des Kamm-Laichkrautes *Potamogeton pectinatus*, der bis in eine Wassertiefe von 0,2 m siedelte, beobachtet werden. Sein Wuchsort fiel im Laufe des Sommers ebenfalls trocken. Weitere Vorkommen der Tauchblattvegetation wurden zwischen dem Westufer und dem diesem vorgelagerten Röhrichtstreifen angetroffen. In diesem von Faulschlamm geprägten flachen Bereich fanden sich durchgehend lockere Bestände des Kamm-Laichkrautes bis in eine Wassertiefe von 0,4 m. Außerdem traten hier regelmäßig und meist ufernah eingestreut der Sumpf-Teichfaden *Zannichellia palustris cf. ssp. pedicellata* (bis zirka 0,2 m) sowie im Flachwasser der gefährdete Salz-Wasserhahnfuß auf.

Armleuchteralgen traten nicht auf.

Nach STUHR ist der Rickelsbüller Koogsee ein sehr nährstoffreiches Gewässer in dem die submerse Vegetation weitgehend fehlt. Die mehr oder weniger salzbeeinflussten Bereiche am Ost- und Südufer sind aus botanischer Sicht von Interesse, da sie einige gefährdete Arten aufweisen. Insgesamt gesehen besitzt die Vegetation des Rickelsbüller Koogsees mittlere Bedeutung.

Freiwasser

Der Rickelsbüller Koogsee war durch seine geringe Tiefe und seine windexponierte Lage im Sommer nicht thermisch geschichtet. Das Wasser war im gesamten Untersuchungszeitraum grünlich gefärbt und wies eine starke Trübung auf. Die hieraus resultierenden Sichttiefen lagen lediglich zwischen 8 und 20 cm.

Der Chloridgehalt war im Vergleich zu den Seen des Östlichen Hügellandes deutlich erhöht. Er schwankte zwischen 384 mg/l im Frühling und 788 mg/l im Sommer, entsprechend einem durch-

schnittlichen Praktischen Salzgehalt von 1,05 PSU. Gegenüber dem Nordseewasser an der Messstelle Römö Dyb mit 28,6 PSU lässt sich jedoch eine deutliche Aussüßung erkennen. Die während des Untersuchungszeitraums ansteigende Chloridkonzentration zeigt, dass im See eine Aufkonzentration infolge von Verdunstung stattgefunden hat, da Chlorid biologisch nicht umgesetzt wird. Die Chloridkonzentration verläuft gegenläufig zur Seespiegelhöhe (Abbildung 24). Auch aus Abbildung 23 ist ersichtlich, dass im Sommer 2003 selbst in niederschlagsreichen Monaten die Verdunstungsmengen höher waren als die gefallenen Niederschläge.

Während das Wasser im April eine leichte Sauerstoff-Untersättigung aufwies, wurden im Juni (113 %) und vor allem im Juli (161 %) sehr hohe Sauerstoff-Konzentrationen gemessen (Abbildung 25). Die Chlorophyll a-Konzentrationen lagen auf sehr hohem Niveau, sie betrug im April bereits 155 µg/l und stiegen weiter kontinuierlich an (Abbildung 26). Der pH-Wert lag mit Werten um 8,5 im mäßig basischen Bereich. Durch die sehr gute Pufferung des Gewässers (zwischen 5,3 bis 6,4 mmol/l) und die gleichzeitig ablaufenden Sauerstoff-Zehrungsprozesse, konnte aber einer stärkeren Schwankung des pH-Wertes trotz der hohen Produktion entgegen gewirkt werden. Im August stieg der pH-Wert auf 9,21, während die Chlorophyll a-Konzentration bei 599 µg/l lag. Im September wurde mit 740 µg/l die mit Abstand höchste Chlorophyll a-Konzentration erreicht. Trotz dieser hohen Phyto-

planktondichte konnte weder eine Sauerstoffsättigung noch ein basischer pH-Wert im See registriert werden. Zehrungsprozesse kompensierten also teilweise die Sauerstoffproduktion.

Auffällig hoch waren auch die Konzentrationen des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) im See. Schon im April betrug die TOC-Konzentration 36 mg/l und erreichte im September den Extremwert von 85 mg/l. Ungewöhnlich hohe und ansteigende Werte wurden im Untersuchungszeitraum für die Hydrogencarbonatkonzentration gemessen, insbesondere in den Monaten Juni (378 mg/l), Juli (389 mg/l) und September (384 mg/l). Normalerweise nimmt die Hydrogencarbonatkonzentration durch die Phytoplanktonassimilation während des Sommers ab. Im August reduzierte sich kurzfristig die Hydrogencarbonatkonzentration auf 321 mg/l.

Das Gewässer besaß bedingt durch den salinen Einfluss eine hohe Leitfähigkeit mit Werten zwischen 184 und 323 mS/m. Der Magnesiumgehalt (31 mg/l) lag ebenfalls weit über dem für schleswig-holsteinische Seen typischen Durchschnitt. Mit knapp 66 mg/l war der Calciumgehalt durchschnittlich und zeichnete den Rickelsbüller Koogsee als kalkreiches Gewässer aus. Sehr hohe bis in den September (144 mg/l) kontinuierlich ansteigende Konzentrationen wurden beim Sulfat festgestellt, die durch den mikrobiellen Abbau organischer Reste unter aeroben Bedingungen entstehen können.

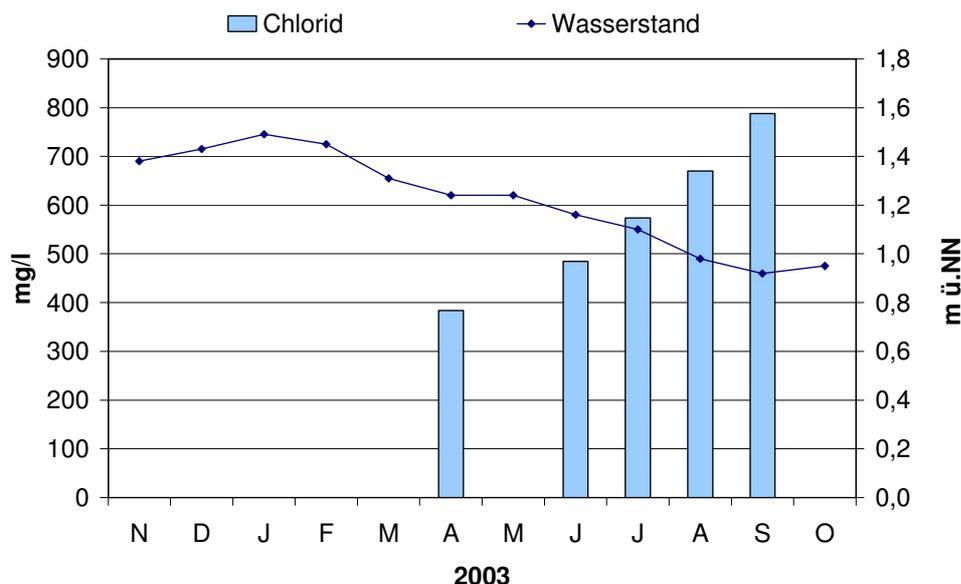


Abbildung 24: Wasserstände und Chloridkonzentrationen des Rickelsbüller Koogsees im Abflussjahr 2003

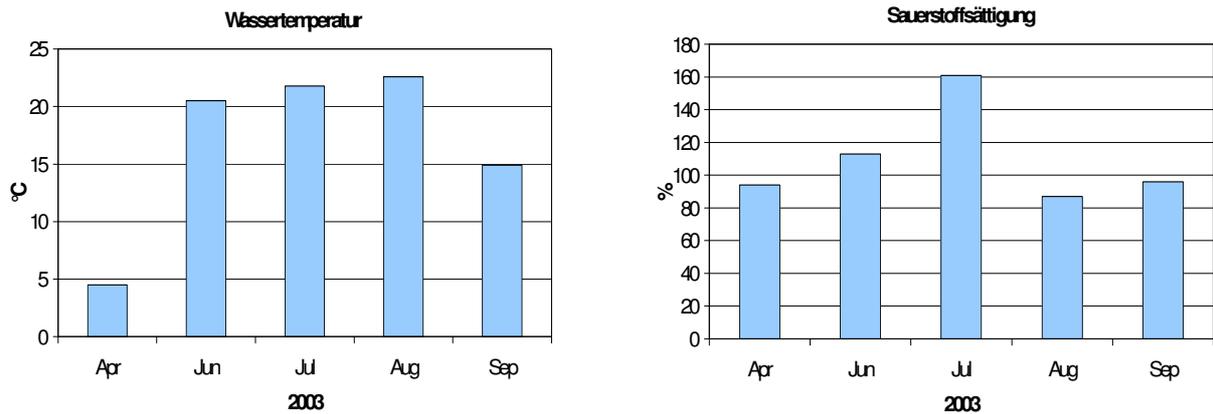


Abbildung 25: Wassertemperatur (°C) und Sauerstoff-Sättigung (%) in 1 m Tiefe im Rickelsbüller Koogsee 2003

Gelöste Kieselsäure, ein wichtiger Nährstoff für Kieselalgen, lag in hohen Konzentrationen zwischen 11,6 mg/l im April und 23,5 mg/l im September vor. Die Lösung von Kieselsäure erfolgt aus dem Sediment entsprechend dem Lösungsgleichgewicht zwischen dem Interstitialwasser des Sediments und dem über der Sedimentoberfläche stehenden Kontaktwasser und wird besonders von der Temperatur, dem pH-Wert (< pH 7,4 starker Anstieg der Si Freisetzung) und dem Alter des biogenen Sediments beeinflusst (RIPPEY 1983 zitiert in SCHWOERBEL 1999).

Schon im Frühjahr und im gesamten darauf folgenden Untersuchungszeitraum wurden die beiden Pflanzenhauptnährstoffe Phosphor und Stickstoff in extrem hohen Konzentrationen festgestellt. Die Konzentration des Gesamtstickstoffs lag im März bei 3,7 mg/l Ges.-N und stieg kontinuierlich, sodass im September 12,0 mg/l Ges.-N erreicht wurden. Nitrat war im gesamten Untersuchungszeitraum nur in Spuren (<0,05 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$) feststellbar, da das im See vorhandene beziehungsweise entstehende Nitrat sofort durch das enorme Phytoplanktonwachstum verbraucht wurde. Die Konzentration von Ammonium lag, bedingt durch Zehrungsprozesse, ab Juni im messbaren Bereich zwischen 0,023 und 0,035 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$. Ammonium wird durch den Abbau stickstoffhaltiger organischer Substanzen freigesetzt, dies tritt unter anderem beim Zusammenbruch von Algenblüten auf. Die im gesamten Untersuchungszeitraum messbaren Nitritkonzentrationen (von 0,0016 mg/l bis 0,0034 mg/l $\text{NO}_2\text{-N}$) weisen auf Nitrifikation im Gewässer hin, bei der Ammonium über Nitrit zu Nitrat oxidiert wird. Insgesamt lag der Stickstoff aber hauptsächlich organisch gebunden vor.

Zum Zeitpunkt der Probenahme im April lag Phosphor mit einer Konzentration von 0,94 mg/l Ges-P im Gewässer vor. Der Gesamtposphorgehalt des Sees war Anfang Juni auf 2,4 mg/l Ges-P und im September auf 3,4 mg/l Ges-P angestiegen. Während des Sommers im Juli und August wurden niedrige Konzentrationen (1,7 bis 1,9 mg/l Ges-P) gemessen. Diese geringeren Messwerte waren vermutlich durch Probleme bei der Probennahme bedingt, da es schwierig ist einem so hoch produktiven Gewässer, eine homogene Wasserprobe zu entnehmen. Der Algennährstoff Phosphat war stets verfügbar. Seine hohen Werte, die von 0,115 mg/l $\text{PO}_4\text{-P}$ im April bis 1,15 mg/l $\text{PO}_4\text{-P}$ im September kontinuierlich anstiegen, deuten zusätzlich auf Nährstofffreisetzung aus dem Sediment hin. Bei Sauerstoffmangel, wie er nachts und lokal zwischen Pflanzen wahrscheinlich ist, konnten Bedingungen eintreten, die eine Freisetzung von Phosphor begünstigen. Es kann aber auch durch starke, gegebenenfalls zeitlich begrenzte, Niederschläge zur Einschwemmung von Nährstoffen aus dem nährstoffreichen Marschboden kommen.

Das N:P Nährstoffverhältnis deutet daraufhin, dass Phosphor immer im Überschuss im See vorhanden war und somit nicht der limitierende Faktor für das Phytoplanktonwachstum war. Wegen der sehr geringen Sichttiefen ist jedoch davon auszugehen, dass das Phytoplanktonwachstum durch die Selbstbeschattung und den dadurch bedingten Lichtmangel limitiert wurde. Im Rickelsbüller Koogsee wurde, wie es charakteristisch für hypertrophe Seen ist, wesentlich mehr Biomasse in der durchlichteten Zone produziert als in der Wassersäule nach dem Absterben wieder abgebaut werden konnte.

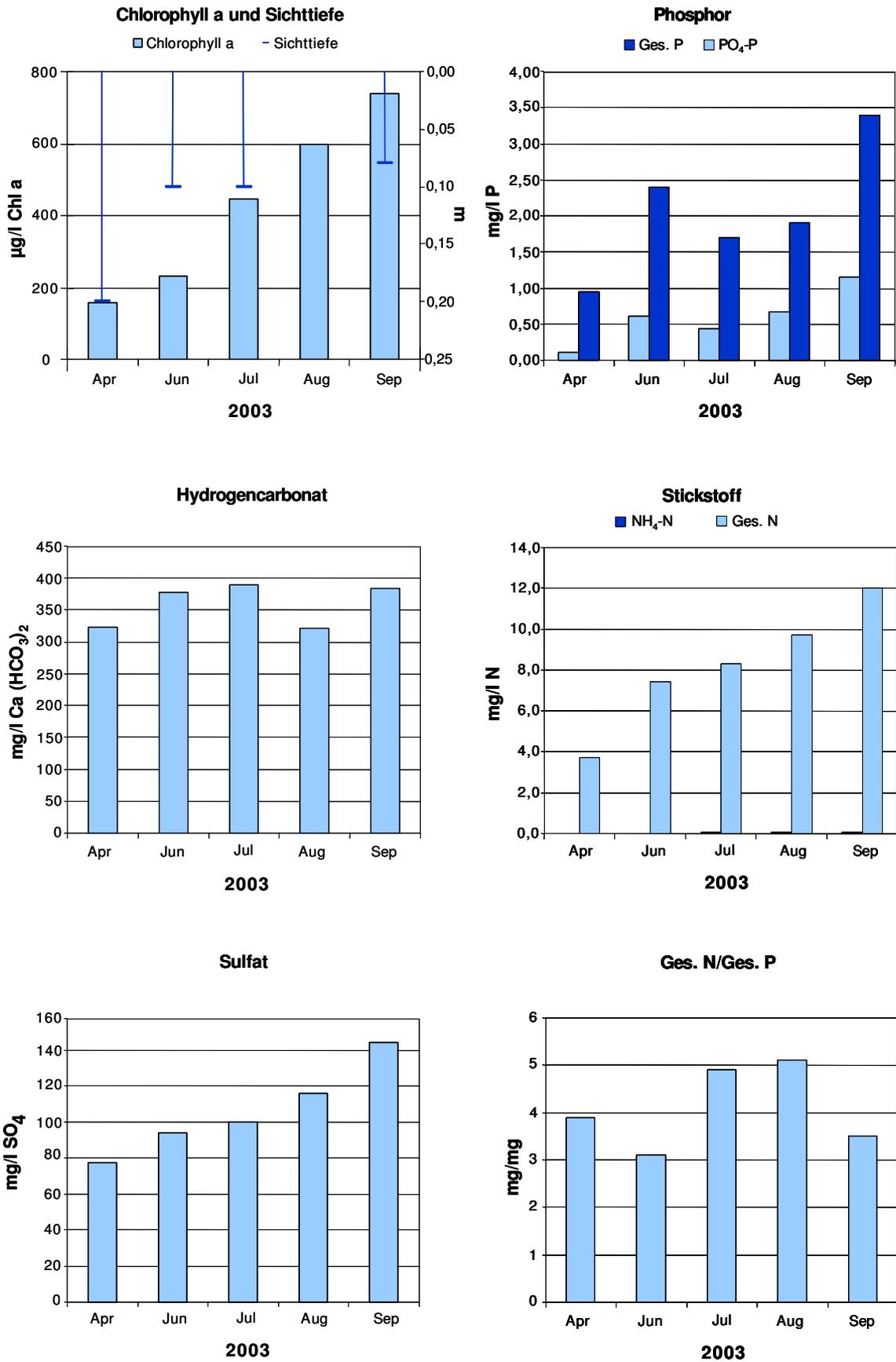


Abbildung 26: Chlorophyll a (µg/l) und Sichttiefe (m), Phosphor und Phosphat (mg/l), Hydrogencarbonat (mg/l), Stickstoff und Ammonium (mg/l), Sulfat (mg/l) sowie N/P Verhältnis im Rickelsbüller Koogsee 2003

Das **Plankton** im Rickelsbüller Koogsee wurde im Auftrag des Landesamtes von KLS (2004) im Jahre 2003 untersucht. Die folgenden Ausführungen basieren auf dem Bericht.

Insgesamt wurden im Rickelsbüller Koogsee 71 **Phytoplankton**-Taxa innerhalb des Untersuchungszeitraumes bestimmt. Die vier artenreichsten Gruppen waren die Chlorophyceen (Grünalgen) mit 24 Taxa, die Cyanobakterien (Blaualgen) mit 18 Taxa sowie die Bacillariophyceen (Kieselalgen) und die Euglenophyceen (Augenflagellaten) mit jeweils 10 Taxa.

Die Zusammensetzung und die Biovolumenentwicklung des Phytoplanktons im Jahresverlauf sind in Abbildung 27 dargestellt. Das Gesamt-Biovolumen lag im April und im Juni bei 3,5 beziehungsweise bei 3,4 mm³/l und stieg danach bis September auf 18,0 mm³/l an. Dabei fällt auf, dass die Phytoplanktongemeinschaft mit Ausnahme des Frühjahrs von Cyanobakterien dominiert wurde.

Im April dominierten Euglenophyceen (45 %) das Plankton, speziell *Euglena pisciformis* (die alleine 37% vom Gesamtbiovolumen ausmachte), gefolgt von den Chlorophyceen (26%) vor allem mit der Gattung *Scenedesmus*. Des Weiteren hatten zu diesem Zeitpunkt noch die Cyanobakterien (16%) und die Cryptophyceen (12%) einen nennenswerten Anteil am Gesamt-Biovolumen.

An allen anderen Probenahmeterminen dominierten in starkem Maße die Cyanobakterien mit kontinuierlich steigender Tendenz (65 % bis 88 %). Die coccale Cyanobakterien-Art *Woronichinia compacta* erreichte die höchsten Biovolumina in dieser Klasse,

im Juni 44 %, im August 58 % und im September 53% vom Gesamtbiovolumen.

Die Chlorophyceen hatten ihre stärkste Entwicklung (1,0 mm³/l, entspricht 29 % vom Gesamtbiovolumen), hauptsächlich durch Vertreter der coccalen Gattungen *Monoraphidium* und *Scenedesmus*, im Juni

Im Juli konnte innerhalb der Klasse der Cyanobakterien ein Artenwechsel, von den coccalen Arten zu den fädigen, stickstofffixierenden Arten beobachtet werden. Nicht bis zur Art bestimmbare Individuen aus der Gattung *Anabaena* erreichten ein Biovolumen von 2,7 mm³/l (entspricht 42 % vom Gesamtbiovolumen) sowie die Art *Anabaenopsis elenkinii* eines von 2,0 mm³/l (entspricht 31,1 % vom Gesamtbiovolumen). *Anabaenopsis elenkinii* ist gut an schwach brackige Verhältnisse angepasst. In diesem Monat hatten die Chlorophyceen (7 %) sowie die Bacillariophyceen (8 %) einen geringeren Anteil am Gesamt-Biovolumen.

Im August konnten die Kieselalgen ihren Anteil am Gesamtbiovolumen hauptsächlich durch das Auftreten der Gattung *Nitzschia* mehr als verdreifachen (26 %). Dennoch prägten wiederum hohe Cyanobakterienbiovolumina, diesmal der coccalen Art *Woronichinia compacta*, das Bild.

Im September wurde das Gesamtbiovolumen erneut zu mehr als 85 % von Cyanobakterien gebildet, wobei *Woronichinia compacta* neben fädigen Vertretern der Oscillatoriales dominierte. Stickstofffixierende Cyanobakterien waren weder im August noch im September vertreten.

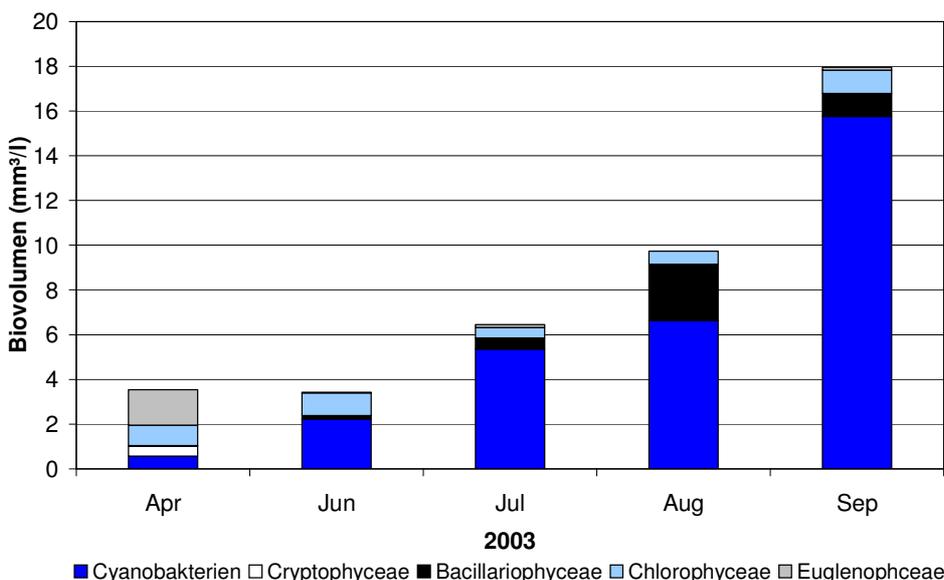


Abbildung 27: Biovolumen der dominierenden Phytoplanktongruppen (mm³/l) im Rickelsbüller Koogsee 2003

Im **Zooplankton** wurden insgesamt 9 Rotatorien-Arten (Rädertiere), 3 Arten der Copepoden (Ruderfußkrebse), von denen 2 Arten räuberisch leben, und 2 Cladoceren-Arten (Blattfußkrebse) gefunden.

Der filtrierende und salzliebende Ruderfußkreb *Eurytemora affinis* war das ganze Jahr außer im September, als nur Jungendstadien dieser Art selten beobachtet wurden, in unterschiedlichen Häufigkeitsklassen (zwischen selten bis mittel) im Zooplankton vertreten. Die Jungendstadien kamen im August häufig vor, ansonsten belegten sie in den entsprechenden Monaten dieselbe Häufigkeitsklasse wie die adulten Individuen dieser Art. *Eurytemora affinis* hat in der Küstenregion von Nord- und Ostsee seine Hauptverbreitung. Die meisten Rotatorien-Taxa (6) konnten im April festgestellt werden. Hier traten die Art *Notholca cf. squamula* und eine Gruppe von nicht bis zur Art bestimmbar Rotatorien häufig auf. Im August erschienen vier Taxa teils selten, teils in der Häufigkeit wenig. An den anderen Untersuchungsterminen (Juni, Juli, September) war die Taxa-Anzahl auf 2 reduziert, die nur selten vorkamen. Cladocera wurden nur im April mit den Arten *Bosmina coregoni* und *Ilyocryptus sordidus* selten beobachtet. Nauplien waren im Juni und Juli häufig vorhanden, ansonsten nahmen sie die Häufigkeitsklassen wenig oder mittel ein.

Darüber hinaus waren Ciliaten (Wimperntierchen), Thekamöben (Schalenamöben), harpacticoide Copepoden (bodenlebende Ruderfußkrebse), Ostracoden (Muschelkrebse), Nematoden (Fadenwürmer), Oligochaeten (Wenigborster) und eine Mysidaceen-Art (Schwebgarnele) im Plankton vorhanden.

Ciliaten kamen mit Ausnahme des Augustes und des Septembers, als sie die Häufigkeitsklasse mittel beziehungsweise wenig belegten, selten vor.

Insgesamt spiegelt sich der schwach brackige Charakter des Rickelsbüller Koogsees im Phyto- und Zooplanktonartenspektrum wider. Ein Indiz für brackige Verhältnisse innerhalb des Gewässers ist das Vorkommen von *Eurytemora affinis* und *Neomysis vulgaris*, die jedoch auch ins Süßwasser vordringen. Die vorgefundenen dominanten Phytoplanktonarten (*Woronichinia compacta*, *Anabaenopsis elenkinii*) weisen zwar eine Brackwassertoleranz auf, sind aber ebenfalls wie die Zooplanktonarten im Süßwasser anzutreffen. Dies deutet auf nur geringe Schwankungen im Salzgehalt hin (um 1 PSU). Auffällig in der Phytoplanktonzusammensetzung war die fast ganzjährige Dominanz einer einzelnen Algen-gruppe, der Cyanobakterien.

Die Untersuchung der **Fischfauna** des Rickelsbüller Koogsees im Zeitraum 1987 bis 1991 (HINZ 1994) ergab einen Fischbestand mit folgenden Arten: Strandgundel, Flunder, Dreistachliger Stichling, Aal und Zwergstichling.

Seegrund

Das Sediment im See war im Sommer in einer Tiefe von 0,8 m inhomogen, weich und feinsandig. Es roch schwach erdig und war dunkel- bis hellgrau meliert. Mit 10 g Calcium/kg war es sehr kalkarm. In der Feinfraktion (<20 µm) des Gesamtsediments (<2000 µm) wurde eine deutliche Belastung mit Chrom (110 mg/kg) sowie eine mäßige Belastung mit Zink (190 mg/kg) festgestellt. Die Belastungen mit Arsen, Cadmium, Quecksilber und Blei waren sehr gering. Beim Nickel und beim Kupfer konnten keine belastenden Werte gemessen werden.

Die tierische Besiedlung des Sedimentes im Rickelsbüller Koogsee wurde im Auftrag des Landesamtes von OTTO (2003) untersucht. Die folgenden Ausführungen sind seinem Bericht entnommen.

Im Rickelsbüller Koogsee wurden zwei Transekte in den Tiefen 0,5 m und 0,7 m (Transekt 1) sowie 0,3 m und 0,5 m (Transekt 2) beprobt und ausgewertet.

Im Rickelsbüller Koogsee wurden aufgrund der salinen Verhältnisse des Wassers nur insgesamt 17 Arten gefunden. Die vorgefundenen Arten, insbesondere bei den Mollusken und Chironomiden, sind typische Vertreter saliner Gewässer oder tolerant gegenüber höheren Salzgehalten. Zu den dominierenden Arten zählten in allen untersuchten Tiefen die Oligochaeten (Wenigborster), wobei die meisten Tiere innerhalb dieser Unterklasse zur Familie der Tubificidae gehörten. Von ihnen trat eine als *Limnodrilus* sp. bestimmte Gruppe mit sehr hohen Dichten (maximal 23900 Tieren/m²) in Erscheinung. An der Probenahmestelle der maximalen Dichte von *Limnodrilus* sp. erreichte außerdem die Art *Limnodrilus claparedeanus* eine Dichte von 3190 Tieren/m². An der tiefsten Probenahmestelle wurden höhere Dichten von der Zuckmückenlarve *Microchironomus tener* (3614 Tiere/m²) festgestellt. Bemerkenswert ist, dass in diesem flachen See auch *Chironomus plumosus* in geringen Dichten vorkam. Dies wurde durch die Substratverhältnisse und die Toleranz gegenüber Brackwasser begünstigt.

Obwohl die Art *Chironomus plumosus* in allen Tiefen vorhanden war, muss eine Bewertung nach

THIENEMANN (1922) aufgrund der salinen Verhältnisse unterbleiben. Die Untersuchungstiefen und Transekte unterscheiden sich nicht wesentlich in ihrer Besiedlung (Abbildung 28). Ein Übergang zum Profundal kann nicht angegeben werden. Im Rickelsbüller Koogsee war der Anteil der Räuber bei den Ernährungstypen (Abbildung 28) gering. Dies ist

in vielen anderen Seen nicht der Fall, da die Räuber mit den Detritusfresser dort den höchsten Anteil innerhalb der Ernährungstypen bilden.

Insgesamt gesehen war das Benthos des Rickelsbüller Koogsees artenarm und seine Zusammensetzung bestätigte nährstoffreiche Verhältnisse.

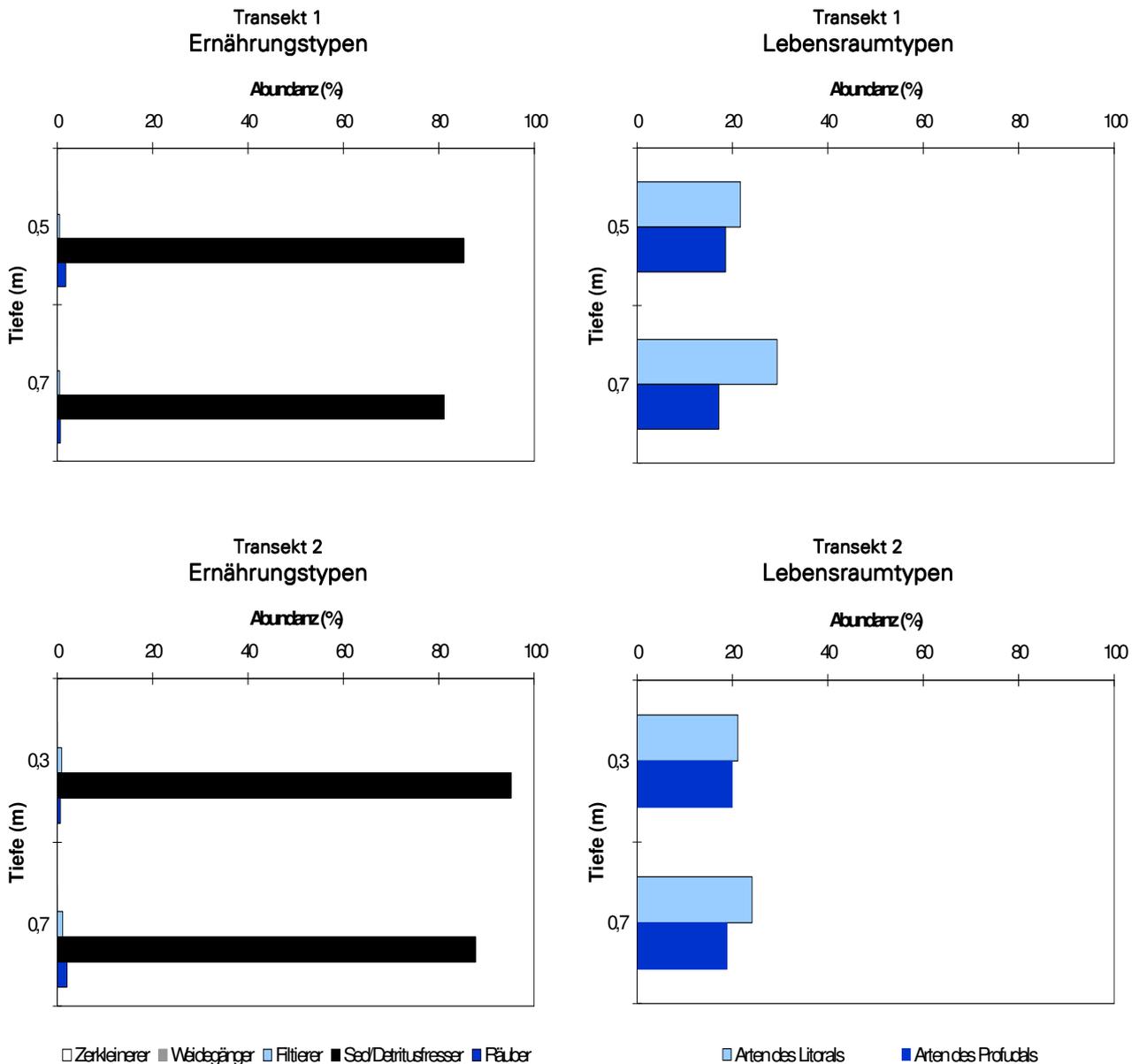


Abbildung 28: Benthos des Rickelsbüller Koogsees; Prozentuale Anteile der wichtigsten Ernährungstypen (links) sowie litoraler und profundaler Anteil (rechts) an der Gesamtzönose in den untersuchten Tiefen der zwei Transekte im Rickelsbüller Koogsee 2003

Nutzung des Sees und seines Einzugsgebietes

Der Rickelsbüller Koogsee liegt in dem 534 ha großen Naturschutzgebiet Rickelsbüller Koog (GVOBl Schl.-H. vom 11.12.1982, S.293). Darüber hinaus gehört er zum RAMSAR-Gebiet „Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete“. Des Weiteren ist er Bestandteil des FFH-Gebietes „Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete“ (DE 0916-391) sowie des EG-Vogelschutzgebietes „Ramsar-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete“ (DE 0916-491).

Die Wege im Naturschutzgebiet sind für den öffentlichen Verkehr nicht freigegeben. Das Befahren der Wasserfläche mit Wasserfahrzeugen aller Art ist verboten.

Die Landschaft innerhalb des Kooges ist unbewohnt.

Vom Amt für Land- und Wasserwirtschaft wurde 1979 zum Planfeststellungsverfahren, das im Zuge der Neueindeichung geführt werden musste, ein landschaftspflegerischer Begleitplan erarbeitet, der auf einem Gutachten des Landesamtes für Naturschutz und Landschaftspflege beruhte. In diesem Begleitplan wurde die Bedeutung des Rickelsbüller Koogs als

- Brutgebiet für Säbelschnäbler, Rotschenkel, Austernfischer, Seeschwalben und andere Vogelarten
- Rastgebiet für die im Watt auf Nahrungssuche gehenden Vogelarten bei Flut
- Rast- und Nahrungsgebiet vor allem für Wildgänse

hervorgehoben. Von den Gänsen hatte die Kurzschnabelgans in Nordfriesland damals in dem noch nicht eingedeichten Gebiet ihren bedeutensten Rastplatz (HEIM 1985).

HEIM (1985) äußerte sich wie folgt über damalige Nutzung: „Um den Ansprüchen der Vogelarten Rechnung zu tragen, wurde im Begleitplan des Rickelsbüller Koogs festgelegt, dass das eingedeichte Gebiet Dauergrünland bleiben soll. Die Flächen mussten so gestaltet und bewirtschaftet werden, dass

- zu den jeweiligen Rastzeiten ein möglichst großer Teil als Gänseweide zur Verfügung steht.
- die Flächen in der Brutzeit den verschiedenen Habitatansprüchen gerecht werden.

Daher wurde das Gebiet nach seiner Entstehung in zwei Hauptbereiche gegliedert:

- ein Gänse- und Küstenvogelreservat von ca. 260 ha Größe, rund herum von Wasser umgeben und dadurch störungsfrei,
- eine Randfläche von ca. 140 ha, die in Grünlandnutzung steht und als Ausweichfläche dient.

Die Reservatsfläche sollte entsprechend den Ansprüchen der Vögel beweidet werden, während auf den Randflächen den Pächtern Beweidungsintensität, Beweidungsdauer und Wirtschaftsform freigestellt blieb.“

Nach PETERSEN (1987) waren in den ersten Jahren nach der Entstehung des Koogs die Auf- und Abtriebszeiten sowie die Besatzzahlen für Rinder und Schafe im Reservat deutlich eingeschränkt. Je nach Vegetationsentwicklung durften hier jedes Jahr ab dem 01.05. und zum Teil ab dem 10.06. nur maximal 1 Rind/ha beziehungsweise 3 Mutterschafe/ha aufgetrieben werden. Eine uneingeschränkte Nutzung erfolgte normalerweise vom 01.07. bis zum 20.09.. Des Weiteren wurde damals im Naturschutzgebiet eine 10 ha große Fläche der natürlichen Sukzession überlassen.

Damals wie heute gehören zum Einzugsgebiet, die dem See zugewandte Seite der Deiche sowie ein am Fuße des Hindenburgdamms liegender 100 m breiter Streifen, der Eigentum der Deutschen Bahn ist.

Heute ist der Rickelsbüller Koog nicht mehr in ein Reservat und ein Randgebiet unterteilt. Die Randfläche und die 10 ha große Sukzessionsfläche sind in das Reservat eingegliedert worden, dessen Fläche nun zirka 430 ha beträgt. Vom 08.06. bis zum 30.09. findet dort eine Beweidung mit weniger als 1 Rind/ha statt. Im Zeitraum vom 01.07. bis 31.08. dürfen die Landwirte die Flächen nach eigenem Ermessen beweidet werden. Das heißt, in diesen Monaten werden von den Landwirten zusätzlich etwa 2 Schafe/ha vom Deich in den Koog gebracht. In dem Bereich der ehemaligen Sukzessionsfläche ist die Beweidungsintensität zu gering, da nicht genügend Tiere zur Verfügung stehen. Hier liegt die Beweidungsintensität bei 0,5 Rindern/ha. Die Deiche und der 100 m breite Streifen wurden 2003 länger und intensiver mit Schafen (10 Schafe/ha) beweidet, sodass hier eine kurze und dichte Grasnarbe vorhanden ist (mdl. Mitteilung PETERSEN-ANDRESEN 2005). Generell ist eine Beweidung der Deiche mit Schafen in der Zeit vom 15.03. bis 15.10. (maximal bis 15.11.) geboten (HEIM 1985).

Der Rickelsbüller Koog wurde 2003 von mehr als 100 Vogelarten zum Brüten oder zum Rasten genutzt. In großen Rastbeständen traten 2003 vor allem Graugänse (900 Ind.), Nonnengänse (8000 Ind.), Pfeifenten (10.000 Ind.), Krickenten (1600 Ind.), Stockenten (1500 Ind.), Kibitze (2200 Ind.) und Goldregenpfeifer (1300 Ind.) in dem Gebiet auf (mdl. Mitteilungen PETERSEN-ANDRESEN 2005).

Es findet keine zusätzliche Düngung der Flächen im Reservat statt. Die Deiche werden ebenfalls nicht gedüngt (mdl. Mitteilung PETERSEN-ANDRESEN 2005)

Das erste Schilf wurde 1982 im Koog festgestellt. Es wurde wahrscheinlich durch Samenflug einge-

tragen (HEIM 1985). Auf unbeweideten Teilflächen breiten sich teilweise Röhrichte aus (STUHR 2003).

Belastungssituation des Sees

Aufgrund der Flächennutzung im Einzugsgebiet sowie der Niederschlagbeschaffenheit werden im Folgenden die Einträge von Phosphor und Stickstoff in den Rickelsbüller Koogsee grob abgeschätzt (Abbildung 29 und Tabelle 8).

Die Einträge aus dem Einzugsgebiet und durch Niederschlag lagen insgesamt bei ca. 627 kg/a Phosphor und bei über 5,9 t/a Stickstoff. Als Hauptquelle (ca. 99 % beim Phosphor, 85 % beim Stickstoff) für beide Stoffe sind die nährstoffreichen Marschböden anzusehen.

Tabelle 8: Einträge von Phosphor und Stickstoff in den Rickelsbüller Koogsee aus verschiedenen Quellen (Abschätzung gemäß Kapitel Auswertungsmethoden)

Flächennutzung	(ha) bzw. Stück	(kg/ha-a) P bzw. (kg/GVE-a) P	Phosphoreintrag (kg/a)	(kg/ha-a) N bzw. (kg/GVE-a) N	Stickstoffeintrag (kg/a)
Grünland Marsch	407	1,5	611	12	4885
Großvieheinheiten			12		176
Wald	0,8	0,05	0	7	6
Siedlung	0,3	0,75	0	13	1
Gewässer	117		0		0
sonstiges	36		0		0
Summe (ha)	562		623		5071

Niederschlag auf die Seefläche	80	0,05	4	11,3	907
--	----	------	----------	------	------------

Gesamteintrag in den See	Phosphor	Stickstoff
Summe (kg/a)	627	5978
bezogen auf die Seefläche (g/a·m ²)	0,78	7
Gesamtaustrag aus dem Landeinzugsgebiet (kg/a·ha Landfläche) (ohne Niederschlag auf die Seefläche)	1,29	11

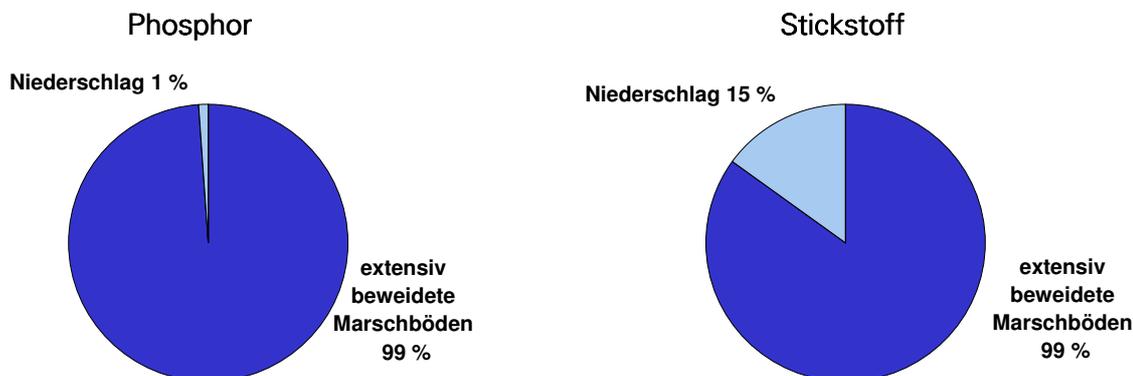


Abbildung 29: Quellen für Phosphor- und Stickstoffeinträge in den Rickelsbüller Koogsee

Von VOLLENWEIDER & KERÉKES (1980) wurde ein Modell entwickelt, bei dem unter Einbeziehung der Seebeckengestalt und des Wasseraustausches die zu erwartende Phosphorkonzentration im See abgeschätzt werden kann. Das Modell wurde für ge-

schichtete, größere Seen entwickelt und ist daher für den Rickelsbüller Koogsee nur bedingt einsetzbar. Zur groben Orientierung soll es trotzdem herangezogen werden.

$$P_E = \frac{L * T_w}{z (1 + \sqrt{T_w})}$$

P_E	:		= erwartete Phosphor-Konzentration im See (mg/l)
L	:	0,78	= jährliche Phosphor-Belastung pro Seefläche (g/a·m ²)
T_w	:	0,3	= theoretische Wasseraufenthaltszeit (a)
z	:	0,60	= mittlere Tiefe des Sees (m)

$$P_E = \frac{0,78 * 0,3}{0,60 (1 + \sqrt{0,3})} = \mathbf{0,25 \text{ mg/l P}}$$

Die nach VOLLENWEIDER zu erwartende Phosphorkonzentration im See liegt mit 0,25 mg/l weit unter dem tatsächlichen Wert, der sich 2003 zwischen 0,9 und 3,4 mg/l Ges-P bewegte. Eine Rezirkulierung von Phosphor ist daher in dem sehr flachen windexponierten Rickelsbüller Koogsee, mit seinem nährstoffreichen Sediment, sehr wahrscheinlich. Als weitere mögliche Ursachen für die hohen Gesamtphosphorwerte könnten die hohe sommerliche Verdunstungsrate in Betracht kommen sowie nach stärkeren Niederschlägen durch Einschwemmungen aus den nährstoffreichen Marschböden. Nicht unerhebliche Einträge von Nährstoffen sind durch die Ausscheidungen der Rast- und Brutvögel, die den Rickelsbüller Koog in großen Anzahlen nutzen, bedingt. Es ist jedoch schwer, diesen Nährstoffpfad zu quantifizieren.

Die festgestellten Zahlen der (Rast-) Vögel, die den Rickelsbüller Koog nutzen, zeigen, dass einige Arten keine kontinuierliche Bestandsentwicklung aufweisen, sondern innerhalb kurzer Zeit zahlenmäßig in ihrem Bestand erhebliche Schwankungen aufweisen. Dies liegt in erster Linie daran, dass das Gebiet kein geschlossenes Biotop darstellt. Einige Arten (zum Beispiel Enten) fliegen von der Tageszeit abhängig zur Nahrungssuche ins Binnenland andere (z.B. Limikolen und Enten) fliegen von der Tide abhängig ins Watt und weitere (zum Beispiel Kibitz, Bekassine) halten sich je nach Wetter oder aus nicht

erkennbaren Faktoren im Rickelsbüller Koog oder in den Kögen des Binnenlandes auf (PETERSEN 1983). Auch der dänische Margrethe Koog wird zwischenzeitlich zur Rast und Nahrungssuche genutzt. Im Jahresdurchschnitt nutzen 10000 (Rast-) Vögel/Tag den Rickelsbüller Koog bei Hochwasser, von denen etwa 7000 Individuen Enten und Gänse sind. Bei Niedrigwasser verringert sich diese Zahl etwa um die Hälfte, da sich dann viele Vögel im Watt zur Nahrungssuche aufhalten. Um die Vögel zu ermitteln, die den Rickelsbüller Koog ganztägig nutzen, werden die Zahlenwerte von den Niedrigwasserzählungen herangezogen. Von den 5000 Vögeln, die das Gebiet ganztägig nutzen, sind 3000 Exemplare den Enten, 500 den Gänsen sowie 1500 den Limikolen und Möwen zuzurechnen. Die 1500 Limikolen und Möwen gehen nicht in die nachfolgende Berechnung mit ein. Unter der Annahme, dass von einer Weidegans eine Phosphorbelastung von 0,21 kg/a Phosphor und von einer Ente (Durchschnitt aus Pekingente und Flugente) 0,18 kg/a Phosphor (REGIERUNG VON MITTELFRANKEN 2004) ausgeht, wird der Rickelsbüller Koogsee zum Teil direkt oder sein Einzugsgebiet mit 640 kg/a Phosphor durch den Enten- und Gänsekot belastet. Der Gesamtposphoreintrag des Rickelsbüller Koogsees verdoppelt sich nach dieser Abschätzung auf 1270 kg/a Phosphor. Tatsächlich ist er jedoch nach VOLLENWEIDER und der internen gemessenen Konzentrationen als noch höher anzusehen.

Bewertung

Der Rickelsbüller Koogsee ist ein künstlicher See. Er ist durch Eindeichung von Nordseevorland 1981/82 entstanden. Seit diesem Zeitpunkt fand eine kontinuierliche Aussüßung des Gewässers und seiner Umgebung statt, die eine Veränderung der Vegetation der ehemaligen Salzwiesen mit sich zog. Dem Koog fließt kein Wasser zu, so dass die für die Erfordernisse des Naturschutzes angestrebten Wasserstände durch Niederschläge realisiert werden müssen.

Die geringe Sichttiefe und das weitgehende Fehlen submerser Vegetation weisen den Rickelsbüller Koogsee als sehr nährstoffreiches Flachgewässer aus. Aus botanischer Sicht von Interesse sind in erster Linie die ufernahen mehr oder weniger salzbeeinflussten Bereiche am Ost- und Südufer, die einige gefährdete Arten, wie zum Beispiel den Sumpf-Dreizack *Triglochin palustre* und den Tannenwedel *Hippuris vulgaris* aufweisen.

Die derzeitige errechnete Flächenbelastung durch Phosphor ist für den Rickelsbüller Koogsee mit 0,78 g/a als hoch anzusehen. Durch die geringe mittlere Tiefe von 0,6 m und die große Oberfläche von 80 ha des Sees unterliegt sein Wasserkörper häufig windinduzierten Durchmischungen, wodurch die vorhandenen Nährstoffe effektiv umgesetzt werden.

Der Rickelsbüller Koogsee hat wahrscheinlich durch den immer noch bestehenden marinen Einfluss einen hohen Gehalt an Alkalisalzen, der zum Teil zur Erklärung für das kalkarme Sediment herangezogen werden kann. Aufgrund des hohen Chloridanteils, der sich im Wasser befindet, wird das Calcium in Lösung gehalten und fällt nicht als Calciumcarbonat aus.

Die Chlorophyll a-Konzentrationen wiesen im gesamten Untersuchungszeitraum extrem hohe Werte auf, die im Verlauf des Sommers kontinuierlich anstiegen und somit den Rickelsbüller Koogsee als hypertrophes Gewässer charakterisierten. Trotz dieser hohen Chlorophyll a-Konzentrationen wurde aber häufig eine leichte Sauerstoff-Untersättigung gemessen. Zehrungsprozesse kompensierten also teilweise die Sauerstoffproduktion. Bei den Phosphorkonzentrationen wurden im gesamten Untersuchungszeitraum extrem hohe und zum Ende des Sommers ansteigende Werte festgestellt. Stickstoff lag schon im Frühjahr in sehr hoher Konzentration vor, die bis zum September noch in erheblichem Maße stieg.

Bereits im Frühjahr traten die für nährstoffreiche Seen typischen Blaualgen auf und dominierten ab Juni das Plankton im gesamten Untersuchungszeitraum. Auffällig war der hohe prozentuale Anteil dieser Algengruppe am Gesamt-Biovolumen in den Sommermonaten. Die schlecht fressbaren Blaualgen konnten durch das vorhandene Zooplankton nicht dezimiert werden. Das Nahrungsnetz ist entkoppelt. Das Zooplankton zeichnete sich durch eine geringe Gesamtartenzahl, die durch die brackigen Verhältnisse bedingt ist, aus. Auffällig ist, dass nur einzelne Individuen von den Blattfußkrebse *Bosmina coregoni* und *Ilyocryptus sordidus* gefunden wurden.

Im Rickelsbüller Koogsee wurden 2003 aufgrund der salinen Verhältnisse des Wassers nur insgesamt 17 Arten der Tiere der Bodenzone gefunden. Es handelte sich ausschließlich um typische Vertreter saliner Gewässer oder um Arten, die eine Toleranz gegenüber höheren Salzgehalten aufwiesen. Die Zusammensetzung des Makrozoobenthos charakterisiert den Rickelsbüller Koogsee als nährstoffreiches Gewässer.

Auf der eingedeichten ca. 50 ha großen Wattfläche, die jetzt innerhalb des Kooges liegt, lebten vor dem Beginn der Bau-Arbeiten mindestens 50 von 250 im Wattenmeer angesiedelten Arten der Makrofauna (LANDESAMT FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE 1979 zitiert in PETERSEN; 1987). Sie gehörten größtenteils zu den Gruppen der Polychaeten, Mollusken und Crustaceen. Nach GESSNER (1957) und REISE (1979) kann man hier im Schlickwatt von 1000 bis 1200 g Biomasse/m² lebender Substanz ausgehen. 1982 sind alle Flächen des Kooges trocken gelegt worden, sodass die Wassertiere mit einer Gesamtmasse von ca. 500 bis 600 t abstarben und verweseten. Danach erfolgte eine Neubesiedlung durch Süß- und Brackwasserarten (PETERSEN 1987).

Aufgrund der vorliegenden Messungen (Chlorophyll a-Konzentrationen, Sichttiefen, Gesamtphosphorkonzentrationen) ergibt sich für den Rickelsbüller Koogsee gegenwärtig ein hypertropher Zustand. Eine Bewertung des Sees nach den Kriterien der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 1998) ist nicht möglich, da der Referenzzustand unklar ist. Es ist aber anzunehmen, dass der potentiell natürliche Zustand des Sees aufgrund der nährstoffreichen Marschböden im poly- bis hypertrophen Bereich liegt. Dabei ist zu bedenken, dass das Gewässer bisher eine sehr kurze Entwicklungsgeschichte aufweist und somit noch nicht so stark anthropogen überprägt sein kann.

Empfehlungen

Der Rickelsbüller Koogsee ist ein künstliches Gewässer, das bedingt durch seine Lage in der Marsch hohe Nährstoffeinträge hat, die vor allem den hoch produktiven Böden zu zurechnen sind. Es sind keine Nährstoffeinträge durch Abwasser oder durch landwirtschaftliche Flächennutzung, außer der extensiven zeitlich begrenzten Beweidung, gegeben, so dass hier auf weitergehende Empfehlungen zur Nährstoffreduzierung verzichtet werden kann.

Gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie ist für den Rickelsbüller Koogsee ein gutes ökologisches Potenzial anzustreben. Dieses berücksichtigt die bei der Schaffung des Sees angestrebten spezifischen Nutzungen der Wasserfläche und des Einzugsgebietes. Die spezifische Nutzung wird fortlaufend überprüft und den Schutzmaßnahmen, in erster Linie Vogelschutzmaßnahmen, angepasst.

Die immer noch anhaltende Veränderung der Uferlinie des Rickelsbüller Koogsees mit Erosions- und Anlandungsbereichen ist nur ein Hinweis darauf, dass Sukzessionsprozesse weiterhin eine bedeutende Rolle für die weitere Entwicklung der Vegetation im Gebiet innehaben. Vor diesem Hintergrund sollte die weitere Entwicklung des Gebietes beobachtet werden und die am Ostufer derzeit in Teilflächen praktizierte extensive Weidenutzung beibehalten werden.

Daneben gelten die FFH-Ziele für die Köge an der Westküste Schleswig-Holsteins, die eine Erhaltung der Ungestörtheit der Flächen und der größeren Gewässer sowie eine gute Wasserqualität und eine möglichst naturnahe Gewässerdynamik vorsehen. Zusätzlich gibt es unterschiedliche Ziele auf Einzelflächen und für Lebensraumtypen von besonderer Bedeutung.

Windebyer Noor (2002)

Topographische Karte (1 : 25.000):	1524
Flusssystem:	Ostsee
Kreis:	Rendsburg-Eckernförde
Gemeinde:	Stadt Eckernförde
Eigentümer:	Stadt Eckernförde
Pächter:	Gewerblicher Fischer
Lage des oberirdischen Einzugsgebietes:	
Rechtswerte:	354957 - 355491
Hochwerte:	603531 - 604144
Höchster Wasserstand (Abflussjahr 2002, m ü.NN):	0,05
Mittlerer Wasserstand (Abflussjahr 2001, m ü.NN):	-0,04
Niedrigster Wasserstand (Abflussjahr 2001, m ü.NN):	-0,20
Größe des oberirdischen Einzugsgebietes (km ²):	16,93
Seefläche (km ²):	3,89
Seevolumen (m ³) bei 0,15 m ü.NN:	25.000.000
Maximale Tiefe (m):	14,0
Mittlere Tiefe (m):	6,4
Uferlänge (km):	10,0
Theoretische Wasseraufenthaltszeit (a):	4,7
(bei einem geschätzten Abfluss von 10 l/(s·km ²))	
Umgebungsarealfaktor (m ² /m ²):	3,4
Umgebungsvolumenfaktor (m ² /m ³):	0,5
Uferentwicklung:	1,4
Hypolimnion/Epilimnion (m ³ /m ³):	-
Mischungsverhalten:	ungeschichtet
Seetyp:	Sondertyp

Entstehung

Die Hohlform des Windebyer Noors ist während der Weichseleiszeit als Zungenbecken der Windebyer Noor-Eiszunge entstanden. Über Jahrhunderte war die offene Verbindung des Windebyer Noors mit der Ostsee mit einer Holzbrücke überspannt, durch die kleinere Schiffe ungehindert ins Noor fahren konnten. 1856 wurde statt einer Erneuerung der baufälligen Brücke ein Steindamm aufgeschüttet und ein hölzernes Siel mit Klappe und Spundwand eingebaut. Damit sollte der Wasseraustausch zwischen Noor und Förde sichergestellt und der Wasserstand des Noors reguliert werden. Bei einer Sturmflut 1872 brach der Steindamm. 1876 war ein breiterer und stärkerer Steindamm mit einer automatischen Schleuse mit hölzernen Doppeltoren fertiggestellt (LÜDERS 1972).

Einzugsgebiet und Morphologie des Noors

Das Windebyer Noor liegt am Westrand von Eckernförde, im Naturraum Östliches Hügelland und somit

in der für die EG-Wasserrahmenrichtlinie relevanten Flussgebietseinheit Schlei/Trave (Teileinzugsgebiet Schlei). Im nordwestlichen Einzugsgebiet liegen der Große und Kleine Schnaaper See. Das Einzugsgebiet (Abbildung 30) des Windebyer Noors ist etwa 3mal so groß wie seine Seefläche.

Im westlichen Einzugsgebiet bestehen die Böden aus Geschiebelehm/Geschiebemergel der Grundmoräne, während ansonsten sandige Bereiche mit untergeordnetem Kies ausgebildet sind.

Das Windebyer Noor besitzt mehrere kleine Zuläufe. Davon sind mengenmäßig bedeutsam die im Norden mündende Schnaaper Au, die die Schnaaper Seen entwässert und die im Süden mündende Windebyer Au. Während des Untersuchungszeitraumes führte die Schnaaper Au kontinuierlich Wasser (24 bis 66 l/s, entsprechend 12 bis 33 l/s·km²), während durch die Windebyer Au hauptsächlich im Winterhalbjahr größere Wassermengen (20 bis 190 l/s, entsprechend 5 bis 45 l/s·km²) zufließen (Abbildung 31).

Am östlich gelegenen verrohrten Auslauf des Noors (Norderhake) befindet sich heute ein Stauschott (Doppeltor aus Stahl), das den Zustrom von Ostseewasser in das Noor verhindern soll. Das Stauschott wird über den Wasserdruck gesteuert, das heißt, ist der Wasserstand der Ostsee im Vergleich zu dem des Noors hoch, sind die Tore geschlossen. Wenn der Wasserstand im Noor höher ist, öffnen

sich die Tore und das Wasser kann rausfließen. Da der Schließmechanismus recht träge reagiert, kann es dann bei wiederum höherem Ostseewasserstand auch zum Einstrom von Meerwasser kommen. Seit der Errichtung des Wehrtors hat jedoch aufgrund dieses eingeschränkten Wasseraustausches eine permanente Aussüßung des Noors stattgefunden.

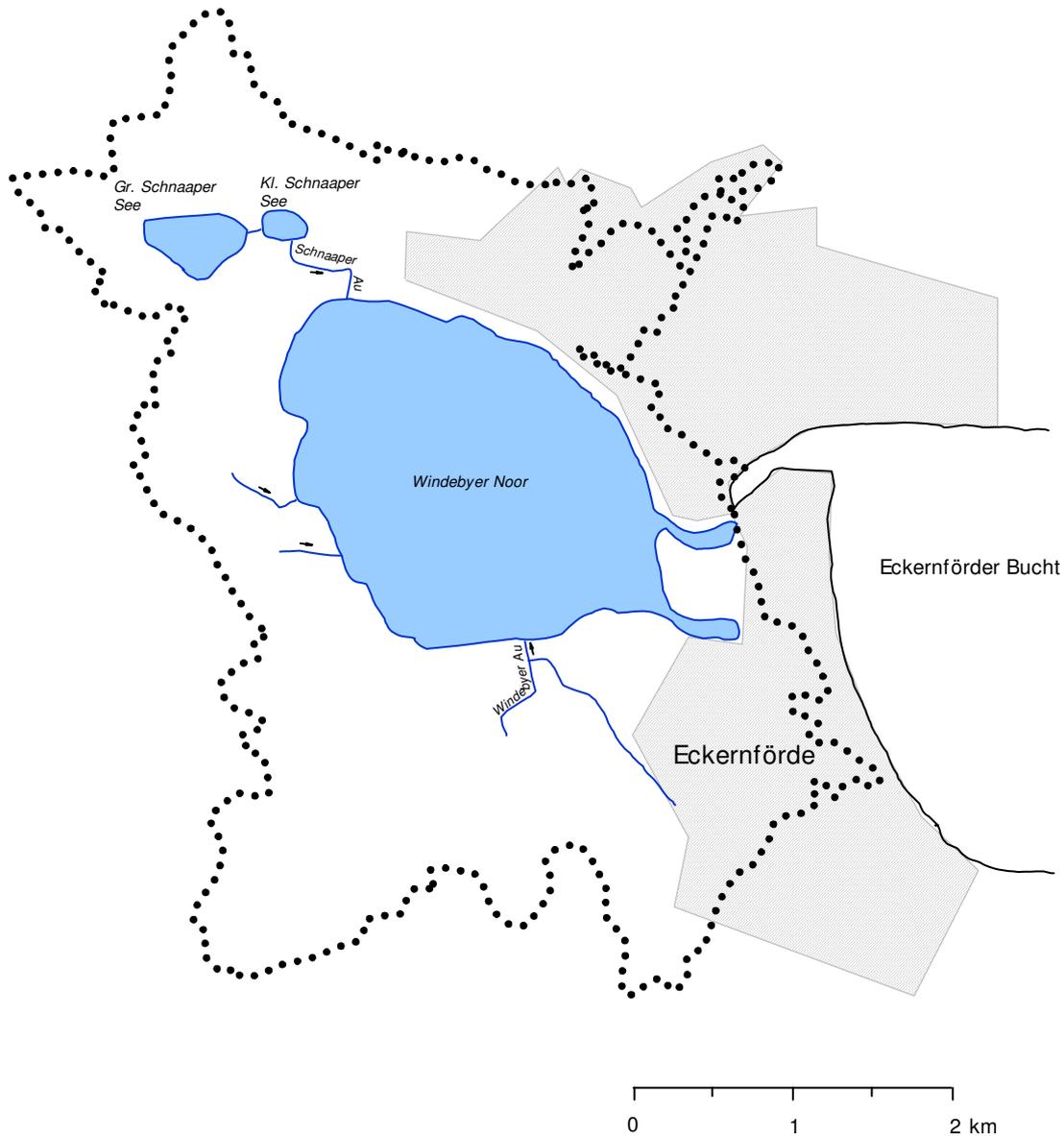


Abbildung 30: Einzugsgebiet des Windebyer Noors

Der Seewasserstand schwankte im Abflussjahr 2002 nur um 25 cm (Abbildung 32). Die theoretische Wasseraufenthaltszeit im Windebyer Noor beträgt

4,7 Jahre bei einer zu Grunde gelegten Abflussspende von 10 l/s·km².

Das Becken des Windebyer Noors ist annähernd rund, die tiefste Stelle (14 m) liegt nahe dem mittleren Nordufer. Dort fällt das Ufer sehr steil ab, wäh-

rend die anderen Ufer - insbesondere West- und Ostufer - flacher verlaufen (Abbildung 33).

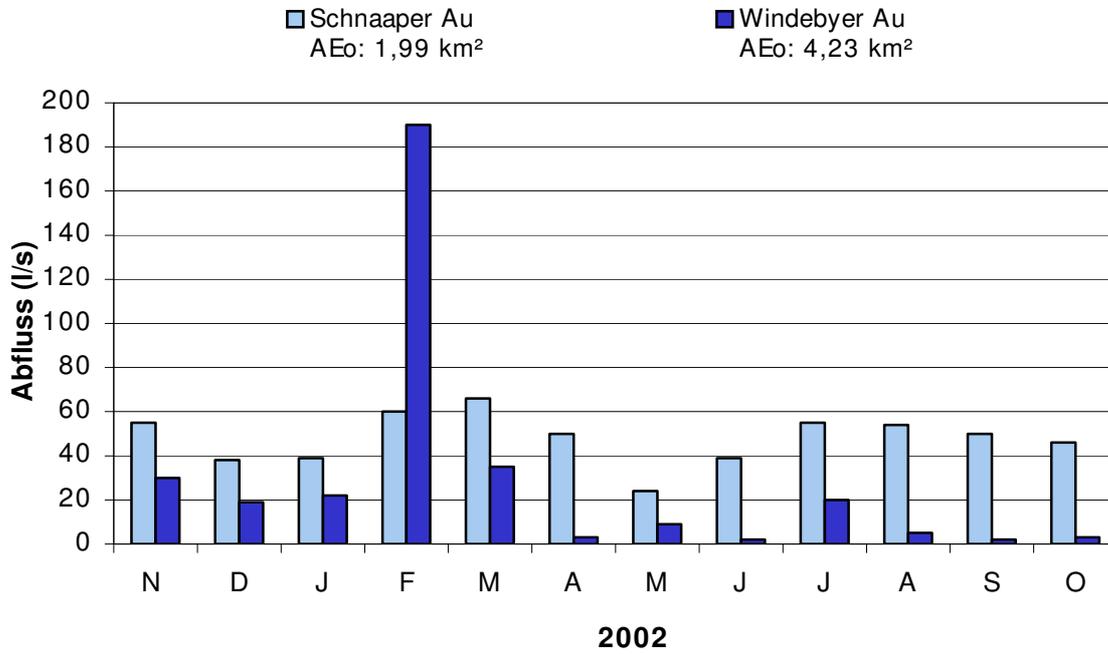


Abbildung 31: Zuflussmengen (l/s) der wichtigsten Zuläufe des Windebyer Noors im Abflussjahr 2022 (Einzelmessungen)

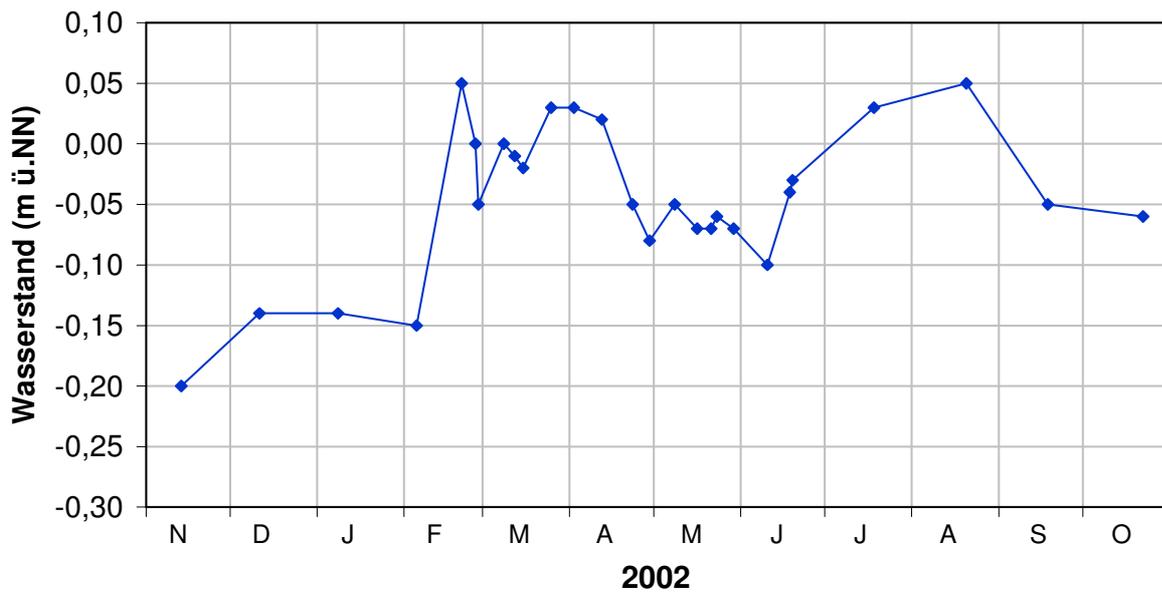


Abbildung 32: Seewasserstände (m ü. NN) im Windebyer Noor im Abflussjahr 2022 (Einzelmessungen)

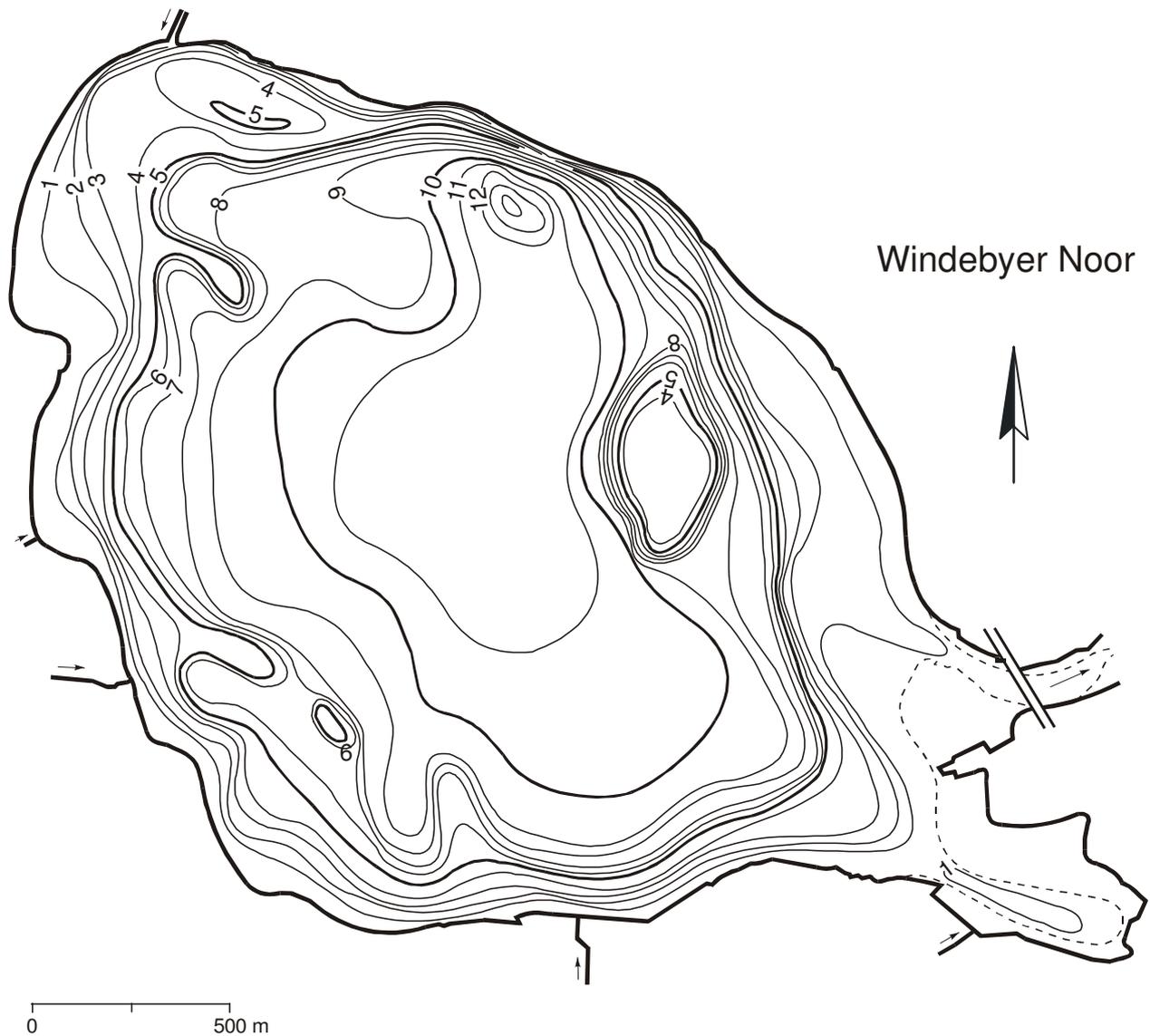


Abbildung 33: Tiefenplan des Windebyer Noors (GEOGRAPHISCHES INSTITUT DER UNIVERSITÄT KIEL 1988)

In Abbildung 34 sind die Temperatur- und Niederschlagsverhältnisse an den für das Windebyer Noor relevanten Messstationen Schleswig und Eckernförde dargestellt. In den Monaten Januar bis September 2002 waren die mittleren Monatstemperaturen im Vergleich zum langjährigen Mittel überdurchschnittlich hoch. Ganz besonders fallen hierbei der

Februar und der August auf. Extrem hohe Niederschläge fielen im Februar, Juli, August und Oktober, der September hingegen war im Vergleich sehr trocken. Insgesamt gesehen war im Bereich des Windebyer Noors die durchschnittliche Jahrestemperatur um 1,5 Grad erhöht und es fiel 45 % mehr Niederschlag gegenüber dem langjährigen Mittel.

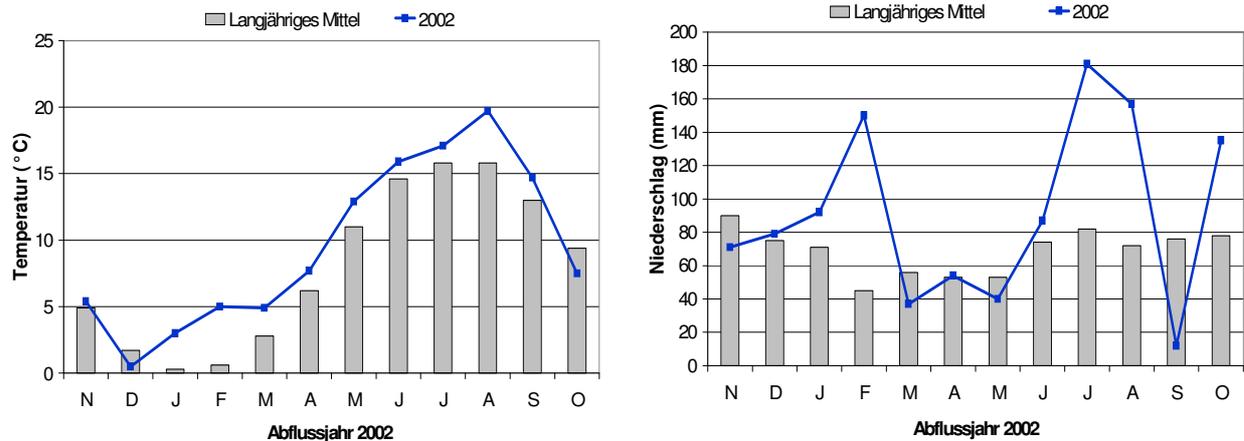


Abbildung 34: Mittlere Monatstemperaturen (Messstation Schleswig) und monatliche Niederschlagshöhen (Messstation Eckernförde) im Abflussjahr 2002 im Vergleich zum langjährigen Mittel 1961/90

Ufer

Die Ufervegetation des Windebyer Noors wurde im Auftrag des Landesamtes von STUHR (2002) grob erfasst. Die folgenden Ausführungen sind seinem Bericht entnommen.

Das Noor ist weitestgehend von einem schmalen Saum standorttypischer **Ufergehölze** umgeben, der nur vereinzelt kleinere Lücken aufweist. Vorherrschend ist Schwarz-Erle *Alnus glutinosa*. Weitere sehr häufige Gehölzarten sind Weiden *Salix cinerea*, *S. spec.* und Esche *Fraxinus excelsior*. An dem überwiegend steil ansteigenden Uferbereich im Nordosten nördlich der Norderhake finden sich häufiger zum Teil angepflanzte Gehölze wie Hasel *Corylus avellana*, Stiel-Eiche *Quercus robur*, Berg-Ahorn *Acer pseudoplatanus* und Pappeln *Populus spec.*, *P. alba*.

Auf einem knappen Viertel der Gesamtuferlänge (Nordwest-, Südwest-, Südufer) des Noors existieren uferbegleitende **Bruch- bzw. Sumpfwaldsäume**, die meist in Breiten bis 50 m, vereinzelt aber auch bis über 100 m entwickelt sind. Neben Schwarz-Erle, Grau-Weide und Esche finden sich als weitere Gehölzarten Weiden *Salix spec.*, Gewöhnlicher Schneeball *Viburnum opulus*, Trauben-Kirsche *Prunus padus*, Grau-Erle *Alnus incana* und vereinzelt der nicht heimische Weiße Hartriegel *Cornus sericea*. Häufig sind zudem Rote und Schwarze Johannisbeere *Ribes rubrum*, *R. nigrum*. Der Unterwuchs ist von typischen Arten der Bruch- und Sumpfwälder sowie der Röhrichte und Großseggenrieder geprägt, darunter Sumpf-Segge *Carex acutiformis*, Sumpf-Schwertlilie *Iris pseudacorus*, Sumpf-Reitgras *Cal-*

magrostis canescens, Waldsimse *Scirpus sylvaticus*, Sumpf-Dotterblume *Caltha palustris*, Echtes Mädesüß *Filipendula ulmaria*, Bittersüßer Nachtschatten *Solanum dulcamara*, Bach-Nelkenwurz *Geum rivale*, Kriechender Günsel *Ajuga reptans*, Rohr-Glanzgras *Phalaris arundinacea*, Sumpf-Labkraut *Galium palustre*, Wald-Engelwurz *Angelica sylvestris*, Ufer-Wolfstrapp *Lycopus europaeus*, Wasser-Minze *Mentha aquatica* und zur Wasserseite vielfach auch Schilf *Phragmites australis*. Häufig gab es quellige Bereiche mit vermehrtem Auftreten von Bitterem Schaumkraut *Cardamine amara*, Gegenblättrigem Milzkraut *Chrysosplenium oppositifolium* oder Bachbungen-Ehrenpreis *Veronica beccabunga*. Als gefährdete Art fand sich vereinzelt der Strauß-Gilbweiderich *Lysimachia thyrsoiflora* (RL 3). Als weitere nach der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holsteins (MIERWALD & BELLER 1990) gefährdete Art gibt ZORN (2001) die Flügel-Braunwurz *Scrophularia umbrosa* (RL 3) für Flächen am Südufer an.

Einzelne beweidete **Feuchtgrünlandflächen** finden sich vor allem am West- und Südufer. Die Bestände sind nur mäßig artenreich und überwiegend von Flutrasenarten und Flatter-Binse *Juncus effusus* geprägt. In einem flachen Tümpel trat als Besonderheit der stark gefährdete Sumpfuendel *Peplis portula* (RL 2) auf. Am mittleren Westufer existieren ufernah ältere Feuchtgrünlandbrachen, die zum Teil schon in stärkerer Verbuschung begriffen und weitgehend von Grau-Weidengebüschen *Salix cinerea* und Schilf *Phragmites australis* geprägt sind. Die Feldschicht setzt sich überwiegend aus Arten der o.g. Bruch- und Sumpfwälder zusammen. ZORN (2001) gibt als gefährdete Arten für derartige Be-

stände Fieberklee *Menyanthes trifoliata* (RL 3), Hirsen-Segge *Carex panicea* (RL 3), Breitblättriges Knabenkraut *Dactylorhiza majalis* (RL 3) Geflecktes Knabenkraut *Dactylorhiza maculata* (RL 3), Kleinen Baldrian *Valeriana dioica* (RL 3) und Mariengras *Hierochloa odorata* (RL 3) an.

Ein **Röhrichtgürtel** ist auf etwa 60 % der Uferlinie des Gewässers ausgebildet. Die in vielen Uferbereichen angetroffenen und zum Teil großen Lücken sind vermutlich auf ehemalige Uferbeweidung und andersartige Störungen zurückzuführen. Die überwiegend vom Schilf *Phragmites australis* aufgebauten Bestände sind sehr unterschiedlich ausgeprägt. Teilweise handelt es sich nur um sehr schmale, im Flachwasser siedelnde lückige Säume von 1 bis 3 m Breite, zum Teil sind es auch längere geschlossene Vorkommen mit Breiten um 10 m, die sich bis in 1 m Wassertiefe ausdehnen. Im Südosten zwischen Norder- und Süderhake sind sehr breite, großflächige Schilfröhrichte von fast 10 ha Größe.

Die in fast allen Uferbereichen in kleineren Populationen im Ufersaum bis in 0,5 m Wassertiefe siedelnde Strandsimse *Bolboschoenus maritimus* erlaubt die Zuordnung der Bestände zu den Brackwasserröhrichten. Weitere vereinzelt bis zerstreut auftretende Röhrichtarten sind Schmalblättriger Rohrkolben *Typha angustifolia*, Salz-Teichsimse (*Schoenoplectus tabernaemontani*) und Breitblättriger Rohrkolben *Typha latifolia*. Typische Arten des Ufersaumes oberhalb der Wasserlinie sind Sumpfgänsedistel *Sonchus palustris*, Zottiges Weidenröschen *Epilobium hirsutum*, Gewöhnliche Zaunwinde *Calyptegia sepium* u.a.. Am mittleren Westufer trat vereinzelt das gefährdete Große Flohkraut *Pulicaria dysenterica* (RL 3) auf.

Eine **Schwimtblattzone** fehlt.

Die **Tauchblattzone** erscheint nahezu im gesamten Gewässer durchgehend sehr gleichförmig entwickelt. Sie erreicht aufgrund des meist flach abfallenden Litorals große Ausdehnungen von oft über 50 m Breite und ist bis in 2 m Wassertiefe ausgebildet.

In den für brackige Gewässer typischen und eher artenarmen Beständen dominieren vielfach vom Flachwasser bis in über 1 m Wassertiefe rasige Bestände des Sumpf-Teichfadens *Zannichellia palustris*. Als weitere und ebenso häufige Art prägt dann vielfach das Kamm-Laichkraut *Potamogeton pectinatus* in dichten Beständen den Bereich bis maximal 2,2 m Wassertiefe. Nur in einigen Uferbereichen fand sich das Durchwachsene Laichkraut *Potamogeton perfoliatus*. In der Süderhake tritt neben Massenbeständen des Kamm-Laichkrauts auch das Krause Laichkraut *Potamogeton crispus* auf.

Eine **Armleuchteralgenzone** war ebenso wie die Tauchblattzone in großer Ausdehnung im nahezu

gesamten Uferbereich entwickelt. Die vielfach großflächigen dichten Rasen traten schwerpunktmäßig zwischen 0,5 bis maximal 1,7 m Wassertiefe auf. Sie wurden überwiegend von zwei nach der Roten Liste der Armleuchteralgen Schleswig-Holsteins (GARNIEL & HAMANN 2002) gefährdeten Arten aufgebaut, der Rauhen Armleuchteralge *Chara aspera* (RL 3+) und der Gegensätzlichen Armleuchteralge *Chara contraria* (RL 3). Mehrfach in diese Bestände eingestreut war die stark gefährdete Knäuel-Armleuchteralge *Tolypella glomerata* (RL 2).

Auffällig war zudem das häufige Auftreten fädiger Grünalgen in der Uferzone des Gewässers.

Das Windebyer Noor weist mit vier Tauchblattpflanzenarten eine für brackige Gewässer im Lande nicht unübliche eingeschränkte Artenvielfalt auf. Besonders wertvoll erscheinen jedoch die sehr großflächig ausgedehnten Armleuchteralgenbestände mit drei gefährdeten Arten, so dass insgesamt gesehen der Erhalt der submersen Vegetation von landesweiter Bedeutung ist.

Freiwasser

Aufgrund seiner relativ geringen mittleren Tiefe bildet sich im Windebyer Noor keine stabile sommerliche Temperaturschichtung aus. Lediglich im August war zwischen 8 und 9 m Wassertiefe eine temporäre Schichtung zu erkennen (Abbildung 35).

Das Noor weist mit Chloridgehalten um 700 mg/l (1,3 PSU, entspricht 1,3 ‰), Sulfatgehalten von gut 100 mg/l und einer Leitfähigkeit von 287 mS/m (Frühjahr) einen brackigen Charakter auf. Gegenüber dem Ostseewasser der Eckernförder Bucht mit einem Chloridgehalt von durchschnittlich etwa 9400 mg/l (19 PSU) ist jedoch die bereits erfolgte Aussüßung deutlich erkennbar. In den 20er Jahren des vorigen Jahrhunderts lag der Salzgehalt des Noors noch bei 4,5 PSU (LÜDERS 1972), 1988 bei 2,5 PSU (KUHN et al. 1990). Die Calcium- (76 mg/l) und die Magnesiumkonzentrationen (48 mg/l) liegen im Vergleich mit schleswig-holsteinischen Seen deutlich über dem Durchschnitt (Abbildung 4). Die Pufferung ist mit einer Säurekapazität von 2,9 mmol/l entsprechend hoch, so dass die pH-Wert-Schwankungen daher im Oberflächenbereich mit Werten zwischen 8,4 und 8,7 trotz hoher Produktivität nur gering sind.

Die Gesamtphosphorkonzentration im Windebyer Noor lag im März mit 0,083 mg/l noch im schleswig-holsteinischen Mittel. Bis zum Juni war die Konzentration jedoch auf 0,12 mg/l angestiegen und blieb den Sommer über in diesem Bereich. Anorganischer Phosphor war stets vorhanden. Im August wurde

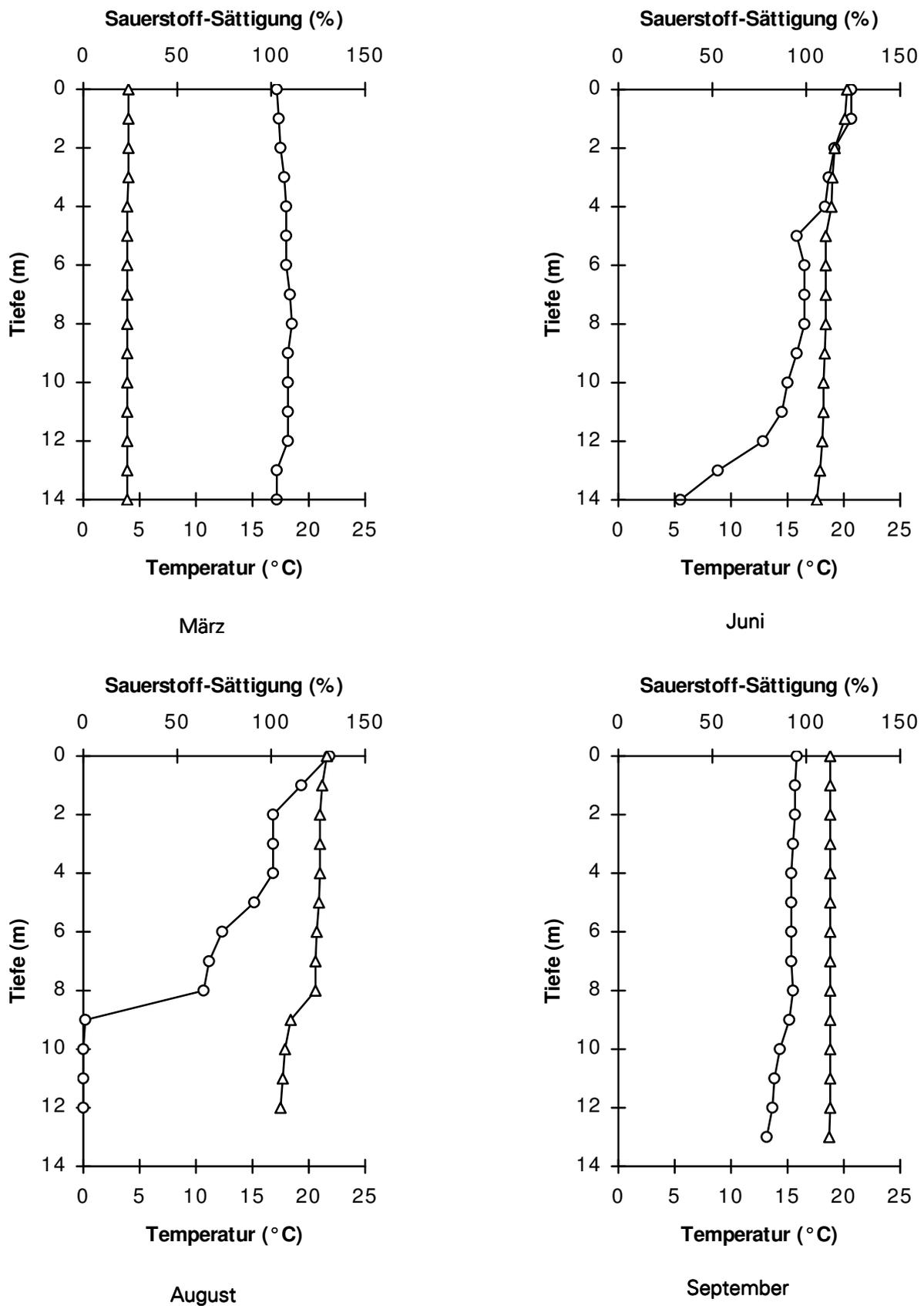


Abbildung 35: Tiefenprofile von Temperatur (°C) und Sauerstoff-Sättigung (%) im Windebyer Noor im Frühjahr und Sommer 2002; Temperatur Δ Sauerstoff \circ

aufgrund interner Rücklösung im anaeroben Tiefenwasser eine Gesamtphosphorkonzentration, die fast vollständig durch anorganischen Phosphatphosphor gebildet wurde, von 0,7 mg/l erreicht (Abbildung 36).

Die Gesamtstickstoffkonzentrationen waren mit 1,3 mg/l durchgehend niedrig. Nitrat war lediglich im März vorhanden. Mit steigender Temperatur und dem Beginn der Entwicklung der Algen, die ihren Stickstoffbedarf durch Nitrat decken, war kein Nitrat mehr im Noor nachweisbar. Auch Ammonium, das bei den herrschenden Verhältnissen ebenfalls als Nährstoffquelle für das Pflanzenwachstum genutzt wird, war zu diesem Zeitpunkt aufgebraucht. Während der kurzen Schichtungsphase im August reichte sich im sauerstofffreien Tiefenwasser durch

Abbauprozesse abgestorbener Biomasse entstandenes Ammonium auf 2 mg/l N an. In den oberen Wasserschichten fand sich nun auch Ammonium, was aber bereits bei der nächsten Probenentnahme aufgrund des Nährstoffbedarfs der photosynthesefähigen Organismen in 1 m Tiefe wieder verbraucht war. Der zeitweise vollständige Verbrauch der genannten Verbindungen deutet darauf hin, dass nicht Phosphat sondern Stickstoff der wachstumsbegrenzende Faktor für das Phytoplankton im Noor war.

Das Windebyer Noor ist hoch produktiv. Die Sichttiefen lagen überwiegend nur zwischen 0,5 und 0,6 m (Abbildung 37). Die Chlorophyll a-Konzentrationen waren mit Werten zwischen 50 und 100 µg/l entsprechend hoch (Abbildung 36).

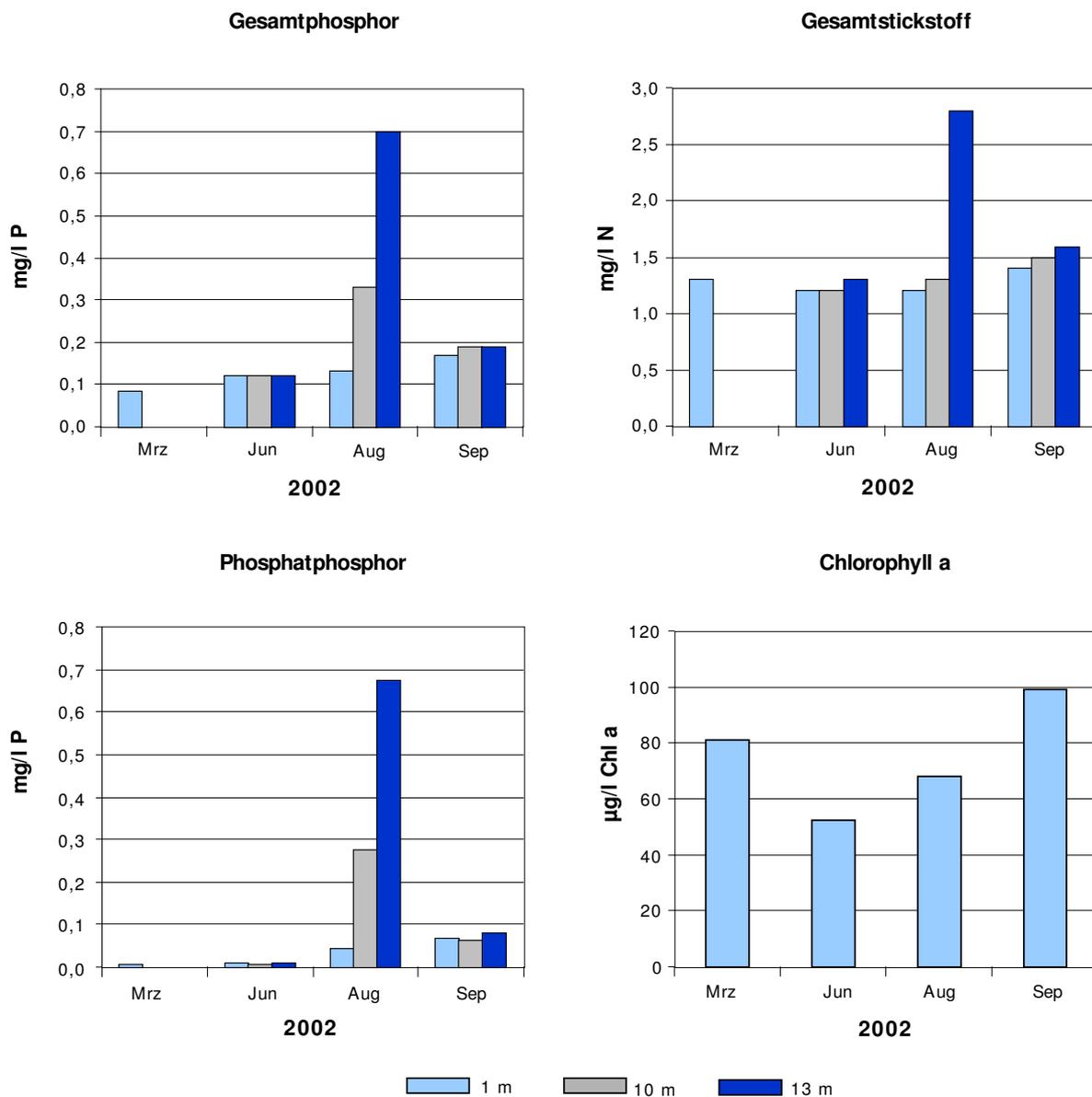


Abbildung 36: Gesamtphosphor und Phosphatphosphor (mg/l), Gesamtstickstoff (mg/l) und Chlorophyll a (µg/l) in verschiedenen Tiefen im Windebyer Noor 2002

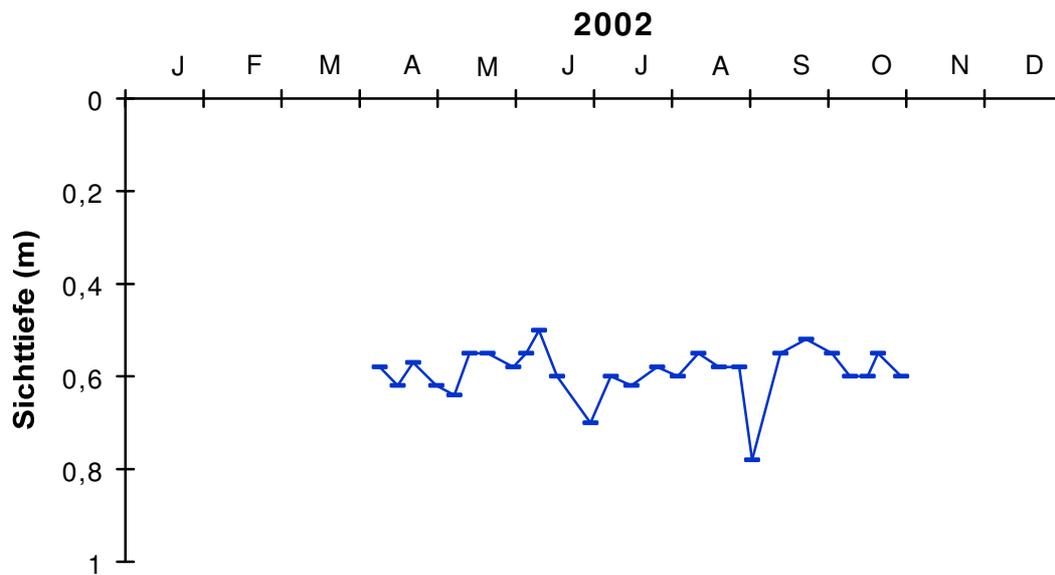


Abbildung 37: Sichttiefen (m) im Windebyer Noor 2002

Das **Plankton** im See wurde im Auftrag des Landesamtes von SPETH (2002) untersucht. Die folgenden Ausführungen sind ihrem Bericht entnommen.

Insgesamt wurden 55 **Phytoplankton**-Taxa im Untersuchungszeitraum festgestellt. Hauptsächlich waren Cyanobakterien (Blaualgen) mit 14, Chlorophyceae (Grünalgen) mit 24, Bacillariophyceae (Kieselalgen) mit 6 und Cryptophyceae (Schlundflagellaten) mit 4 Arten beteiligt. Die Zusammensetzung des Phytoplanktons im Jahresverlauf ist in Abbildung 38 dargestellt.

Im März wurde das Biovolumen (4,71 mm³/l) hauptsächlich durch Blaualgen (37 %), Grünalgen (32 %) und auch Schlundflagellaten (23 %) gebildet. Bei den Blaualgen handelte es sich hauptsächlich um fädige *Limnothrix*-Arten. Bei den Grünalgen dominierten die fadenförmigen *Planctonema lauterbornii* sowie die kolonienbildenden *Dictyosphaerium* spp. und *Koliella longiseta*. Bei den Flagellaten handelte es sich überwiegend um *Rhodomonas cf. lens*.

Im Juni war der Anteil der Blaualgen am Biovolumen (8,33 mm³/l) auf 81 % gestiegen. *Limnothrix* spp. waren wiederum dominant, begleitet von *Cyanonephron styloides* und *Planktothrix cf. agardhii*.

Im August lag das Gesamt-Biovolumen in der gleichen Größenordnung (8,61 mm³/l) wie im Juni. Wieder stellten Blaualgen (61 %) den größten Anteil

neben pennaten Kieselalgen der Gattung *Nitzschia* ssp. mit 28 %.

Im September gab es kaum Veränderungen, jedoch überwog bei den Blaualgen (97 %) *Planktothrix cf. agardhii* deutlich gegenüber *Limnothrix* ssp..

Die hohen mittleren Biovolumina im Windebyer Noor, die insbesondere durch fädige Blaualgen der Ordnung Oscillatoriales (*Limnothrix* spp., *Planktothrix cf. agardhii*) hervorgerufen wurden, kennzeichnen die hohe Trophie des Gewässers. *Planktothrix*- und *Limnothrix*-Arten gelten als besonders schwachlichtadaptiert, d.h. sie können bei geringem Unterwasserlichtangebot, hervorgerufen unter anderem durch die Selbstbeschattung der Algenzellen, sehr gut existieren.

Beim **Zooplankton** wurden insgesamt 7 Taxa festgestellt und zwar Rotatoria (Rädertiere) mit 3, Cladocera (Blattfußkrebse) mit 1 und Copepoda (Hüpfelinge) mit 3 Arten.

Die Zooplanktongemeinschaft des Windebyer Noors war ausgesprochen artenarm. Im März waren Rädertiere zwar mit drei Arten vertreten, diese waren aber jeweils selten. Zu den späteren Terminen wurden keine Rädertiere mehr beobachtet. Nauplien, der räuberisch lebende *Cyclops vicinus* und seine Copepodidstadien waren ebenfalls selten vertreten.

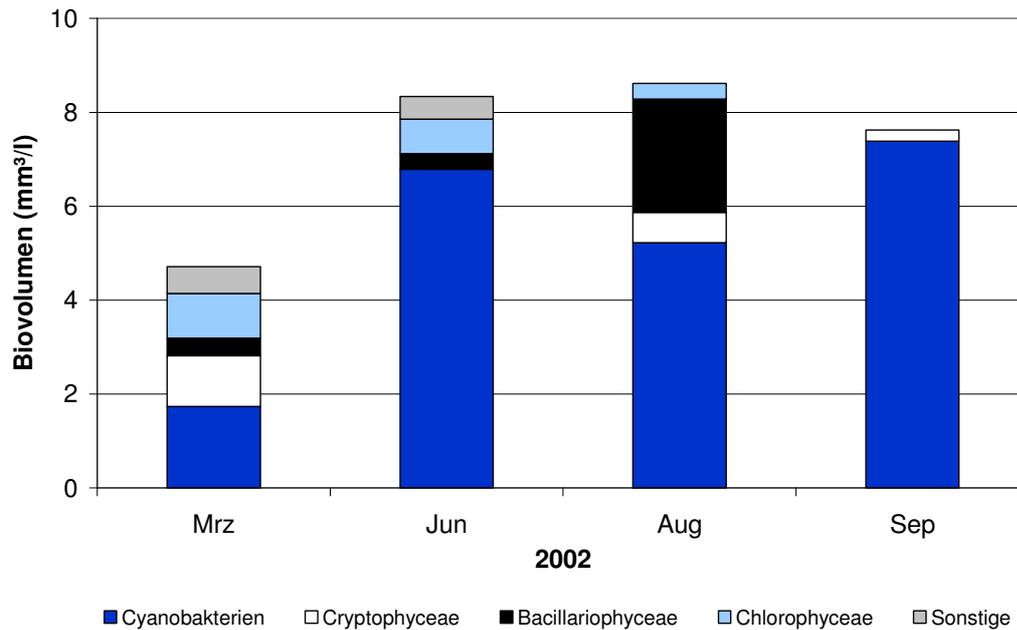


Abbildung 38: Biovolumina der dominierenden Phytoplanktongruppen (mm³/l) im Windebyer Noor 2002

Im Juni, August und September waren Nauplien etwas häufiger, neben den Copepoditstadien fanden sich weiterhin selten der Ruderfußkrebs *C. vicinus* sowie im September die Räuber *Thermocyclops oithonoides* und *Mesocyclops leuckarti*.

Wasserflöhe waren nur im August und September mit *Diaphanosoma brachyurum* vertreten.

Weiterhin kamen im Juni und August planktische Larven höherer Krebse (Decapoda) selten vor.

Im Windebyer Noor leben Heringe, die sich an den seit der Errichtung des Wehrtors abnehmenden Salzgehalt des Wassers angepasst haben. Eine Neuzuwanderung kann nicht erfolgen, da die Heringe nicht gegen die Strömung im verrohrten Ablauf anschwimmen können. Nach Angaben des bewirtschaftenden Fischers gibt es daneben vor allem Barsche, Brasseln, Zander und Plötzen. Besetzt wird außerdem jährlich mit etwa 500 kg Spiegelkarpfen, 600 kg Satzaal und Großer Maräne.

Seegrund

Sedimentanalysen im Windebyer Noor ergaben erhöhte Gehalte an Cadmium (0,95 mg/kg) und Blei (73 mg/kg).

Im Windebyer Noor wurden anhand von zwei Transekten in 1 m, 2 – 4 m, 5 m sowie jeweils zwei Benthosproben aus dem Tiefenbereich 7 – 13,5 m entnommen. Das Sediment war in 1 m Wassertiefe sandig mit brauner Farbe, in 2 – 7 m sandig oder schlammig und teilweise mit zerbrochenen Muschelschalen sowie ab 8 m Tiefe ausschließlich schlammig und schwarz mit weicher Konsistenz.

Die tierische Besiedlung des Sedimentes im Windebyer Noor wurde im Auftrag des Landesamtes von OTTO (2002) untersucht. Die folgenden Ausführungen sind seinem Bericht entnommen.

Insgesamt wurden 27 Taxa bestimmt, jedoch wurden Muscheln ausschließlich als Schalenfund registriert. Mit größter Häufigkeit waren die Oligochaeten (Wenigborster) vorhanden. Sie erreichten eine Dichte von 5538 Ind./m² in 5 m Tiefe. Unter den Schnecken fand sich die weitverbreitete Neuseeländische Deckelschnecke *Potamopyrgus antipodarum* mit maximal 4500 Ind./m² in 1 m Tiefe. Typische Brackwasservertreter waren bei den Krebsen die Schwebegarnele *Neomysis integer* und *Spaeroma serratum*.

Als artenreichste Gruppe traten die Chironomidae (Zuckmücken-Larven) auf. Unter ihnen erreichten *Glyptotendipes paripes* und *Polypedilum nubeculosum* in 5 m Tiefe Dichten von 500 bis 700 Ind./m²

sowie *Procladius* sp. in 7 – 8 m Tiefe von 860 Ind./m².

Der Boden in 10 m Tiefe war nur noch mit *Chironomus cf. plumosus* (47 Ind./m²) und Wenigborstern (122 Ind./m²) besiedelt, in 11 m Tiefe gab es nur noch Wenigborster. Normalerweise wäre hier die Büschelmücke *Chaoborus flavicans* zu finden, die jedoch aufgrund des Salzgehaltes im Windebyer Noor nicht auftritt. Bemerkenswert ist auch das völlige Fehlen der Benthosfauna in 13,5 m Tiefe.

Hinsichtlich der Ernährungstypen (Abbildung 39) ist anzumerken, dass die Detritusfresser in beiden Transekten nahezu konstant mit der Tiefe zunehmen. Litoraltypische Weidegänger finden sich bis zu einer Tiefe von 8 m bzw. 7 m. Der Zonierungsaspekt zeigt, dass der litorale Anteil besonders im ersten Transekt unterhalb von 5 m deutlich abnimmt und der profundale zunimmt. Letzterer übersteigt den litoralen Anteil bei 8 bzw. 7 m. Die Unterschiede in den Anteilen sind nicht so deutlich, somit kann der Übergang zum Profundal nicht genau angegeben werden.

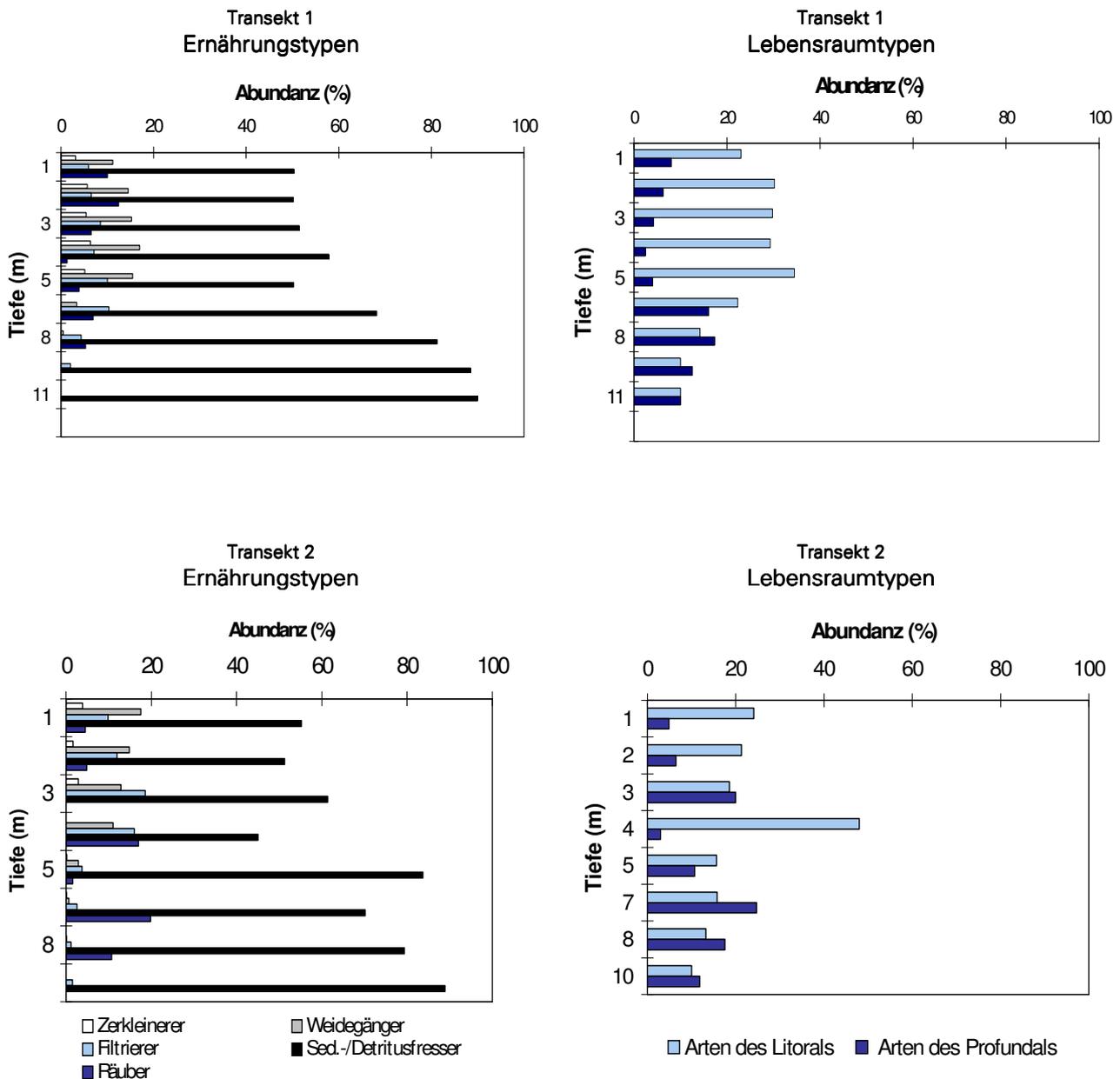


Abbildung 39: Benthos des Windebyer Noors; Abundanz der Ernährungs- und Lebensraumtypen in den verschiedenen Wassertiefen

Auffällig ist die Tiefenverbreitung der Litoralfauna (Abbildung 39) trotz der geringen Sichttiefen, was für das Vorhandensein einer günstigen Sauerstoff- und Substratsituation spricht. Das gesamte Noor ist praktisch mit hohen Zahlen an Wenigborstern und Zuckmückenlarven besiedelt, so dass die Fische eine hinreichende Nahrungsgrundlage haben.

Aufgrund der Präsenz von *Chironomus plumosus* in der Tiefe wäre das Noor nach THIENEMANN (1922) ein eutrophes Chironomus plumosus-Gewässer. Die Ausdehnung der Litoralfauna ließe auf einen besseren Zustand schließen, allerdings fanden sich auch für das Litoral ausnahmslos Vertreter nährstoffreicher Gewässer. Möglicherweise ist die Beurteilung durch die brackigen Verhältnisse problematisch.

Nutzung des Noors und seines Einzugsgebietes

An die **Ufer** des Gewässers grenzen im Süden und Westen landwirtschaftliche Nutzflächen, die hinter einem meist schmalen Ufergehölzsaum liegen. Das Nord- wie auch das Ostufer ist vom Siedlungsbereich der Stadt Eckernförde geprägt, von dem das Gewässer aber z.T. durch Gehölze und Grünlandparzellen bzw. -brachen abgeschirmt ist. Ein im Südwesten und Nordosten sehr ufernah geführter Rundwanderweg umgibt das Noor.

Die fischereiliche Nutzung des **Noors** erfolgt durch einen gewerblichen Fischer. Für den Wassersport ist das Noor gesperrt

Das **Einzugsgebiet** des Noors wird zu 50 % landwirtschaftlich genutzt, 4/5 davon als Acker. Gewässer bedecken 24 % der Fläche, 13 % werden von Siedlungen eingenommen. Der Waldanteil beträgt 7 %. Die Zahl der Großvieheinheiten lag bei durchschnittlich 0,86 GVE/ha landwirtschaftlich genutzter Fläche.

Über die Windebyer Au erhält der See gereinigtes **Abwasser** der Kläranlage Friedland (360 EW), die zur Gemeinde Windeby gehört.

Belastungssituation des Noors

Aufgrund der Flächennutzung und der Abwasserbeseitigung im Einzugsgebiet sowie der Niederschlagsbeschaffenheit werden im Folgenden die Einträge der Nährstoffe Phosphor und Stickstoff in das Windebyer Noor grob abgeschätzt (Abbildung 40 und Tabelle 9).

Die Einträge aus dem Einzugsgebiet und durch Niederschlag lagen insgesamt bei 760 kg/a Phosphor und bei etwa 23,5 t/a Stickstoff. Als Hauptquelle (67 %) für beide Stoffe ist die landwirtschaftliche Flächennutzung anzusehen. Der Einfluss des im Siedlungsbereich abfließenden Niederschlagswassers ist mit 21 % hoch, die Abwasserbeseitigung machte 7 % der Phosphorbelastung aus. Bezogen auf die Seefläche liegt die Phosphorbelastung jedoch mit 0,2 g/a·m² lediglich bei einem Drittel des schleswig-holsteinischen Durchschnitts (0,6 g/a·m²).

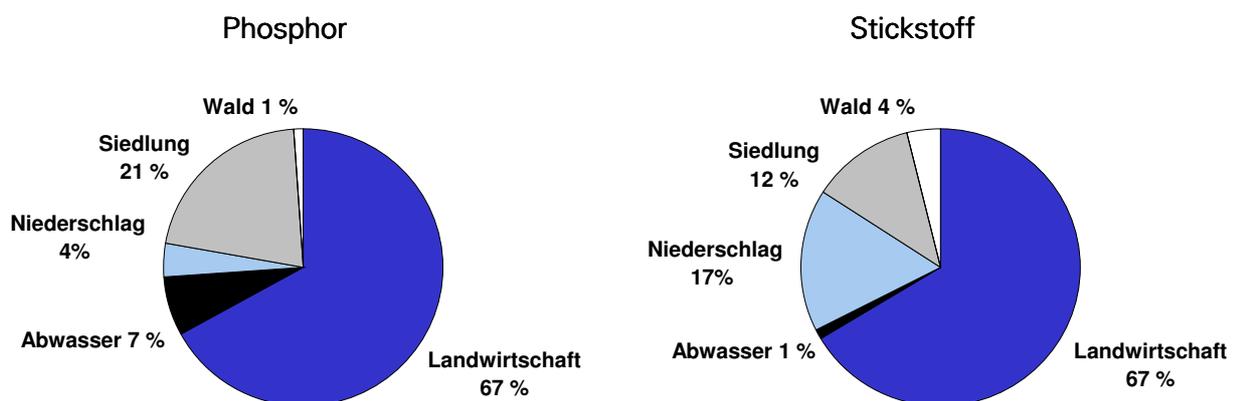


Abbildung 40: Quellen für Phosphor- und Stickstoffeinträge in das Windebyer Noor

Tabelle 9: Einträge von Phosphor und Stickstoff in das Windebyer Noor aus verschiedenen Quellen (Abschätzung gemäß Kapitel Auswertungsmethoden)

* Daten der behördlichen Überwachung

Flächennutzung	(ha) bzw.	(kg/ha-a) P	Phosphoreintrag (kg/a)	(kg/ha-a) N	Stickstoffeintrag (kg/a)
	Stück	bzw. (kg/GVE-a) P		bzw. (kg/GVE-a) N	
Acker	660	0,5	330	20	13200
Grünland	183	0,2	37	10	1830
Großvieheinheiten	725	0,2	145	0,9	653
Wald	121	0,05	6	7	847
Siedlung	212	0,75	159	13	2756
Gewässer	412		0		0
sonstiges	105		0		0
Summe (ha)	1693		677		19286

Niederschlag auf die Seefläche	389	0,08	29	10,3	4007
--	-----	------	-----------	------	-------------

Punktquellen	EW	Phosphoreintrag		Stickstoffeintrag	
		(kg/EW-a) P	(kg/a)	(kg/EW-a) N	(kg/a)
Abwasser	360		54*		164*
Summe			54		164

Gesamteintrag in den See	Phosphor	Stickstoff
Summe (kg/a)	760	23456
bezogen auf die Seefläche (g/a·m ²)	0,20	6
Gesamtaustrag aus dem Landeinzugsgebiet (kg/a·ha Landfläche) (ohne Niederschlag auf die Seefläche)	0,56	15

Anhand der ermittelten Phosphoreinträge lässt sich nach VOLLENWEIDER & KERKES (1980) unter Einbeziehung der Seebeckengestalt und des

Wasseraustausches die zu erwartende Phosphor-Konzentration im See abschätzen:

$$P_{E=} = \frac{L * T_w}{z(1 + \sqrt{T_w})}$$

$P_{E=}$:		= erwartete Phosphor-Konzentration im See (mg/l)
L	:	0,20	= jährliche Phosphor-Belastung pro Seefläche (g/a·m ²)
T_w	:	4,7	= theoretische Wasseraufenthaltszeit (a)
z	:	6,4	= mittlere Tiefe des Sees (m)

$$P_{E=} = \frac{0,20 * 4,7}{6,4 (1 + 2,1)} = \mathbf{0,05 \text{ mg/l P}}$$

Die nach VOLLENWEIDER zu erwartende Phosphorkonzentration im See liegt mit 0,05 mg/l P unter der tatsächlichen Konzentration von 0,08 mg/l P im März. Dies zeigt, dass interne Düngungsprozesse

durch Nährstoff-Freisetzen aus dem Sediment einen deutlichen Einfluss auf den Phosphor-Haushalt des Noors haben.

Bewertung

Die derzeitige Flächenbelastung des Noors bedingt durch das Einzugsgebiet ist mit 0,2 g/a-m² Phosphor gering. Die Hauptnährstoffe Phosphor und Stickstoff lagen im Frühjahr in mittleren bis niedrigen Konzentrationen vor. Aufgrund der geringen mittleren Tiefe und der großen Oberfläche des Windebyer Noors kommt es häufig zu windinduzierten Durchmischungen, so dass die vorhandenen Nährstoffe effektiv umgesetzt werden. Sehr hohe Chlorophyllwerte, geringe Sichttiefen und häufiges Auftreten fädiger Grünalgen zeigen die intensive Primärproduktion in diesem Gewässer. Nach Absterben der produzierten Biomasse führen Zehrungsprozesse zu Sauerstoffschwund im Tiefenwasser, so dass es zu einer Rücklösung des Phosphats als Altlast der früheren Abwasserbelastung aus dem Sediment kommt. Das Nicht- bzw. zeitweise nur in Spuren Vorhandensein anorganischer Stickstoffverbindungen deutet darauf hin, dass nicht Phosphat, sondern Stickstoff der begrenzende Faktor für das Pflanzenwachstum ist.

Trotz der permanenten Trübung des Wassers finden sich sehr großflächig ausgedehnte Armleuchteralgenbestände mit drei gefährdeten Arten, die von landesweiter Bedeutung sind.

Die Bewohner des Sedimentes (Benthos) erreichen eine hohe Besiedlungsdichte und bieten damit eine gute Nahrungsgrundlage für Fische.

Innerhalb des Planktons zeigen in besonderem Maße fädige Blaualgen wie *Limnospira* spp. und *Planktothrix cf. agardhii* die Belastung des Windebyer Noors. *Planktothrix*- und *Limnospira*-Arten gelten als besonders schwachlichtadaptiert, d.h. sie können bei geringem Unterwasserlichtangebot sehr gut existieren. Das Zooplankton war ausgesprochen artenarm und nicht in der Lage das Algenwachstum zu kontrollieren.

Nach den Kriterien der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 1998) ist der gegenwärtige Zustand

des Windebyer Noors polytroph 1. Eine Bewertung des Gewässers ist jedoch anhand der auf trophische Kriterien aufbauenden Richtlinie nicht möglich, da es brackig ist und die Referenzbedingungen (Sonder-typ) unklar sind.

Für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie ist das Noor in jedem Fall natürlicherweise ein Lebensraum mit höherem Salzgehalt, der entsprechende Lebensgemeinschaften beherbergt. Somit ist der durch die Stauklappe verhinderte Wasseraustausch mit der Ostsee als Belastungsquelle anzusehen

Empfehlungen

Aufgrund der geringen mittleren Tiefe des Windebyer Noors haben die internen Düngungsprozesse massive Auswirkungen. Auch durch die hohe Wasseraufenthaltszeit von fast 5 Jahren sind die Voraussetzungen für eine kurzfristige Erholung des Windebyer Noors eher ungünstig.

Ein besonderes Augenmerk sollte auch auf die Begrenzung der Stickstoffzufuhr gerichtet werden. Quellen der Stickstoffverbindungen können Einleitungen von Abwässern in die Zuläufe sowie landwirtschaftlich genutzte Böden sein. Daher sollten die zum Gewässer geeigneten Hänge angrenzender Ackerflächen (nördliches Westufer) durch Umwandlung in Grünland extensiviert werden und somit einer Einschwemmung von Nährstoffen entgegengewirkt werden.

Der Wasseraustausch mit der Ostsee sollte wiederhergestellt werden, um im Windebyer Noor einen höheren Salzgehalt zu erzielen. Ab einem Wert von etwa 3000 mg/l Chlorid (5 PSU) ist mit einem Rückgang der zurzeit in großen Dichten auftretenden fädigen Blaualgen und dem Einstellen größerer Sichttiefen zu rechnen.

Großer Binnensee (2002)

Topographische Karte (1 : 25.000):	1629
Flusssystem:	Ostsee
Kreis:	Plön
Gemeinde:	Behrendorf, Hohwacht
Eigentümer:	privat
Pächter:	Angelsportverein
Lage des oberirdischen Einzugsgebietes:	
Rechtswerte:	358886 - 360805
Hochwerte:	600672 - 602545
Höchster Wasserstand (Abflussjahr 2002, m ü.NN):	0,21
Mittlerer Wasserstand (Abflussjahr 2001, m ü.NN):	-0,08
Niedrigster Wasserstand (Abflussjahr 2001, m ü.NN):	-0,35
Größe des oberirdischen Einzugsgebietes (km ²):	146
Seefläche (km ²):	4,78
Seevolumen (m ³) bei -0,10 m ü.NN:	9.020.000
Maximale Tiefe (m):	3,0
Mittlere Tiefe (m):	1,9
Uferlänge (km):	11,4
Theoretische Wasseraufenthaltszeit (a): (bei einem geschätzten Abfluss von 10 l/(s·km ²))	0,2
Umgebungsarealfaktor (m ² /m ²):	28,8
Umgebungsvolumenfaktor (m ² /m ³):	15,4
Uferentwicklung:	1,5
Hypolimnion/Epilimnion (m ³ /m ³):	-
Mischungsverhalten:	ungeschichtet
Seetyp:	Sondertyp

Entstehung

Der Große Binnensee ist von seiner Entstehung her ein Strandsee, der durch eine Nehrung unvollständig von der Ostsee abgetrennt wurde.

Einzugsgebiet und Morphologie des Sees

Der Große Binnensee liegt nordöstlich von Lütjenburg in unmittelbarer Nähe zur Ostsee, in der für die EU-Wasserrahmenrichtlinie relevanten Flussgebietseinheit Schlei/Trave (Teileinzugsgebiet Kossau/Oldenburger Graben). Mit einer Wasserfläche von 4,83 km² ist er der größte Strandsee Schleswig-Holsteins. Sein gesamtes Einzugsgebiet ist mit 147 km² fast 30mal so groß wie seine Seefläche und erstreckt sich im Süden bis nach Rathjensdorf. Der südlich gelegene Tresdorfer See hat dabei mit seinem Einzugsgebiet (61,6 km²) einen Anteil von rund 40 %. Nordwestlich des Großen Binnensees befindet sich das Gut Waterneversdorf, südöstlich die kleine Ortschaft Haßberg. Das Südufer und auch

weitgehend das Westufer sind von Wald gesäumt, während die weitere Umgebung im Einzugsgebiet (Abbildung 41) stark landwirtschaftlich, mit einer überwiegenden Ackernutzung, geprägt ist.

Die Böden bestehen im gesamten Einzugsgebiet aus Geschiebelehm/Geschiebemergel der Grundmoräne, nur im Westen des Sees bei Waterneversdorf findet sich ein kleiner Bereich mit Schluff.

Als größter Zulauf mit einem Einzugsgebiet von 128,5 km² mündet im Süden die Kossau in den Großen Binnensee. Die angegebenen Abflussspenden (Tabelle 10) sind anhand der gemessenen Abflussmengen (200 bis 2780 l/s, Abbildung 42) am Pegel Kossau LIO55 (84,6 km²) ermittelt worden. Setzt man gleiches Abflussverhalten voraus, sind diese mittleren monatlichen Spenden auch für das Gesamtgebiet anwendbar und ergeben für das Abflussjahr 2002 eine relativ hohe durchschnittliche Abflussspende von 15,6 l/s·km². Ein Vergleich mit dem langjährigen Mittelwert der Jahre 1994 bis 2003 ergibt jedoch eine für Schleswig-Holstein

typische Abflussspende von durchschnittlich $10 \text{ l/s}\cdot\text{km}^2$. Bei höheren Wasserständen des Großen Binnensees kann es im Mündungsbereich der Kossau allerdings zum Rückstau kommen.

Ebenfalls am Südufer entwässert der auf der anderen Straßenseite liegende Golfplatz über einen kleinen Graben ($1,79 \text{ km}^2$). Die zufließenden Mengen lagen jedoch überwiegend unter 20 l/s , lediglich im Februar wurden 180 l/s erreicht. Ein Zulauf ($2,53 \text{ km}^2$) am mittleren Westufer hatte im Winterhalbjahr kontinuierlichen Abfluss ($13 \text{ bis } 180 \text{ l/s}$), war

jedoch im Sommerhalbjahr überwiegend trocken. Darüber hinaus wurden rund um den Großen Binnensee sechs kleinere Zuläufe beobachtet, an denen aber keine nennenswerten Abflussmengen zu verzeichnen waren. An einem nordwestlichen Zulauf ($2,35 \text{ km}^2$) befindet sich eine Pumpstation, wobei über die Menge bzw. die dortige Pumpleistung keine Aussage gemacht werden kann. Der kurze Abfluss zur Ostsee im Nordosten ist durch ein Siel bei „Hafen Lippe“ (zwei elektrisch gesteuerte Schotten, die hoch und herunter gefahren werden) unterbrochen.

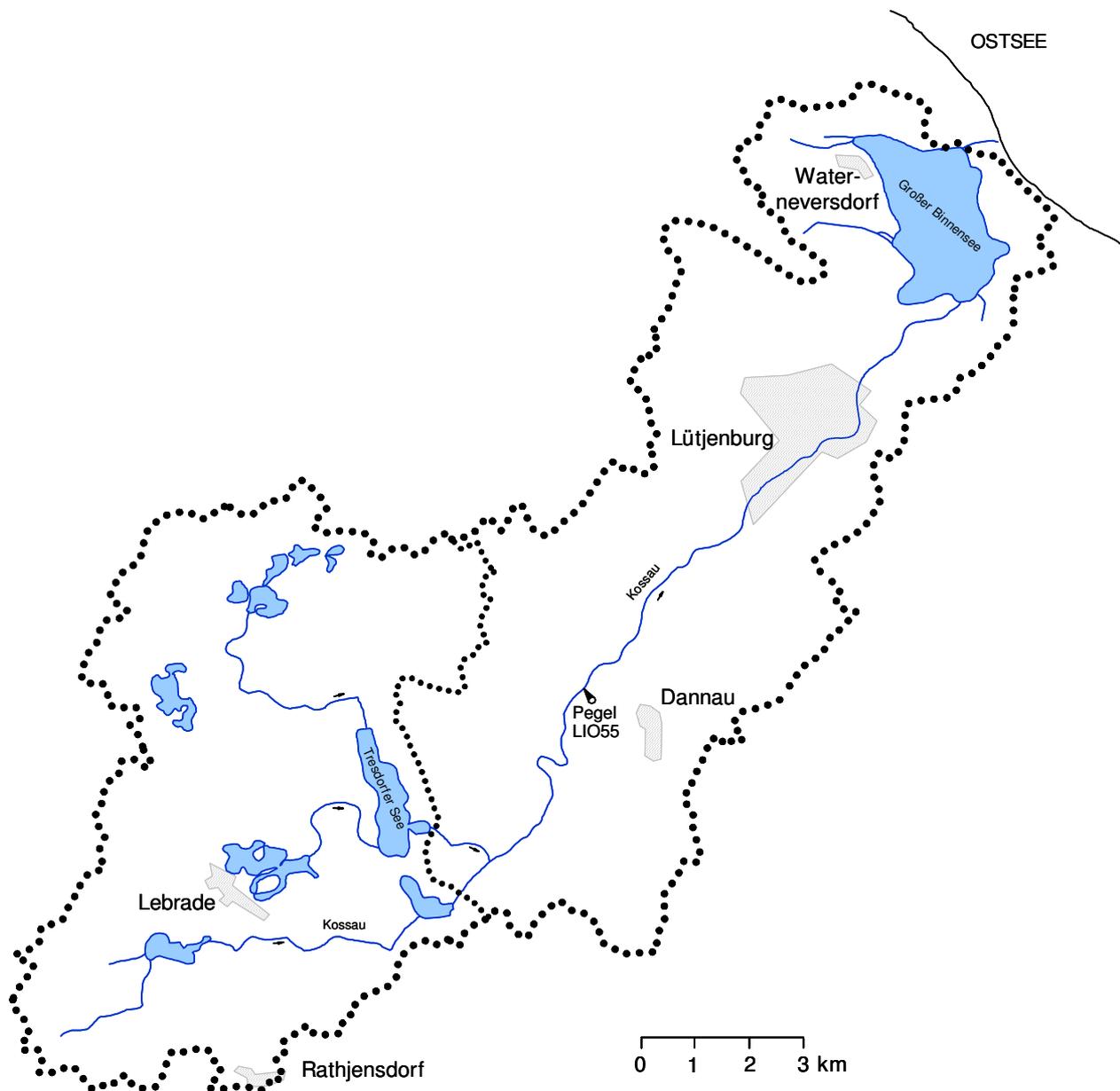


Abbildung 41: Einzugsgebiet des Großen Binnensees

Tabelle 10: Abflussspenden (l/s·km²) der Kossau im Abflussjahr 2002 im Vergleich zum langjährigen Mittel 1994 bis 2003 am Pegel LIO55 (Einzugsgebiet 84,6 km²)

Abfluss- jahr 2002	Nov	Dez	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Juni	Juli	Aug	Sep	Okt	Win	Som	Jahr
Abfluss- spende (l/s·km ²) 2002	18,8	18,9	20,8	32,9	24,8	7,6	6,3	2,4	18,6	22,6	5,6	7,7	20,6	10,5	15,6
Abfluss- spende (l/s·km ²) 1994/03	13,9	16,3	19,2	18,6	16,4	9,6	5,1	3,1	3,8	3,6	2,5	6,3	15,6	4,1	9,8

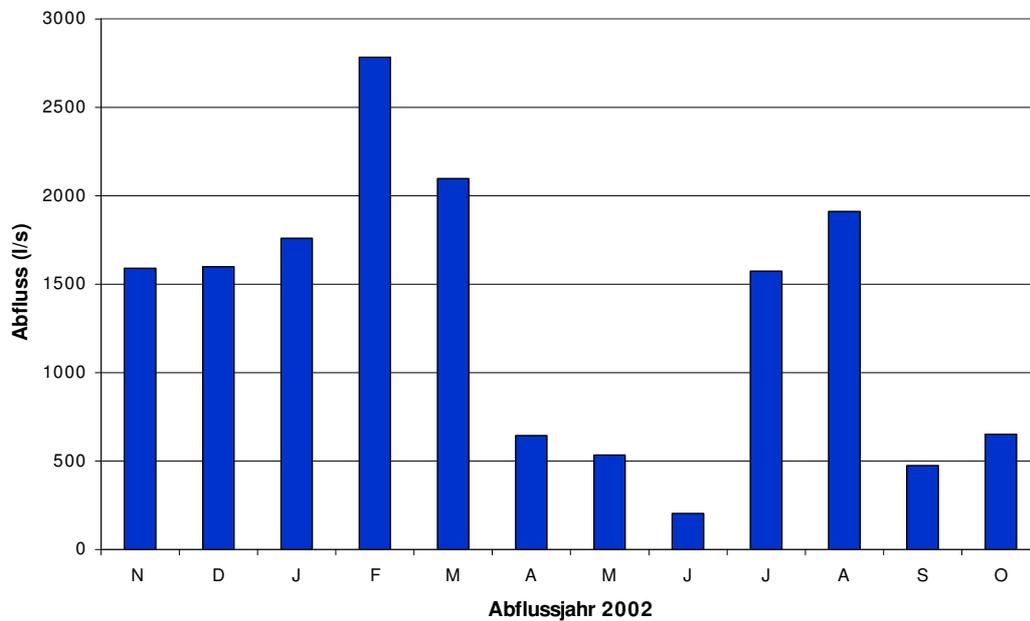


Abbildung 42: Abflussmengen (l/s) der Kossau am Pegel LIO55 (84,6 km²) im Abflussjahr 2002 (Monatsmittelwerte)

Der Seewasserstand schwankte im Abflussjahr 2002 um 56 cm (Abbildung 43). Die theoretische Wasseraufenthaltszeit im Großen Binnensee beträgt 0,2 Jahre (2,4 Monate) bei einer zu Grunde gelegten Abflussspende von 10 l/s·km².

Das Becken des Großen Binnensees ist annähernd oval. Die Ufer - insbesondere das Ostufer - fallen unter Wasser flach ab. Der tiefste Bereich (3 m) liegt etwa 450 m vom mittleren Ostufer entfernt (Abbildung 45).

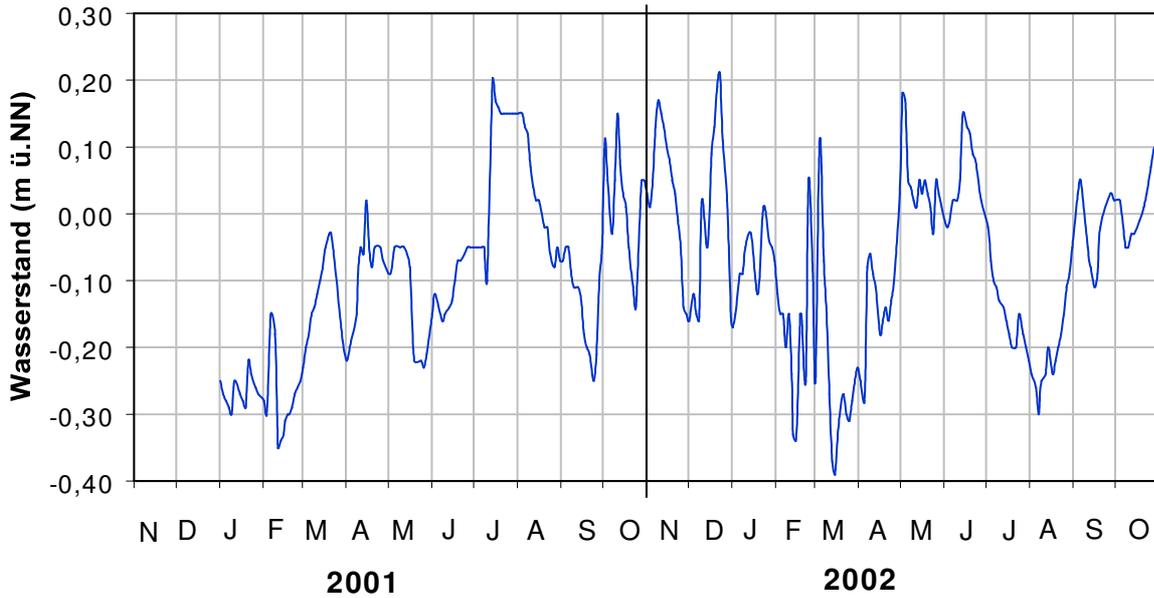


Abbildung 43: Seewasserstände (m ü.NN) im Großen Binnensee im Abflussjahr 2002

In Abbildung 44 sind die Temperatur- und Niederschlagsverhältnisse an der Messstation Hohwacht dargestellt. In den Monaten Januar bis September 2002 waren die mittleren Monatstemperaturen im Vergleich zum langjährigen Mittel überdurchschnittlich hoch. Ganz besonders fallen hierbei der Februar und der August auf. Extrem hohe Niederschläge

fielen im Februar, Juli und Oktober, der September hingegen war im Vergleich sehr trocken. Insgesamt gesehen war im Bereich des Großen Binnensees die durchschnittliche Jahrestemperatur um 1,6 Grad erhöht und es fiel 24% mehr Niederschlag gegenüber dem langjährigen Mittel.

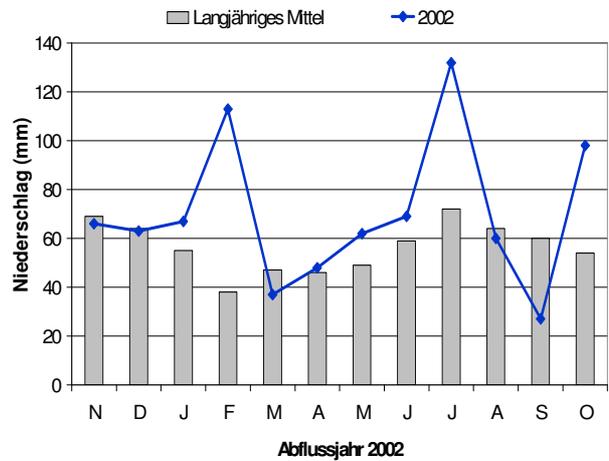
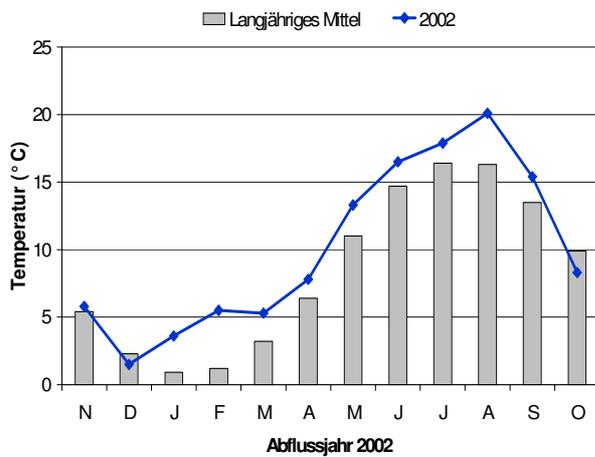


Abbildung 44: Mittlere Monatstemperaturen und monatliche Niederschlagshöhen im Abflussjahr 2002 an der Messstation Hohwacht im Vergleich zum langjährigen Mittel 1961/90

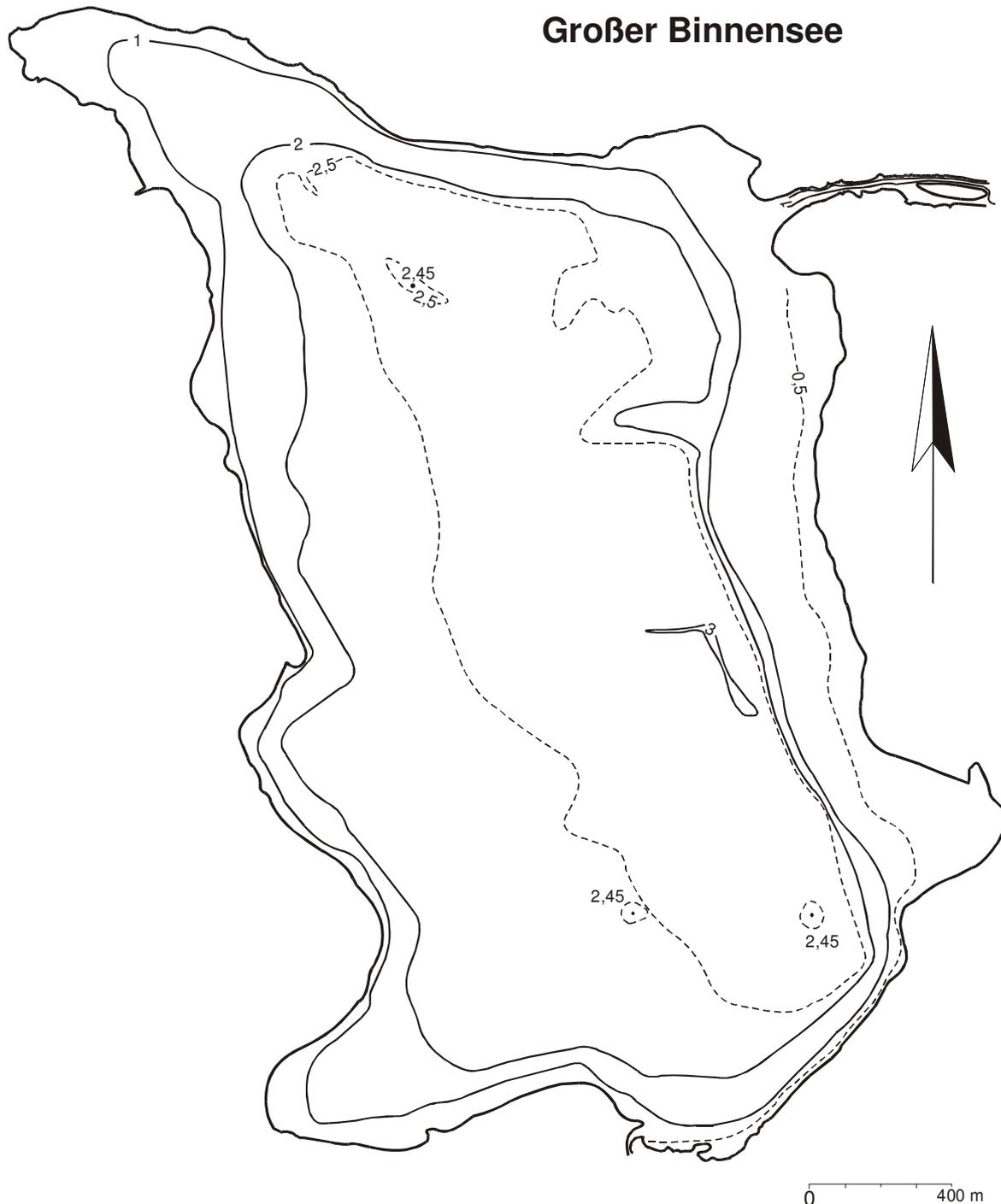


Abbildung 45: Tiefenplan des Großen Binnensees

Ufer

Die Ufervegetation des Großen Binnensees wurde im Auftrag des Landesamtes von STUHR (2000) grob erfasst. Die folgenden Ausführungen sind seinem Bericht entnommen.

Standorttypische **Ufergehölze** finden sich am Großen Binnensee bevorzugt am West- und Südufer.

Hier bilden sie einen in der Regel um 10 m breiten und nahezu geschlossenen Gürtel im Übergang zwischen Röhrlicht und den landseitig folgenden Waldflächen. Bezeichnende Gehölzarten sind Schwarz-Erle *Alnus glutinosa*, Weiden - vor allem *Salix cinerea*, Eschen *Fraxinus excelsior* und stellenweise die gepflanzten Grau-Erlen *Alnus incana*.

In einigen Uferpartien besonders im Südwesten des Sees erweitern sich die Ufergehölzsäume zu **Bruchwäldern** mit Breiten um 50 m. Neben der vorherrschenden Schwarz-Erle sind auch die schon o.g. Gehölzarten am Aufbau der Baum- bzw. Strauchschicht beteiligt. Der Unterwuchs zeigt am landseitigen Rand vielfach Nitrophytendominanz mit Arten wie Brennessel *Urtica dioica*, Kletten-Labkraut *Galium aparine* u.a.. Zum Ufer hin dominieren dann zunehmend Feuchtezeiger wie Mädesüß *Filipendula ulmaria*, Kohldistel *Cirsium oleraceum*, Sumpf-Reitgras *Calamagrostis canescens*, Wasser-Minze *Mentha aquatica*, Schwertlilie *Iris pseudacorus*, Wolfstrapp *Lycopus europaeus*, Bittersüßer Nachtschatten *Solanum dulcamara* und weitere Arten, die auch für das seeseitig angrenzende Röhricht typisch sind (s.u.). In anderen Bereichen finden sich Ufergehölze eher zerstreut in meist einreihigen Beständen.

Etwa auf dem hydrologischen Niveau des Erlenbruchs finden sich im Bereich der Kossaumündung sowie am mittleren und nördlichen Westufer **Feuchtgrünland** bzw. **Feuchtgrünlandbrachen**. Die relativ großen Flächen vor Waterneversdorf werden überwiegend extensiv beweidet und besitzen hohe Anteile von Arten des hier ehemaligen Röhrichtgürtels. Am Rand einer kleinen Feuchtgrünlandfläche im Süden des Sees tritt vereinzelt die nach der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holsteins (MIERWALD & BELLER 1990) gefährdete Röhrlige Pferdesaat *Oenanthe fistulosa* (RL 3) auf.

Der **Röhrichtgürtel** ist am Großen Binnensee nahezu vollständig entlang der gesamten Uferlinie ausgebildet. Einzelne Störungen wie Mahd oder Schneisen als Zugänge zum Gewässer sind sehr kleinflächig und betreffen fast ausschließlich das nördliche Westufer. Die naturnahen Bestände sind als nahezu reine Röhrichte von Schilf *Phragmites australis* in meist großen Breiten zwischen 50 und 100 m ausgebildet und siedeln in der Regel bis in Wassertiefen zwischen 0,5 und 1 m. Saumartig seeseitig vorgelagert tritt als weitere Art der Schmalblättrige Rohrkolben *Typha angustifolia* auf. Vereinzelt bis zerstreut finden sich eher ufernah der Breitblättrige Rohrkolben *Typha latifolia* sowie die für Brackwasserröhrichte typische Strandsimse *Bolboschoenus maritimus*.

Typische Begleiter des Röhrichts sind Sumpf-Reitgras *Calamagrostis canescens*, Wasser-Minze, Sumpf-Labkraut *Galium palustre*, Wasserdost *Eupatorium cannabinu*, Baldrian *Valeriana officinalis*, Schwertlilie, Wolfstrapp, Bittersüßer Nachtschatten u.a..

Bemerkenswert ist das Auftreten einiger Salzzeiger an Störstellen. So finden sich beim Bootssteg in Waterneversdorf Strand-Aster *Aster tripolium*,

Strand-Milchkraut *Glaux maritima* und Krähenfuß-Knöterich *Plantago coronopus*, am gegenüberliegenden Ostufer südlich des Seeabflusses trat ein größerer Bestand der stark gefährdeten Laugenblume *Cotula coronopifolia* (RL 2) auf.

Ein **Schwimmblattgürtel** fehlt, nur vor der Kossaumündung siedelte ein Bestand des für Fließgewässer typischen Einfachen Igelkolben *Sparganium emersum* in 1 m Wassertiefe. Vereinzelt fand sich in geschützten Uferbereichen am Rande des Röhrichts die Kleine Wasserlinse *Lemna minor*.

Die **Tauchblattzone** ist praktisch entlang der gesamten Uferlinie bis in Wassertiefen von 1 bis 1,5 m (max. bis 1,8 m) ausgebildet, lediglich im Südosten wurden kaum Wasserpflanzen gefunden. Insgesamt fanden sich 11 Tauchblattarten, wobei Kamm-Laichkraut *Potamogeton pectinatus* und Teichfaden *Zanichellia palustris* weithin vorherrschten. Etwas weniger häufig, aber dennoch fast überall anzutreffen war das gefährdete Zwerg-Laichkraut *Potamogeton pusillus* (RL 3). Alle weiteren Arten traten eher vereinzelt bis zerstreut auf, darunter das gefährdete Ährige Tausendblatt *Myriophyllum spicatum* (RL 3) und das stark gefährdete Stachelspitzige Laichkraut *Potamogeton friesii* (RL 2).

Eine **Armleuchteralgenzone**, die nicht wie üblich der Tauchblattzone vorgelagert ist, sondern sich in gleicher Wassertiefe wie die Tauchblattpflanzen befindet, ist im Großen Binnensee in den ausgedehnten Flachwasserzonen am nördlichen und mittleren Ostufer eindrucksvoll entwickelt. Stichproben ergaben, dass die dicht mit Characeenrasen bewachsenen Flächen auf einer Länge von etwa 2 km und in Breiten bis 200 m ausgebildet sind und bis in mindestens 1 m Wassertiefe reichen. Dominierende Art ist die nach der Roten Liste der Armleuchteralgen Schleswig-Holsteins (GARNIEL & HAMANN 2002) gefährdete *Chara aspera* (RL 3+), die für Flachwasserbereiche an Brandungsufern charakteristisch ist. Daneben wurde aber auch die gefährdete Gegensätzliche Armleuchteralge *Chara contraria* (RL 3) häufiger gefunden, die hier scheinbar vermehrt das etwas tiefere Wasser besiedelt.

Zusammenfassend wird die Ufervegetation des Großen Binnensees vor allem von sehr breiten, naturnahen, aber nicht ausgesprochen artenreichen Röhrichtbeständen aufgebaut, die am gesamten Gewässer kaum Störungen unterworfen sind. Als „Salzarten“ kommen Strandsimse, Strand-Aster, Strand-Milchkraut, Krähenfuß-Knöterich sowie Laugenblume vor. Im schleswig-holsteinischen Vergleich stellen die vorhandenen 11 Tauchblatt- und 3 Armleuchteralgenarten eine noch relativ reiche submerse Vegetation mit einigen gefährdeten Arten dar. Herausragend ist die Ausbildung von dichten Arm-

leuchteralgenrasen vor dem Ostufer, wie sie im Lande in dieser Flächenausdehnung vermutlich einmalig ist. Etwas im Gegensatz dazu stehen die geringen Sichttiefen und die nicht sehr große Tiefenausdehnung der submersen Vegetation, auf Grund dessen das Gewässer im Grenzbereich zwischen eu- und polytrophem See anzusiedeln ist. Der trotz dieser Verhältnisse angetroffene Artenreichtum ist vermutlich auf die für Wasserpflanzen günstige Ufermorphologie mit ausgedehnten Flachwasserzonen zurückzuführen. Insgesamt betrachtet ist der Erhalt der Vegetation des Großen Binnensees von landesweiter Bedeutung.

Freiwasser

Aufgrund seiner relativ geringen mittleren Tiefe (1,9 m) bildet sich im Großen Binnensee keine sommerliche Temperaturschichtung aus.

Die Chloridkonzentrationen des Großen Binnensees sind im Vergleich zu anderen schleswig-holsteinischen Seen (durchschnittlich 32 mg/l) mit 77 mg/l im Frühjahr und 170 mg/l im Sommer deutlich erhöht, gegenüber dem Ostseewasser der Hohwacher Bucht mit durchschnittlich 8500 mg/l ist jedoch eine Aussüßung klar erkennbar. Der Anstieg der Chloridkonzentration, wie er im August und September zu verzeichnen war, läßt sich nicht vollständig klären. Das am Auslauf des Großen Binnensees vorhandene Siel verhindert den Zustrom von Ostseewasser und wird nur bei - gegenüber der Ostsee - höheren Wasserständen im See geöffnet. Bei Ostwind und starken Niederschlägen drückt jedoch die Ostsee in den Großen Binnensee. Möglicherweise ist es dadurch in den Monaten Juli und August, in denen die Ostseewasserstände (Pegel Heiligenhafen) gegenüber den Seewasserständen stets höher lagen, zu einem Einstrom des chloridreichen Wassers gekommen.

Die Calcium- (91 mg/l) und Magnesiumkonzentrationen (11 mg/l) lagen im Vergleich der schleswig-holsteinischen Seen ebenfalls deutlich über dem Durchschnitt (Abbildung 4). Damit einhergehend wurde eine entsprechend hohe Leitfähigkeit zwischen 65 und 95 mS/m gemessen. Trotz der vorhandenen guten Pufferung (Säurekapazität 3,9 mmol/l) treten aufgrund hoher Produktivität pH-Wert-Schwankungen im Oberflächenbereich mit Werten zwischen 7,9 und 8,9 auf.

Phosphor und gelöstes Phosphat waren den Sommer über in hohen Konzentrationen vorhanden. Die Gesamtposphorkonzentration (Abbildung 46) im Großen Binnensee war im März mit 0,097 mg/l bereits erhöht, stieg den Sommer (0,25 mg/l) über

weiter an und erreichte bis September den sehr hohen Wert von 0,45 mg/l. Davon war jeweils etwa die Hälfte frei verfügbares Phosphat. Dabei deutet der Anstieg der Phosphorkonzentrationen im See in den Monaten Juni und September auf interne Phosphorfreisetzungen aus dem Sediment hin, während es im August wohl zu Einschwemmungen von Nährstoffen aus umgebenden Flächen und über die Kossau gekommen war, da der Monat Juli sehr niederschlagsreich (Abbildung 44) war.

Das Gesamt-N/Gesamt-P-Verhältnis lag den ganzen Sommer über unter 10 und zeigt, dass das Phytoplanktonwachstum nicht durch die Phosphorkonzentration begrenzt wurde. Wegen des trüben Wassers (s.u.) war hier die Unterwasserlichtverfügbarkeit möglicherweise der limitierende Faktor.

Auch Gesamtstickstoff (5,1 mg/l) wurde im März in hoher Konzentration, vor allem als Nitrat (3,7 mg/l) festgestellt. Zu diesem Zeitpunkt war der See stark von der Kossau durchflossen (Abbildung 42) und Umsetzungen wie Denitrifikation konnten kaum erfolgen. Im Juni waren die Stickstoff- und Nitratkonzentrationen deutlich gesunken. Das Wasser blieb längere Zeit im See und durch Denitrifikationsprozesse an der Sediment-Wasser-Kontaktzone wurde gelöstes Nitrat in molekularen Stickstoff umgewandelt und an die Atmosphäre abgegeben. Im August zeigt sich der erhöhte Abfluss der Kossau, der aus den starken Niederschlägen im Juli resultierte, im Großen Binnensee an den wieder gestiegenen Nitratkonzentrationen. Auffällig waren im September eine hohe Ammoniumkonzentration (0,4 mg/l) und die organische Belastung (16 mg/l TOC) des Sees.

Gelöste Kieselsäure, erforderlich für die Entwicklung von Kieselalgen, war in sehr hohen Konzentrationen vorhanden, im März mit 7,3 sowie im August und September mit 13,9 bzw. 17,9 mg/l.

Im Juni zeigte der Wasserkörper des Großen Binnensees zum Zeitpunkt der Probenahme eine hohe Sauerstoffuntersättigung (63 %), die auf intensive Abbauprozesse infolge eines Zusammenbruchs einer vorangehenden Algenblüte schließen lässt. In den übrigen Monaten lag die Sauerstoffkonzentrationen eher um den Bereich der Sättigung (92 bis 111 %).

Der große Binnensee ist hoch produktiv. Die Chlorophyll a-Konzentration war mit Werten zwischen 40 µg/l und 150 µg/l hoch (Abbildung 46). Die Sichttiefen lagen entsprechend überwiegend nur zwischen 0,3 und 0,6 m (Abbildung 47). Lediglich im Mai und Juni wurden Werte von 0,8 m erreicht.

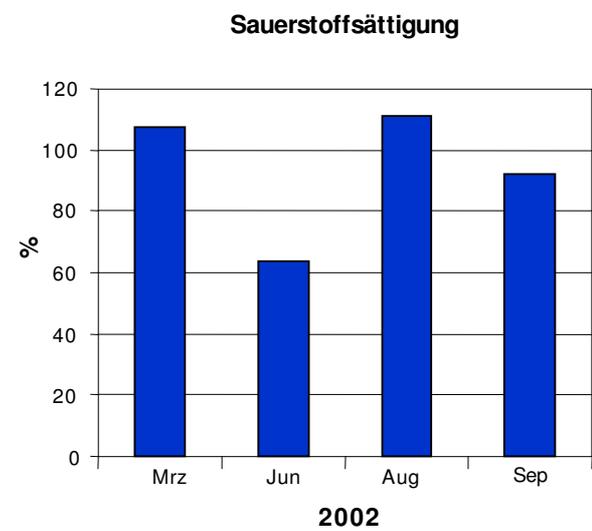
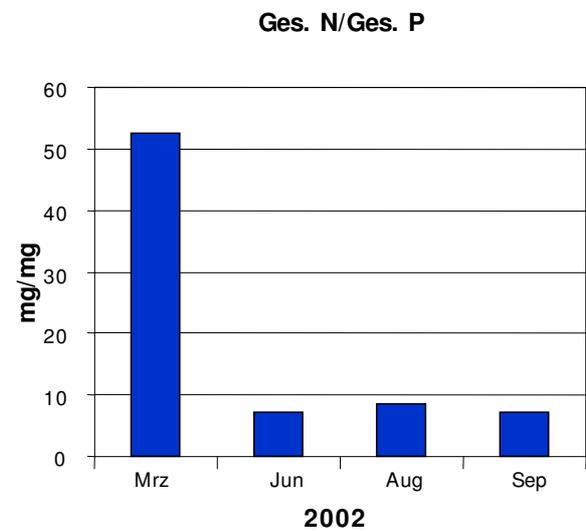
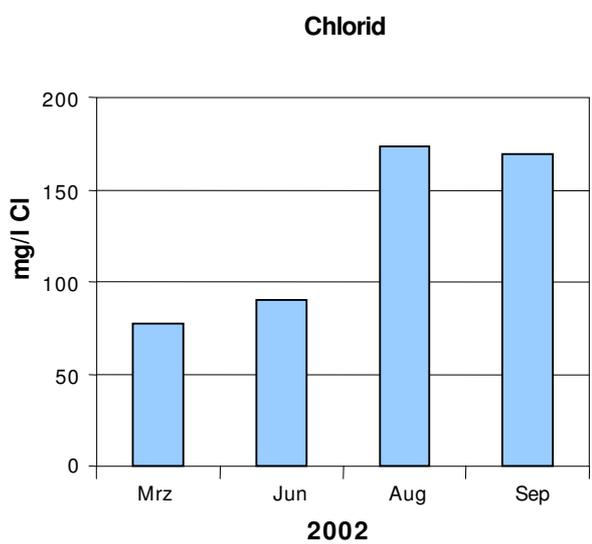
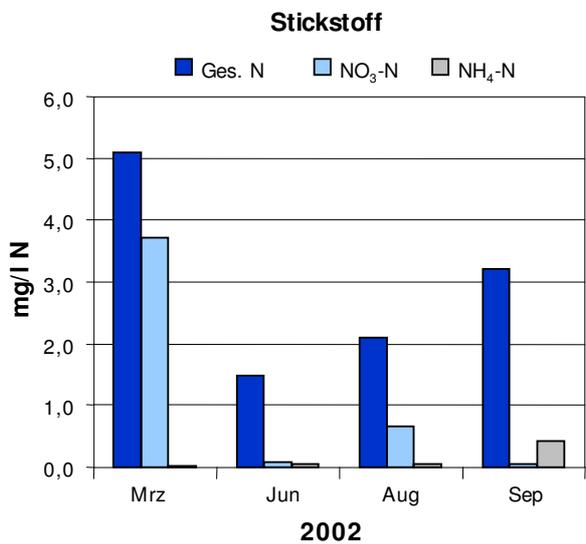
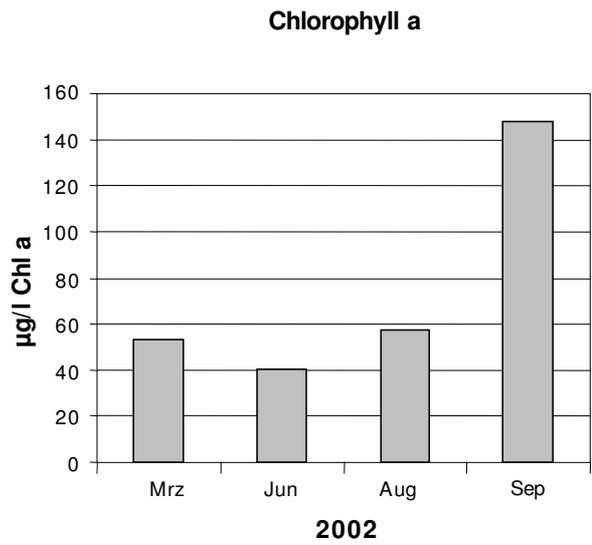
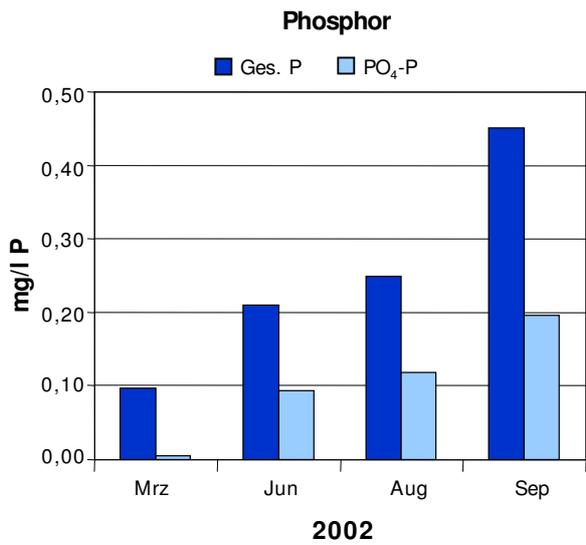


Abbildung 46: Gesamtphosphor und Phosphat (mg/l), Chlorophyll a (µg/l), Stickstoff mit seinen anorganischen Fraktionen (mg/l), Chlorid (mg/l) sowie das N/P-Verhältnis (mg/mg) und Sauerstoffsättigung (%) in 1 m Tiefe im Großen Binnensee 2002

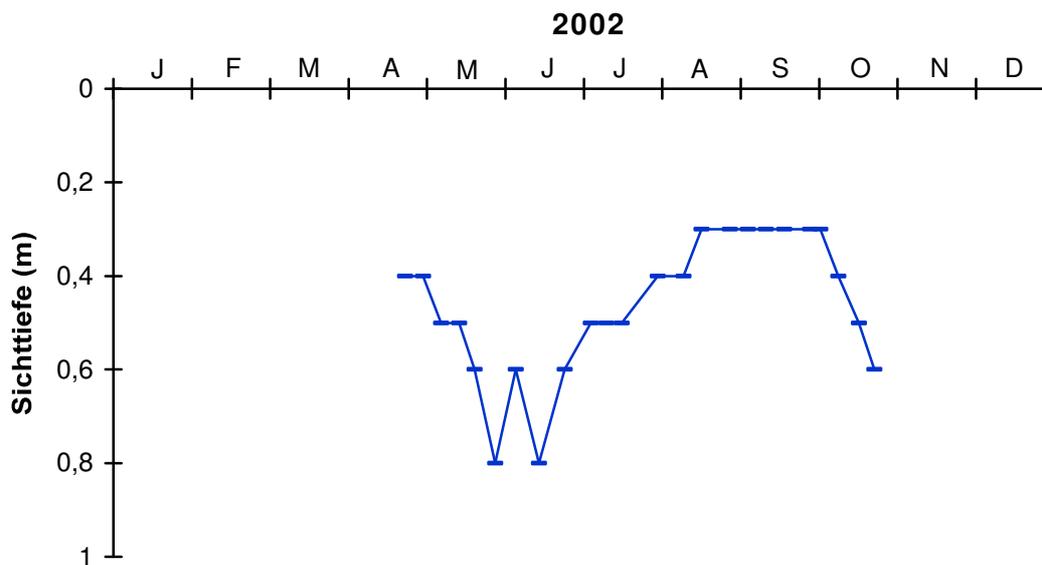


Abbildung 47: Sichttiefen (m) im Großen Binnensee 2002

Das **Plankton** im See wurde im Auftrag des Landesamtes von SPETH (2002) untersucht. Die folgenden Ausführungen sind ihrem Bericht entnommen.

Insgesamt wurden 85 **Phytoplankton**-Taxa im Untersuchungszeitraum festgestellt. Hauptsächlich waren Cyanobakterien (Blaualgen) mit 13, Chlorophyceae (Grünalgen) mit 38, Bacillariophyceae (Kieselalgen) mit 12 sowie Cryptophyceae (Schlundflagellaten) und Conjugatophyceae (Jochalgen) mit jeweils 5 Arten beteiligt. Die Zusammensetzung des Phytoplanktons im Jahresverlauf ist in Abbildung 48 dargestellt.

Im März wurde das Biovolumen ($8,73 \text{ mm}^3/\text{l}$) der Frühjahrsblüte hauptsächlich durch Kieselalgen (64 %), überwiegend der Gattung *Nitzschia* gebildet. Cryptophyceae, vor allem die Gattung *Cryptomonas*, trugen 14 %, diverse Grünalgen 9 % zum Gesamtbiovolumen bei (Abbildung 48).

Im Juni war bereits eine starke Blaualgenentwicklung zu verzeichnen. Diese wurde fast ausschließlich durch das massenhafte Auftreten der chroococcalen Art *Microcystis aeruginosa*, die einen Anteil von 75 % am Biovolumen ($9,89 \text{ mm}^3/\text{l}$) erreichte, verursacht. Vertreter der Gattung *Cryptomonas* waren weiterhin von quantitativer Bedeutung (19 %) und verschiedene Grünalgen trugen 6 % bei.

Im August war die Phytoplankton-Gemeinschaft bei erstaunlich niedrigem Gesamt-Biovolumen ($5,79 \text{ mm}^3/\text{l}$) divers strukturiert. *Cryptomonas*-Arten waren die wichtigsten Vertreter (41 %), kleine zentrale Kieselalgen stellten einen Anteil von 23 % am Gesamtbiovolumen. Erstmals traten im Untersuchungsjahr größere Anteile (21 %) von stickstofffixierenden Blaualgenarten (v.a. *Anabaena spiroides* var. *tumida*) auf. Verschiedene Grünalgenarten waren mit 15 % präsent.

Im September wurde ein deutlich höheres Gesamtbiovolumen ($23,92 \text{ mm}^3/\text{l}$) ermittelt, das zu 84 % fast ausschließlich von fadenförmigen Blaualgen (v.a. *Planktothrix* cf. *agardhii*, *Anabaena spiroides* var. *tumida*) dominiert wurde. Weiterhin waren auch Grünalgen mit 12 % vorhanden.

Beim **Zooplankton** wurden insgesamt 28 Taxa festgestellt, wovon der überwiegende Anteil mit 21 Arten auf Rotatoria (Rädertiere) entfiel, während Cladocera (Blattfußkrebse) mit 4 und Copepoda (Hüpferlinge) mit 3 Arten eine eher untergeordnete Rolle spielten.

Bereits im März waren Rädertiere individuenreich vertreten. Dabei war *Synchaeta* spp. am häufigsten, gefolgt von *Polyarthra dolichoptera/vulgaris*, *Notholca* spp., *Keratella quadrata* und *Brachionus angularis*. Nauplien waren relativ zahlreich.

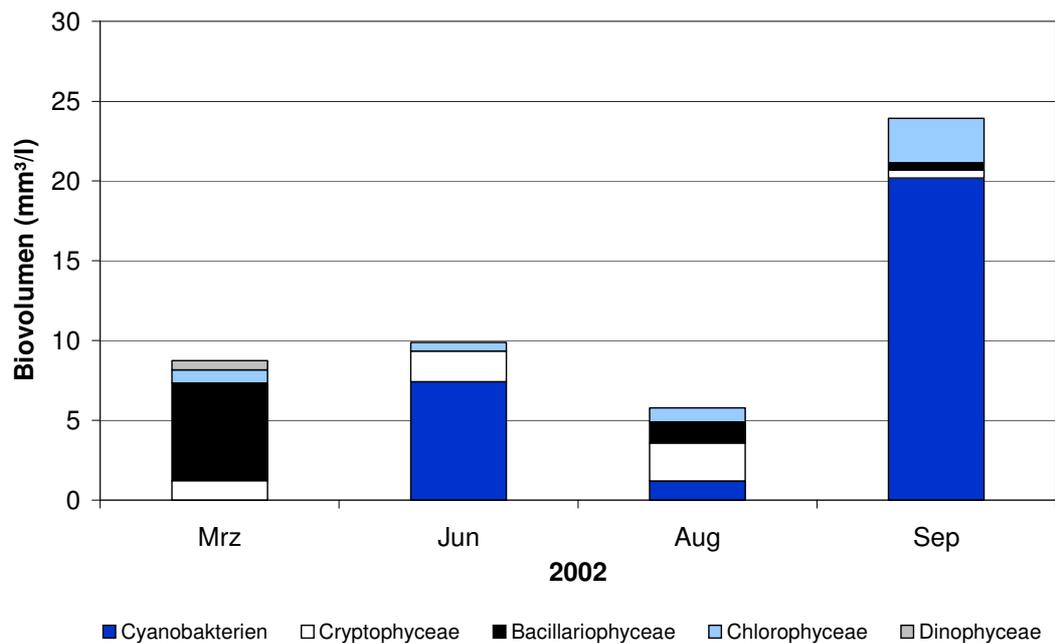


Abbildung 48: Biovolumina der dominierenden Phytoplanktongruppen (mm³/l) im Großen Binnensee 2002

Im Juni hatte die Häufigkeit der Nauplien und der räuberisch lebenden Ruderfußkrebse zugenommen. Es traten deutlich weniger Rädertiere auf, während Wasserflöhe von großer Bedeutung waren. Neben kleineren Vertretern wie dem Rüsselkrebs *Bosmina longirostris* und dem Linsenfloh *Chydorus sphaericus* waren insbesondere große *Daphnia hyalina/galeata* relativ zahlreich. Große *Daphnia*-Arten gelten allgemein als die besseren Nahrungskonkurrenten im Vergleich zu Rädertieren, so dass die relativ geringen Abundanzen der Rädertiere vermutlich in Zusammenhang stehen mit der Präsenz großer Daphnien.

Im August und September waren Rädertiere im Großen Binnensee arten- und individuenreich vorhanden. Die wichtigsten Vertreter gehörten zur Gattung *Keratella*, wobei *Keratella cochlearis* f. *tecta* die größten Häufigkeiten erreichte. Ebenfalls häufig traten *Polyarthra dolichoptera/vulgaris* sowie *Brachionus calyciflorus*, *Hexarthra mira/intermedia*, *Pompholyx sulcata* und *Trichocerca* sp. auf. Innerhalb der Gruppe der Cladocera war *Bosmina longirostris* die dominierende Art und trat im September sogar massenhaft auf. Diese Art bewohnt verschiedenste Gewässer, tritt aber bevorzugt in eutrophen

und polytrophen Kleinseen auf. Auch *Chydorus sphaericus* war im September sehr zahlreich. Beide Arten werden durch einen großen Anteil filamentöser Blaualgen, wie er besonders im September gegeben war, weniger in der Nahrungsaufnahme gestört als *Daphnia*. Aber auch Fraßdruck durch planktivore Fische selektiert in der Regel zugunsten kleinerer Zooplankter. Nauplien und die räuberisch lebenden Ruderfußkrebse zeigten im August ihre stärkste Entfaltung. Adulte *Acanthocyclops* cf. *robustus* waren an beiden Terminen relativ zahlreich vorhanden, wobei größtenteils nur Männchen beobachtet wurden. Diese sind deutlich kleiner als die Weibchen und werden daher in geringerem Maß durch Fische dezimiert.

Insgesamt betrachtet wurden keine ausgesprochenen Brackwasser-Taxa gefunden, vielmehr war die stärkere Entwicklung von Taxa, die bevorzugt Flachgewässer und Teiche sowie hypertrophe Gewässer besiedeln, auffällig.

Die häufigsten **Fisch**arten im Großen Binnensee sind Aland, Hecht, Barsch, Aal sowie vereinzelt große Meerforellen und verschiedene Weißfischarten.

Seegrund

Das weiche, graubeige Sediment zeigte schwarze Einschlüsse und hatte einen erdigen, unauffälligen Geruch. Mit einem Calciumgehalt von 46 g/kg ist es kalkreich. Im Gesamtsediment sowie in der Feinfraktion wurden sehr geringe Belastungen mit den Spurenmetallen Chrom, Nickel, Kupfer, Zink, Arsen, Quecksilber und Blei festgestellt. Die Cadmiumkonzentration in der Feinfraktion war mit 0,66 mg/kg leicht erhöht. Der Gehalt an organischen Schadstoffen wie Polychlorierte Biphenyle, Hexachlorcyclohexane und Hexachlorbenzol war unauffällig.

Im Großen Binnensee wurden anhand von zwei Transekten in 1 m, 2 m, 3 bzw. 2,5 m Benthosproben entnommen. Die tierische Besiedlung des Sedimentes im Großen Binnensee wurde im Auftrag

des Landesamtes von OTTO (2002) untersucht. Die folgenden Ausführungen sind seinem Bericht entnommen.

Insgesamt wurden 37 Taxa bestimmt. Dominierend waren die Oligochaeten (Wenigborster) mit Dichten bis zu 5773 Ind./m² sowie die Chironomiden (Zuckmücken-Larven) *Fleuria lacustris* mit bis zu 7885 Ind./m². Bemerkenswert ist, dass in diesem flachen See außerdem in geringen Dichten *Chironomus cf. plumosus* vorkam. Reine Brackwasservertreter fanden sich nicht.

Hinsichtlich der Zonierung (Abbildung 49) ist keine eindeutige Einteilung der profundalen oder litoralen Verhältnisse möglich. Eine Bewertung im Sinne von THIENEMANN (1922) erscheint aufgrund der geringen Tiefe nicht sinnvoll.

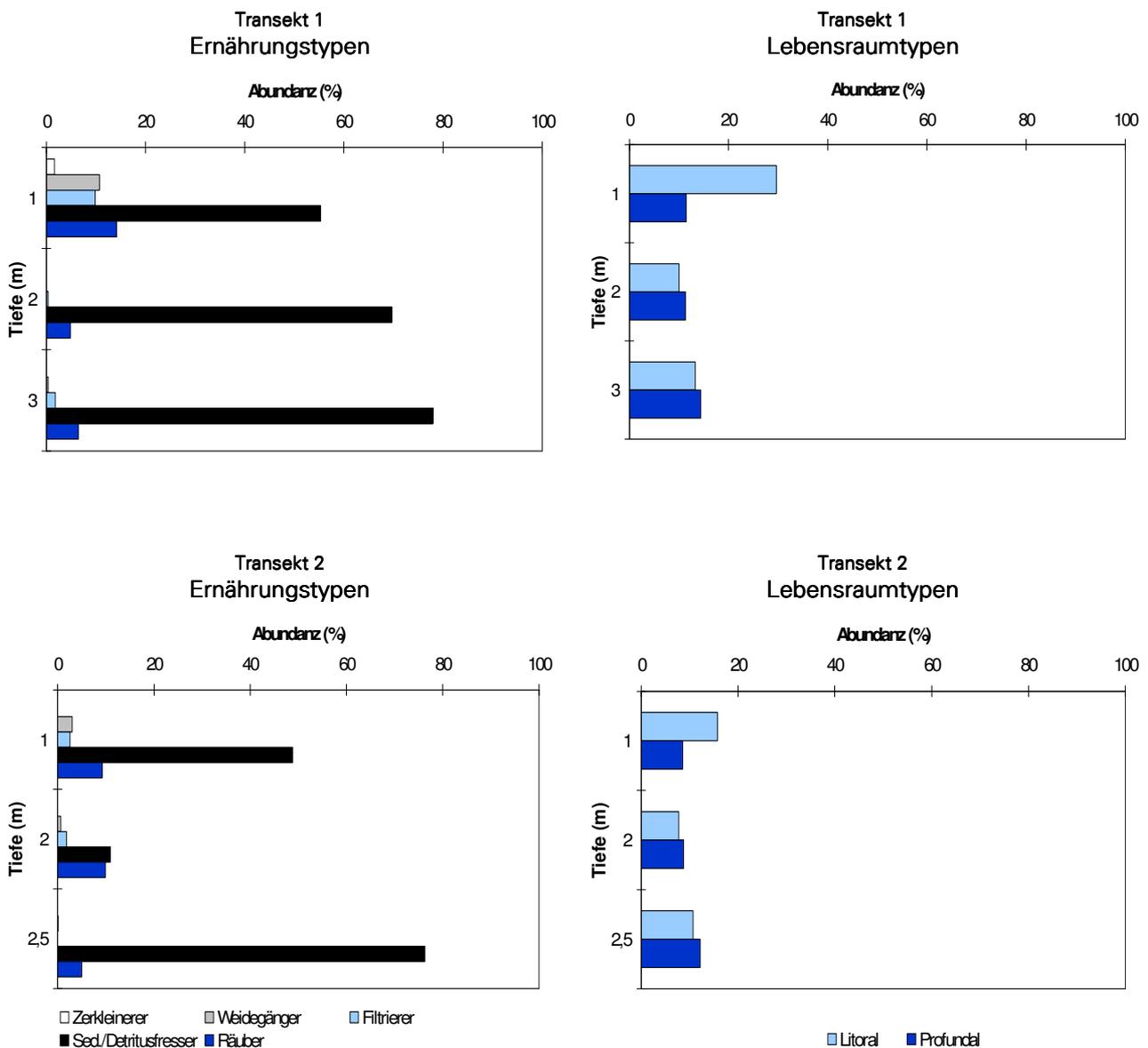


Abbildung 49: Benthos des Großen Binnensees; Abundanz der Ernährungs- und Lebensraumtypen in den verschiedenen Wassertiefen

Nutzung des Sees und seines Einzugsgebietes

Der Große Binnensee ist Bestandteil des FFH-Gebietes „1629-391 Strandseen der Hohwacher Bucht“ und des EU-Vogelschutzgebietes „1530-491 Östliche Kieler Bucht“.

Der Große Binnensee wird durch einen Angesporthverein bewirtschaftet. Angeln soll nur im Boot von Waterneversdorf aus erfolgen.

Am nordwestlichen Ufer des Großen Binnensees befindet sich das Gut Waterneversdorf, außerdem als einzige weitere kleine Ortschaft in Ufernähe Haßberg im Südosten. Das Südufer und auch weitgehend das Westufer sind von Wald gesäumt, während am Nordufer Ackerflächen angrenzen. Am nördlichen und mittleren Ostufer befinden sich landseitig hinter dem Röhricht ältere Dämme und Gräben, an die große Brachflächen anschließen. Hier hat sich auf den nassen Standorten ein großflächiges Landröhricht entwickelt, das Teil oben genannten Naturschutzgebietes ist. Südlich des Auslaufs, jedoch durch Röhricht und Grünlandbrache vom See getrennt, befindet sich ein Campingplatz.

Das **Teileinzugsgebiet** des Großen Binnensees (ohne Tresdorfer See) wird zu 74 % landwirtschaftlich genutzt, 3/4 davon als Acker. Der Waldanteil beträgt 13 %, 5 % werden von Siedlungen eingenommen. Die Zahl der Großvieheinheiten lag mit

durchschnittlich 0,42 GVE/ha landwirtschaftlich genutzter Fläche relativ niedrig.

Gereinigtes **Abwasser** erhält der Große Binnensee über die Kossau aus der Kläranlage Lütjenburg (30000 EW). Nach einer Modernisierung der Anlage gelten aktuell als Einleitungsgrenzwerte: 1,2 mg/l Gesamtphosphor und 10 mg/l Ammoniumstickstoff. Daneben fällt das Abwasser aus 17 nachgerüsteten Kleinkläranlagen mit 80 Einwohnergleichwerte aus den Ortschaften Hohwacht und Behrendorf an.

Belastungssituation des Sees

Die Belastungssituation des Großen Binnensees ergibt sich aus der Belastung im direkten Einzugsgebiet (Tabelle 12) sowie aus der Fracht aus dem Einzugsgebiet des Tresdorfer See (Tabelle 11). Dabei kann der Tresdorfer See für das Wasser aus 42 % des Einzugsgebietes des Großen Binnensees als "Vorklärbecken" wirken, da ein Teil der in Biomasse gebundenen Nährstoffe hier sedimentieren kann. Im Folgenden wird daher der Austrag aus dem Tresdorfer See mit Hilfe seiner Frühjahrskonzentrationen von Phosphor und Stickstoff und einer geschätzten Abflussspende von 10 l/s·km² berechnet (Tabelle 11) und anschließend mit der Nutzung im direkten Einzugsgebiet des Großen Binnensees die Gesamtbelastung ermittelt.

Tabelle 11: Stoffausträge aus dem Tresdorfer See in den Großen Binnensee (Abschätzung)

*Frühjahrsmittelwerte 1999 bis 2003 (LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT 2000b, 2002a und 2006)

	Phosphor	Stickstoff
Frühjahrskonzentration (mg/l)	0,085*	4,2*
Fracht (mg/s·km ²) für 10 l/s·km ²	0,85	42
Einzugsgebiet Tresdorfer See (km ²)	61,59	
Stoffaustrag (mg/s)	52,3	2587
Stoffaustrag (kg/a)	1649	81577

Demnach gelangen aus dem Tresdorfer See 1649 kg Phosphor und 81,6 t Stickstoff jährlich in die Kossau und anschließend in den Großen Binnensee. Die im Rahmen des Seenkurzprogrammes 1999/2000 (LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT 2002) abgeschätzten Einträge in den Tresdorfer See lagen bei etwa 2900 kg/a Phosphor und 95 t/a Stickstoff. Der Tresdorfer See entlastet den Großen Binnensee also um rund 1250 kg Phosphor und 13 t Stickstoff jährlich.

Die weiteren Phosphor- und Stickstoffeinträge in den Großen Binnensee werden nachfolgend auf-

grund der Flächennutzung und der Abwasserbeseitigung im direkten Einzugsgebiet sowie der Niederschlagsbeschaffenheit grob abgeschätzt (Tabelle 12).

Die Einträge aus dem Teileinzugsgebiet und durch Niederschlag lagen insgesamt bei 4264 kg/a Phosphor und 138 t Stickstoff jährlich. Als Hauptquelle (rund 80 %) ist für beide Stoffe die landwirtschaftliche Flächennutzung anzusehen. Der Einfluss der Abwasserbeseitigung ist hoch und machte 15 % der Phosphorbelastung aus. Weitere 8 % des Phosphoreintrages kommen aus der besiedelten Fläche.

Tabelle 12: Einträge von Phosphor und Stickstoff in den Großen Binnensee aus verschiedenen Quellen des Teileinzugsgebietes (ohne Einzugsgebiet Tresdorfer See) (Abschätzung gemäß Kapitel Auswertungsmethoden)

* Daten der behördlichen Überwachung

Flächennutzung	(ha) bzw.	(kg/ha-a) P	Phosphoreintrag (kg/a)	(kg/ha-a) N	Stickstoffeintrag (kg/a)
	Stück	bzw. (kg/GVE-a) P		bzw. (kg/GVE-a) N	
Acker	4695	0,5	2348	20	93900
Grünland	1567	0,2	313	10	15670
Großvieheinheiten	2630	0,2	526	0,9	2367
Wald	1119	0,05	56	7	7833
Siedlung	442	0,75	332	13	5746
Gewässer	542		0		0
Moor	25	0,2	5	10	250
sonstiges	24		0		0
Summe (ha)	8414		3579		125766

Niederschlag auf die Seefläche	478	0,08	38	9,9	4732
--	-----	------	-----------	-----	-------------

Punktquellen	EW	(kg/EW-a) P	Phosphoreintrag (kg/a)	(kg/EW-a) N	Stickstoffeintrag (kg/a)
Abwasser	30000		621 *		7272 *
KKA Hohwacht/ Behrendorf	80	0,3	24	3	240
Summe			645		7512

Eintrag aus dem Teileinzugsgebiet in den See	Phosphor	Stickstoff
Summe (kg/a)	4262	138010

Der gesamte Eintrag in den Großen Binnensee aus dem Tresdorfer See und seinem eigenen Teileinzugsgebiet beträgt demnach 5,9 t Phosphor und 219 t Stickstoff jährlich (Tabelle 13, Abbildung 50).

Die Belastung bezogen auf die Seefläche liegt mit 1,24 g/a·m² Phosphor doppelt so hoch wie der schleswig-holsteinische Durchschnitt von 0,6 g/a·m² P.

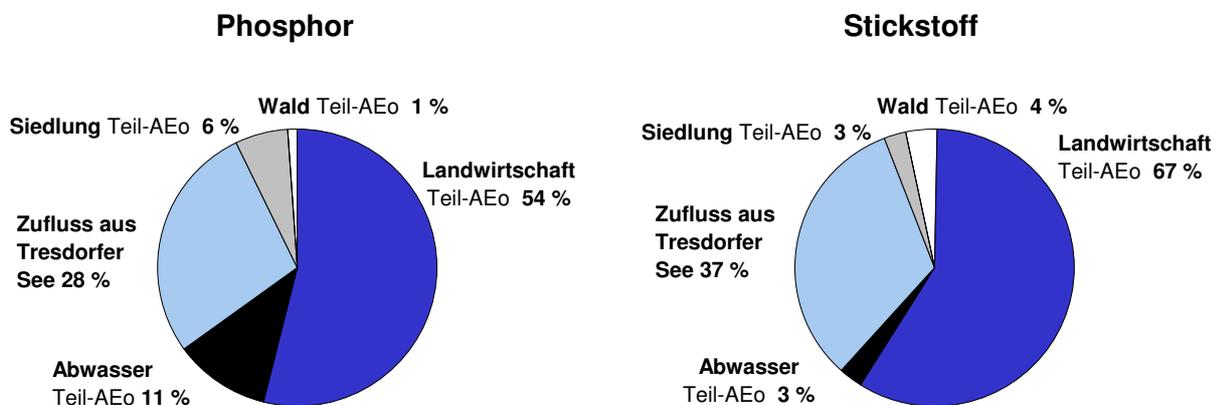


Abbildung 50: Quellen für Phosphor- und Stickstoffeinträge in den Großen Binnensee (Teil-AEo =Teileinzugsgebiet)

Tabelle 13: Gesamteinträge von Phosphor und Stickstoff in den Großen Binnensee (Abschätzung)

Einträge in den Großen Binnensee	Phosphor	Stickstoff
aus dem Tresdorfer See (kg/a)	1649	81577
aus dem Teileinzugsgebiet Großer Binnensee (kg/a)	4262	138010
Summe (kg/a)	5911	219587
bezogen auf die Seefläche (g/a·m ²)	1,24	45,9

Anhand der ermittelten Phosphoreinträge lässt sich nach VOLLENWEIDER & KERKES (1980) unter Einbeziehung der Seebeckengestalt und des Was-

seraustausches die zu erwartende Phosphor-Konzentration im See abschätzen:

$$P_E = \frac{L * T_w}{z (1 + \sqrt{T_w})}$$

P_E	:	= erwartete Phosphor-Konzentration im See (mg/l)
L	:	1,24 = jährliche Phosphor-Belastung pro Seefläche (g/a·m ²)
T_w	:	0,2 = theoretische Wasseraufenthaltszeit (a)
z	:	1,9 = mittlere Tiefe des Sees (m)

$$P_E = \frac{1,24 * 0,2}{1,9 (1 + \sqrt{0,2})} = 0,09 \text{ mg/l P}$$

Die nach VOLLENWEIDER zu erwartende Phosphorkonzentration im See stimmt mit 0,09 mg/l P mit der tatsächlich im März gemessenen Konzentration von 0,097 mg/l P überein. Die Konzentrationen nahmen zum Sommer hin jedoch aufgrund interner Rücklösungen sowie Einschwemmungen von Phosphor stark zu.

Bewertung

Der ehemals salzwasserbeeinflusste, infolge von Eindeichung jedoch weitgehend ausgesüßte, kalkreiche Große Binnensee weist eine relativ artenreiche submerse Vegetation auf. Insbesondere durch das großflächige Auftreten von Armelechteralgenrasen mit zwei gefährdeten Arten (*Chara aspera* und *Chara contraria*) ist die Wasservegetation als von landesweiter Bedeutung einzustufen. Als Salzzeiger treten Strandsimse, Strand-Aster, Strand-Milchkraut, Krähenfuß-Knöterich sowie Laugenblume auf.

Die derzeitige Flächenbelastung des Sees bedingt durch das große Einzugsgebiet ist mit 1,24 g/a·m² Phosphor doppelt so hoch wie der schleswig-holsteinischen Durchschnitt von 0,6 g/a·m² P. Die Hauptnährstoffe Phosphor und Stickstoff lagen im

Frühjahr bereits in erhöhten Konzentrationen vor und stiegen im Verlauf des Sommers weiter drastisch an. Verantwortlich dafür sind interne Nährstofffreisetzungen aus dem Sediment und Einschwemmungen aus umgebenden Flächen und über die Kossau. Aufgrund der geringen mittleren Tiefe und der großen Oberfläche des Sees kommt es häufig zu windinduzierten Durchmischungen, so dass die vorhandenen Nährstoffe effektiv umgesetzt werden. Permanent hohe Chlorophyll a-Konzentrationen und geringe Sichttiefen zeigen die daraus resultierende intensive Primärproduktion in diesem Gewässer.

Auch die Zusammensetzung und die Dominanzstrukturen des Phyto- und Zooplanktons kennzeichnen den See als flaches hoch produktives Gewässer. Schon ab dem Frühsommer kam es im Untersuchungsjahr zu starken Blaualgenbiomassen-Entwicklungen.

Nach den Kriterien der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 1998) ist der gegenwärtige Zustand des Großen Binnensees polytroph 2. Sein Referenzzustand ist eutroph 2, so dass sich eine Bewertung von 5 ergibt. Damit ist dringender Handlungsbedarf für Sanierungsmaßnahmen gegeben.

Für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie sind die Referenzbedingungen für den Großen Binnensee zurzeit noch unklar (Sondertyp Strandsee). In jedem Fall stellt der See natürlicherweise einen Lebensraum mit höherem Salzgehalt dar, der daran angepasste Lebensgemeinschaften beherbergt. Somit ist der durch die Schleuse verhinderte Wasseraustausch mit der vorgelagerten Ostsee als Störung anzusehen.

Empfehlungen

Aufgrund der geringen mittleren Tiefe des Großen Binnensees verursachen die eingetragenen Nährstoffe massive Eutrophierungsprozesse. Über die Kossau gelangen jährlich im Mittel 4,3 t Phosphor (1990 bis 2004), im niederschlagsreichen 2002 betragen die Einträge über diesen Weg sogar 7,5 t Phosphor. Diese gegenwärtig sehr hohen Nährstofffrachten müssten erheblich verringert werden, um Auswirkungen im See zu zeigen. Gelänge dies, wäre jedoch mit einer raschen positiven Wirkung zu rechnen, da die theoretische Wasseraufenthaltszeit des Sees mit 0,2 Jahren sehr niedrig ist.

Entsprechend des hohen Anteils der landwirtschaftlichen Nutzung im Teileinzugsgebiet sowie im Gesamteinzugsgebiet des Sees sind zu seiner Entlastung in erster Linie Maßnahmen in diesem Bereich zu ergreifen. Vordringlich sollte hierbei die seenahe Nutzung berücksichtigt werden. Daher ist eine Änderung der bisherigen Nutzung der am Nordufer angrenzenden Ackerflächen anzuraten. Durch Umwandlung in extensives Grünland könnte einer Einschwemmung von Nährstoffen entgegengewirkt werden.

Da der Große Binnensee stark durch den Nährstofftransport der Kossau belastet wird, sollten im gesamten Einzugsgebiet entlang ihrer Fließstrecke auf den landwirtschaftlichen Flächen Extensivierungsmaßnahmen durchgeführt werden. Wünschenswert wäre primär eine Extensivierung gewässernaher und hängiger Ackerflächen.

Des Weiteren sollte die Waldfläche am Südwestufer auf das Vorhandensein von Erosionsrinnen, über die Nährstoffe der angrenzenden Ackerfläche in den See gelangen, überprüft werden. Gegebenenfalls könnten diese Einträge durch Anlage eines Walls verhindert werden.

Wünschenswert ist die Optimierung des Wasseraustausches mit der Ostsee, um im Großen Binnensee einen höheren Salzgehalt zu erzielen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass es ab einem Wasserstand von etwa 0,2 m ü.NN zu Überschwemmungen bei Seeanliegern kommt. Wenn der Zustrom von Ostseewasser jedoch bei niedrigen Seewasserständen zugelassen würde, könnte sich insbesondere im Sommer, wenn dem See über die Kossau relativ wenig Wasser zufließt, der Salzgehalt im Großen Binnensee erhöhen. Ab einem Wert von etwa 3000 mg/l Chlorid (5 PSU) ist mit einem Rückgang der zurzeit in großen Dichten auftretenden fädigen Blaualgen zu rechnen, was unter anderem auch eine Vergrößerung der Sichttiefen bewirken würde. Dadurch würde sich voraussichtlich auch die zurzeit eingeschränkte Besiedlung des Gewässers mit Wasserpflanzen verbessern.

Daneben gelten als generelle FFH-Ziele die Erhaltung der charakteristischen Arten der dort vorkommenden Lebensräume und der für ihr Überleben notwendigen Strukturen und Funktionen.

Neustädter Binnenwasser (2002)

Topographische Karte (1 : 25.000):	1830
Flusssystem:	Ostsee
Kreis:	Ostholstein
Gemeinde:	Neustadt in Holstein
Eigentümer:	Stadt Neustadt in Holstein
Pächter:	Fischereigenossenschaft
Lage des oberirdischen Einzugsgebietes:	
Rechtswerte:	441442 - 442947
Hochwerte:	599667 - 601051
Höchster Wasserstand (ost) (2002) (m ü.NN):	0,93
Mittlerer Wasserstand (ost) (2002) (m ü.NN):	0,11
Niedrigster Wasserstand (ost) (2002) (m ü.NN):	-0,75
Größe des oberirdischen Einzugsgebietes (km ²):	134
Seefläche (km ²):	1,46
Seevolumen (m ³) bei 0,00 m ü.NN:	1.350.000
Maximale Tiefe (m):	4,3 (Auslauf Ostteil) 1,6 (Mitte Ostteil)
Mittlere Tiefe (m):	0,9
Uferlänge (km):	15,6
Theoretische Wasseraufenthaltszeit (a):	0,03 (12 Tage)
(bei einem geschätzten Abfluss von 10 l/s·km ²)	
Umgebungsarealfaktor (m ² /m ²):	91
Umgebungsvolumenfaktor (m ² /m ³):	98
Uferentwicklung:	3,6
Hypolimnion/Epilimnion (m ³ /m ³):	-
Mischungsverhalten:	ungeschichtet
Seetyp:	Sondertyp

Entstehung

Schleswig-Holstein wurde durch die Eiszeiten geprägt. Im Laufe der Erdgeschichte erlebte der Raum zwischen Nord- und Ostsee einen mehrfachen Wechsel von Meeres- und Festlandszeiten, was einen Wechsel von Ablagerungen und Abtragung entspricht. In Senkungsphasen drang das Meer in den Trog ein und nach der Verdunstung des Meerwassers blieben unter anderem Salzablagerungen zurück (SCHMIDTKE 1992). Mit dem Abschmelzen großer Eismassen im Nordmeer, wodurch der Weltmeeresspiegel und allmählich auch der Wasserstand der Ostsee anstiegen sowie durch Landhebungen in Skandinavien sowie Landsenkungen bei uns, veränderte sich nicht nur die Küstenlinie der Ostsee, sondern es wurden auch Seen und Flüsse geformt. Im Gebiet des Neustädter Binnenwassers befand sich ein Jahrtausende altes Niedermoor, das durch die Schmelzwässer bis auf einen kleinen Rest, den Warder, fortgespült wurde.

Einzugsgebiet und Morphologie des Neustädter Binnenwassers

Das Neustädter Binnenwasser (Abbildung 51) liegt in einer stark reliefierten Landschaft nördlich von Neustadt in Holstein, in der für die EG- Wasserrahmenrichtlinie relevanten Flussgebietseinheit Schlei-Trave (Teileinzugsgebiet Kossau/Oldenburger Graben). Das Einzugsgebiet ist im Verhältnis zum Seevolumen groß (Abbildung 2).

Das Südufer des Neustädter Binnenwassers grenzt direkt an das Stadtgebiet. Das Gewässer wird durch Bauwerke in drei Teile geteilt. Die Autobahn grenzt den nördlichen Bereich vom Übrigen ab und der Eisenbahndamm, eine künstliche Aufschüttung, durchschneidet das Gewässer von Nord nach Süd und teilt das restliche Binnenwasser in ein östliches und ein westliches Areal. Unter dem Bahndamm befindet sich an der engsten Stelle des Neustädter Binnenwassers ein Wehr, das bei mittleren Wasserständen geöffnet ist. Bei sehr hohen oder sehr niedrigen Ostseewasserständen wird durch Schließen des Wehres verhindert, dass der Westteil die hohen



Abbildung 51: Einzugsgebiet des Neustädter Binnenwassers

Wasserstände übernimmt und somit das nahe liegende Landeskrankenhaus gefährdet, oder dass das Becken „leer läuft“. Im Norden des Ostteils, und auch am Westteil befinden sich Dämme, die die nähere Umgebung des Gewässers von seinen ehemaligen Überschwemmungsgebieten abtrennen.

Im Einzugsgebiet des Neustädter Binnenwassers dominiert Geschiebelehm/Geschiebemergel, teilwei-

se mit Einlagerungen aus Sand, kiesigem Sand, Seggen-Schilftorf bzw. Bruchwaldtorf und schluffigem, zum Teil feinsandstreifigem Ton. Der Bereich im direkten Umfeld des Gewässers gliedert sich wie folgt: am Südufer bis zur Autobahn am Ostufer befindet sich Geschiebelehm/Geschiebemergel. Am westlichen Südufer nahe des Ablaufes ist eine künstliche Aufschüttung vorhanden. Dies trifft auch auf den Bereich in der Umgebung der Kläranlage am

Ostufer zu. An den Ufern des Nordteils des Neustädter Binnenwassers finden sich Beckenablagerungen aus Feinsand und schluffigem Ton. Die westlichen und nordwestlichen Uferabschnitte des Gewässers sind hauptsächlich von Seggen-Schilftorf und Bruchwaldtorf umgeben. Der nördliche und der nordöstliche Teil liegen auf einem Permsalzkissen.

Im Einzugsgebiet des Neustädter Binnenwassers verläuft eine glaziäre Rinne der Pleistozänbasis, die das Gewässer direkt umrahmt. Sie liegt nach HINSCH (1979) tiefer als 100 m unter Normal Null. Die Bachtäler des Nebenbaches der Kremper Au und des Lachsbaehes sind aufgrund ihrer relativ kurzen Wege mit zum Teil starkem Gefälle zur Ostsee als geowissenschaftliche schützenswerte Objekte anzusehen. Der Bungsberg, mit seinen 167,4 m Höhe, liegt genau an der Außengrenze des Einzugsgebietes und in seiner unmittelbaren Umgebung, befinden sich einzelne Höhen einer älteren Eiszeit, die vom Inlandeis der jüngsten Vereisung umflossen wurden. Letztere hinterließ an den Hängen Ablagerungen in Form von ringförmigen neuen Moränenwällen. Daher ist auch dieses Gebiet aus geowissenschaftlicher Sicht schützenswert (ROSS 1993).

Das Binnenwasser hat fünf Zuläufe und einen Abfluss, der in die Ostsee entwässert. Der größte kontinuierlich fließende Zulauf ist die Lachsau, die am nördlichen Westufer in das Gewässer mündet. An

der Lachsau wurden im Untersuchungszeitraum Wassermengen von 0 bis 2922 l/s gemessen, dies entspricht Abflussspenden von 0 bis 59 l/s·km². Lediglich im September 2002 kam es hier wegen des hohen Wasserstandes im Neustädter Binnenwasser zu einem Rückstau (Tabelle 14). Ein weiterer großer Zufluss ist die Kremper Au, die ein Gebiet von 55,9 km² entwässert. Sie mündet am nördlichsten Punkt in das Neustädter Binnenwasser. Der Steinbach, in den der Redingsdorfer See entwässert, ist ein weiterer kleiner aber kontinuierlich fließender Zulauf, der im Westen des Neustädter Binnenwassers mündet. Hier wurden Zulaufmengen von <10 und 253 l/s festgestellt, das sind Abflussspenden zwischen < 2 und 55 l/s·km² (Tabelle 15). Am Ostufer des Neustädter Binnenwassers mündet der Malzmühlenbach. Seine Zuflussmengen lagen zwischen 0 und 1502 l/s, hieraus ergeben sich Abflussspenden von bis zu 103 l/s·km². Für den Rückstau, der hier an drei Messtagen beobachtet wurde, war der hohe Wasserstand im Binnenwasser verantwortlich (Tabelle 16). Außerdem mündet am westlichen Nordufer ein kleiner Graben. Im Süden des Ostteils befindet sich der Abfluss des Neustädter Binnenwassers. Abflussmessungen konnten nicht durchgeführt werden, da es sehr oft zu einer Umkehrung der Fließrichtung (Einstrom von salzhaltigem Ostseewasser) kommt.

Tabelle 14 : Abflussmengen (l/s) an der Lachsau vor ihrer Mündung in das Neustädter Binnenwasser (Einzugsgebiet 49,3 km²)

Datum	02.01.02	12.20.02	13.03.02	02.04.02	15.05.02
Abfluss (l/s)	606	2922	931	430	366
Datum	05.06.02	16.07.02	08.08.02	12.09.02	23.10.02
Abfluss (l/s)	81	80	1612	Rückstau	832

Tabelle 15: Abflussmengen (l/s) am Steinbach vor seiner Mündung in das Neustädter Binnenwasser (Einzugsgebiet 4,55 km²)

Datum	07.01.02	12.02.02	13.03.02	02.04.02	15.05.02
Abfluss (l/s)	56	253	119	69	53
Datum	05.06.02	16.07.02	08.08.02	12.09.02	23.10.02
Abfluss (l/s)	14	<10	72	19	147

Tabelle 16: Abflussmengen (l/s) am Malzmühlenbach vor seiner Mündung in das Neustädter Binnenwasser (Einzugsgebiet 14,52 km²)

Datum	07.01.02	12.02.02	13.03.02	02.04.02	15.05.02
Abfluss (l/s)	102	1502	255	107	Rückstau
Datum	05.06.02	16.07.02	08.08.02	12.09.02	23.10.02
Abfluss (l/s)	12	Rückstau	0,580	Rückstau	326

Der Seewasserstand schwankte im Abflussjahr 2002 sehr stark um 168 cm (Abbildung 52). Die theoretische Wasseraufenthaltszeit beträgt 0,03 Jahre (12 Tage) bei einer zugrunde gelegten Abfluss-

spende von 10 l/s·km². Der tatsächliche Austausch wird aber durch wiederholten Einstrom von Ostseewasser höher sein.

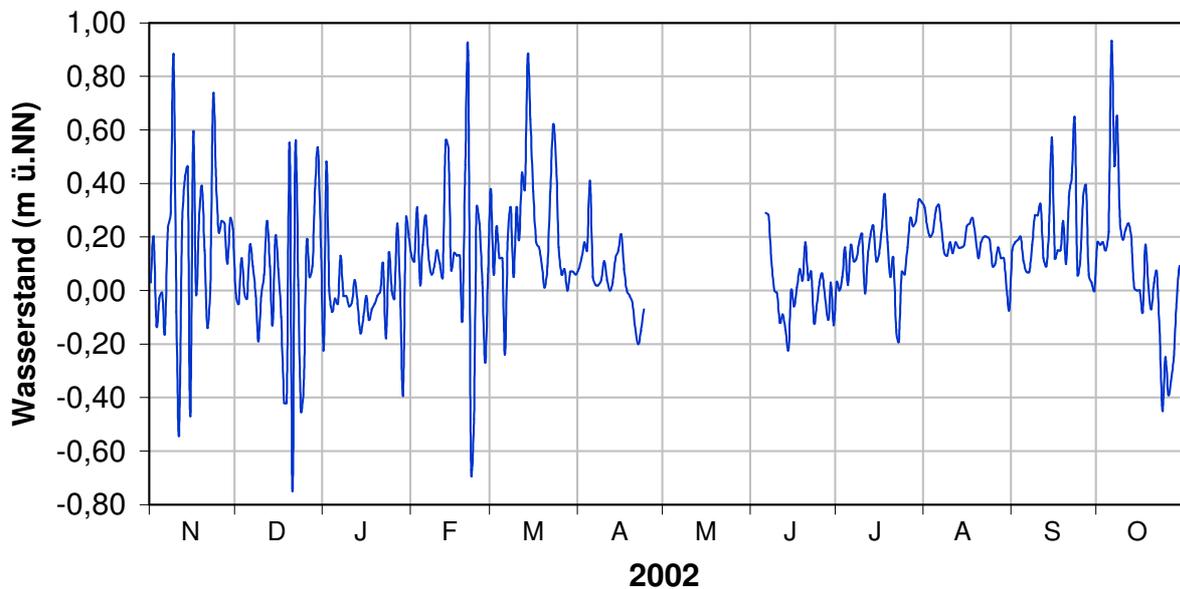


Abbildung 52: Seewasserstände (m ü.NN) im Neustädter Binnenwasser

Das Neustädter Binnenwasser hat eine gebuchtete Form. Die maximale Tiefe von 4,3 m liegt im Auslauf des Sees. Die Probenahmestelle (1,6 m) liegt in der Mitte des östlichen Seeteils (Abbildung 53). Das Ufer steigt oberhalb der Wasserlinie außer im Be-

reich von Neustadt meist flach an. Im Litoral fallen die Ufer nach einer vielfach ausgebildeten kleinen Steilkante überwiegend flach ab.

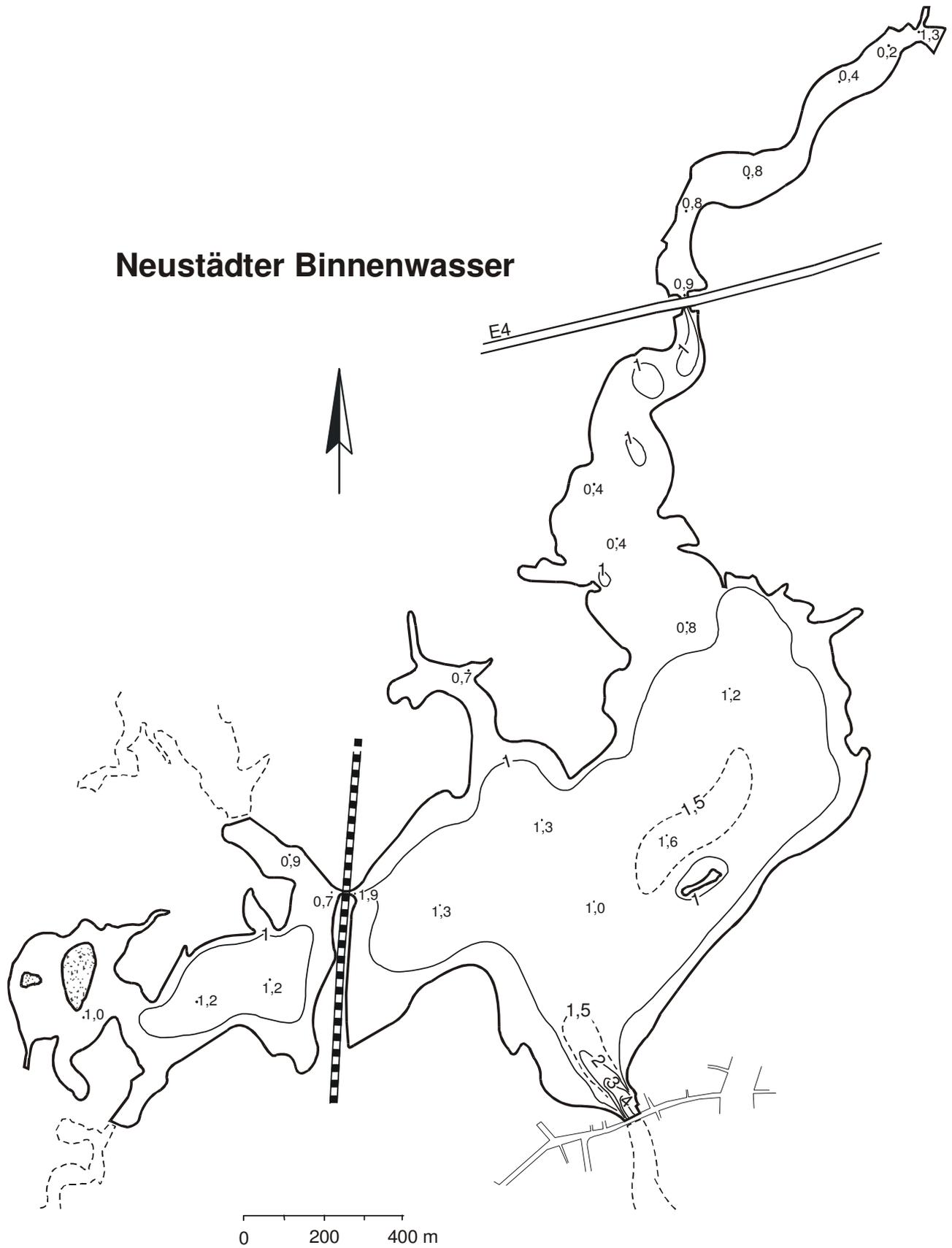


Abbildung 53: Tiefenplan des Neustädter Binnenwassers

In Abbildung 54 sind die Temperatur-, Niederschlags- und Verdunstungsverhältnisse an den für das Neustädter Binnenwasser relevanten Messstationen Pelzerhaken und Neustadt sowie das für die Verdunstung errechnete Landesmittel von Schleswig-Holstein (aus bis zu 9 Stationen) dargestellt. In den Monaten Januar bis September 2002 lagen die mittleren Monatstemperaturen über dem langjährigen Mittel, besonders deutlich war die Temperaturdifferenz in den Monaten Januar, Februar und August. Im Dezember 2001 und im Oktober 2002 wurde jeweils eine niedrigere mittlere Monatstemperatur errechnet.

Überdurchschnittlich hohe Niederschläge fielen im Februar, Juli, August und Oktober 2002. Im Novem-

ber 2001 sowie im März und September 2002 lagen die Messwerte unter denen des langjährigen Mittels.

In den Monaten März, April, Juni und September entsprachen die Verdunstungsmengen den Niederschlagsmengen. Im Mai überstieg die Verdunstung die Niederschläge. Ansonsten war in der übrigen Zeit des Abflussjahres 2002 die Verdunstung geringer als die Niederschlagsmengen.

Bezogen auf das jeweilige langjährige Mittel war im Bereich des Neustädter Binnenwasser im Jahr 2002 die durchschnittliche Jahrestemperatur um 1,2 °C erhöht, es fielen 13 % mehr Niederschläge und die Verdunstung lag bei 96 %.

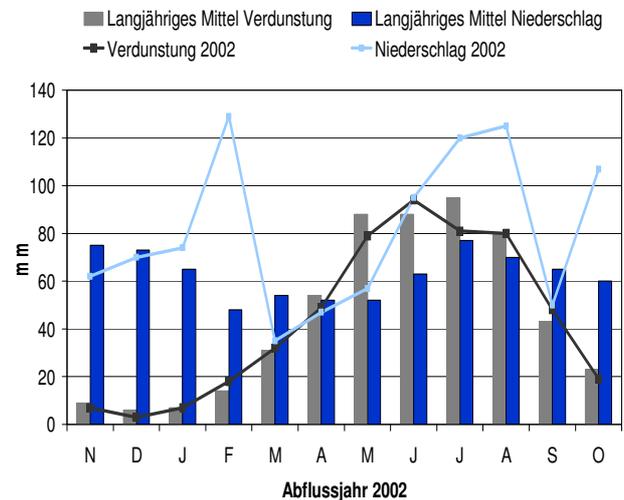
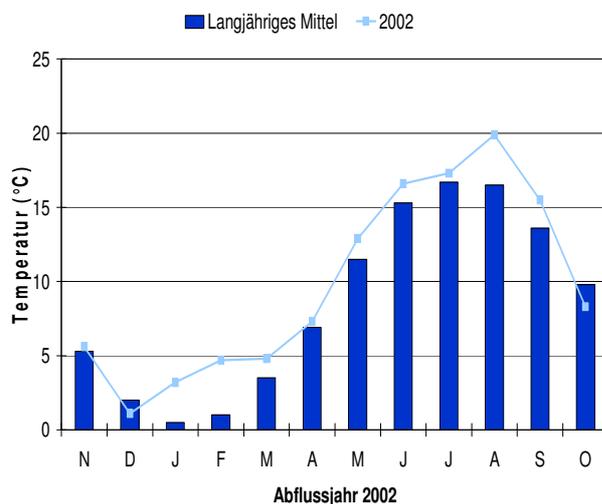


Abbildung 54: Mittlere Monatstemperaturen (Messstation Pelzerhaken), monatliche Niederschlagshöhen (Messstation Neustadt) und monatliche Verdunstungsmengen nach PENMAN (Landesmittel von Schleswig-Holstein errechnet aus bis zu 9 Stationen) im Vergleich zum langjährigen Mittel 1961/90 beziehungsweise 1981/04. Daten vom Deutschen Wetterdienst

Ufer

Die Ufervegetation des Gewässers wurde im Auftrag des Landesamtes von STUHR (2000) grob erfasst. Die folgenden Ausführungen sind seinem Bericht entnommen, und beziehen sich auf den Ost- sowie auf den Westteil des Neustädter Binnenwassers.

Aufgrund des Salzeinflusses fehlen weitgehend **Ufergehölze** der Nassstandorte wie zum Beispiel Schwarz-Erle *Alnus glutinosa* und Grau-Weide *Salix cinerea*. Am mittleren Nordufer ist auf einem etwas höher gelegenen Standort ein kleines Waldstück vorhanden. In Ufernähe weist dieses Waldstück

überwiegend Eichen *Quercus robur* und weitere Gehölze, die an etwas trockeneren Standorten vorkommen, auf. Vereinzelt findet sich der nach der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holstein (MIERWALD & BELLER 1990) gefährdete Wild-Apfel *Malus sylvestris*. Als floristische Besonderheit tritt im südexponierten Waldsaum der vom Aussterben bedrohte Kamm-Wachtelweizen *Melampyrum cristatum* auf. Weitere Gehölze lassen sich vor allem im Siedlungsbereich von Neustadt am Süd- und Südostufer finden. Bei ihnen handelt es sich in der Regel um Anpflanzungen von Weiden, Pappeln und verschiedenen Ahornarten, nur vereinzelt kommen auch Schwarz-Erlen vor.

Der **Röhrichtgürtel** ist am Neustädter Binnenwasser sehr unterschiedlich ausgebildet. Er siedelt als Landröhricht bis ins Flachwasser. Er kann aber auch eine Tiefe von 0,5 m erreichen. Im Siedlungsbereich von Neustadt fehlt er über weite Strecken oder ist nur sehr lückig entwickelt. Ähnliches gilt für einige Teilbereiche mit beweideten Ufern zum Beispiel am nördlichen und mittleren Ostufer. Nennenswerte Bestände finden sich im Siedlungsbereich lediglich auf der Insel Ziegelhofwarder und auf der Halbinsel. Am Westufer im Ostteil des Gewässers nordöstlich des Bahndammes ist in einem Teilbereich Landröhricht vorhanden, das fast durchgängig eine Breite von 2 bis 20 m aufweist und nur schwach vom Gewässer beeinflusst wird. Die beweideten Salzwiesen beziehungsweise das Weidegrünland sowie die Brackwasserröhrichte im mittleren Uferabschnitt des Westufers vom östlichen Teil des Neustädter Binnenwassers sind eng miteinander verzahnt. Vor dem Damm südlich der Autobahnbrücke ist das Röhricht bis an die Wasserlinie entwickelt und hat im Allgemeinen eine Breite zwischen 20 und 60 m.

Nahezu geschlossen ist das Röhricht hingegen im Westteil des Gewässers vorhanden. Die beiden Inseln in diesem Teil sind einheitlich mit Röhricht bestanden.

Die vorherrschende Art des Röhrichts ist Schilf *Phragmites australis*, das insbesondere im Westteil und im Ostteil am Westufer sehr große Flächen bis zu 200 m landseitig vom Ufer besiedelt. Eine weitere bezeichnende Art des Röhrichts, die gerade im Übergang zu beweideten Flächen eigene Dominanzbestände bilden kann, ist die Strandsimse *Bolboschoenus maritimus*. Ihr häufiges und stellenweise großflächiges Auftreten weist auf starken Salzwassereinfluss hin. Des Weiteren kommen die typischen Brackwasserröhrichtarten Sumpf-Gänsedistel *Sonchus palustris* und Erz-Engelwurz *Angelica archangelica* vor. Der landseitige Rand auf etwas trockeneren Standorten des Röhrichtgürtels wird von Zaunwinde *Calystegia sepium*, Wasserdost *Eupatorium cannabinum*, Hohem Steinklee *Melilotus altissimus*, Acker-Gänsedistel *Sonchus arvensis* und Acker-Kratzdistel *Cirsium arvense* eingenommen. Vereinzelt treten die gefährdete Gelbe Wiesenraute *Thalictrum flavum* und im Süden etwas häufiger das gefährdete Große Flohkraut *Pulicaria dysenteria* auf. Die beiden stark gefährdeten Arten Kümmel-Silge *Selinum carvifolia* und Färber-Scharte *Serratula tinctoria* sind in einem Schilfbestand, der aus einer älteren Grünlandbrache hervorgegangen ist, zu finden. Im Bereich einer Störstelle (Angelschneise) siedelt die stark gefährdete Salzbunge *Samolus valerandi*.

Salzwiesen treten in größerer Flächenausdehnung an drei Uferabschnitten des Gewässers auf. Im Einzelnen befinden sie sich im Bereich des Ostteils am

nördlichen Ostufer und am mittleren Westufer sowie am Nordufer des Westteils. Sie besiedeln die ufernahen Nassstandorte und sind daher entsprechend eng mit den Röhrichtern verzahnt, die bei Aufgabe der Beweidung wieder zur Dominanz gelangen würden. Die Salzwiesen und die Röhrichte weisen zum Teil identische Arten auf wie zum Beispiel Salz-Binse *Juncus gerardii*, Strand-Aster *Aster tripolium*, Strand-Dreizack *Triglochin maritimum*, Strand-Wegerich *Plantago maritima*, Strand-Milchkraut *Glaux maritima*, Anedel *Puccinellia maritima*, Gewöhnlicher Salzschwaden *Puccinellia distans*, Salz und Flügelsamige Schuppenmiere *Spergularia salina* und *Spergularia media*, Erdbeer-Klee *Trifolium fragiferum* und die potenziell gefährdete Strand-Binse *Juncus maritimus* sowie der gefährdete Sumpf-Dreizack *Triglochin palustre*. Meist in etwas extensiver beweideten Flächen tritt mehrfach die stark gefährdete Wiesen-Pferdesaat *Oenanthe lachenalii* auf. Der Rot-Schwingerl *Festuca rubra* besiedelt auch noch die höhergelegenen Bereiche im Übergang zu angrenzenden Weidelgras-Weißklee-Weiden *Lolium-Cynosuuretum*. Am Nordufer des Westteils des Neustädter Binnenwassers schließt sich landseitig der Salzwiesen auf noch nassen Standorten schwächer salzbeeinflusste Vegetation an, die stärker von Flutrasenarten wie Weißes Straußgras *Agrostis stolonifera* und Gänsefingerkraut *Potentilla anserina* geprägt ist. Hier sind höhergelegene magere Bereiche mit Arten wie Rotes Straußgras *Agrostis tenuis*, Scharfgarbe *Achillea millefolium*, Rundblättrige Glockenblume *Campanula rotundifolia* eingestreut. Außerdem kommen hier vereinzelt der gefährdete Nickende Löwenzahn *Leontodon saxatilis* und das gefährdete Acker-Filzkraut *Filago arvensis* vor.

Eine **Schwimmbblattzone** fehlt im Neustädter Binnenwasser völlig.

Unterwasserpflanzen sind vermutlich im gesamten Gewässer ausgebildet. Vorherrschend sind verschiedene, meist brackwassertypische Grünalgenarten, die das ganze Neustädter Binnenwasser meist in dichten Beständen besiedeln, darunter kommen vor allem *Enteromorpha spec.* und vermutlich *Ulva lactuca* vor. Daneben treten nicht selten auch Rot- und Braunalgen wie *Fucus spec.* auf. Bei den höheren Wasserpflanzen bildet die gefährdete Spiralige Salde *Ruppia cirrhosa* fast im gesamten Gewässer regelmäßige, meist schütterere Bestände, die vom Flachwasser bis in Wassertiefen von 1,5 m reichen. Der störungs- und eutrophierungstoleranter Teichfaden *Zannichella palustris* wurde vermehrt im Süden des Gewässers beobachtet, wo er in Massenbeständen auftrat.

Die Tauchblattvegetation weist vor dem Hintergrund der brackigen Verhältnisse des Gewässers (im Ver-

gleich zum Süßwasser) eine typische Verarmung des Arteninventars auf, ist aber dennoch als naturnah anzusehen. Insgesamt gesehen besitzt die Vegetation des Neustädter Binnenwassers mit 13 Arten der Roten Liste landesweite Bedeutung. Von diesen gefährdeten Pflanzenarten siedeln je 5 Arten in den Röhrichten und auf den Salzwiesen. 2 Arten lassen sich in dem kleinem Waldstück finden und eine Art ist in der Tauchblattvegetation vorhanden.

Im Frühjahr 2002 waren nach Angaben eines Vogelbeobachters mehr als 500 Höckerschwäne auf dem Neustädter Binnenwasser.

Freiwasser

Der See war durch seine relativ geringe Tiefe im Sommer nicht thermisch geschichtet. Nach SCHUBERT (1974) entsteht durch den intensiven Wasseraustausch zwischen Neustädter Binnenwasser und Ostsee häufig eine haline Schichtung.

Die Leitfähigkeit (510 bis 1560 mS/m) und der Chloridgehalt (1440 bis 5070 mg/l, Abbildung 55), unterlagen starken Schwankungen, die auf den wechselnden Einfluss einschwingenden Ostseewassers zurückzuführen waren. Die Messwerte waren sehr hoch, welches auch für den jeweiligen Minimalwert noch zutrifft. Das Wasser war im März und August durch den Zustrom aus dem Einzugsgebiet relativ süß und nährstoffreich. Es wurde in diesen Monaten durch das Einzugsgebiet geprägt. Die Chloridkonzentrationen erreichten an den jeweiligen Messtagen Werte von 2660 mg/l und 1440 mg/l (entspricht einem Salzgehalt von 4,8 bzw. 2,6 PSU). Im Juni und im September konnten hingegen sehr hohe Chloridkonzentrationen um 5000 mg/l (entspricht einem Salzgehalt von etwa 9 PSU) gemessen werden, die denen der vorgelagerten Ostsee (10 PSU) sehr nahe kamen. Somit ist anzunehmen, dass das Neustädter Binnenwasser zu diesen Zeitpunkten durch das salzreiche und nährstoffärmere Ostseewasser geprägt war.

Dementsprechend lagen an den Untersuchungszeitpunkten im März und vor allem im August 2002 die Hauptnährstoffe Phosphor und Stickstoff in hohen Konzentrationen vor (0,1 bzw. 0,38 mg/l Ges.-P und 5,8 bzw. 4,4 mg/l Ges.-N, Abbildung 55). Stickstoff lag zum größten Teil als Nitrat vor (4,94 bzw. 2,56 mg/l NO₃-N, Abbildung 55). Die erhöhte Ammoniumkonzentration (0,117 mg/l NH₄-N) im März lässt sich vermutlich auf die lange Frostperiode beziehungsweise auf die lange Eisbedeckung des Gewässers zurückführen, da unter diesen Bedingungen die Umsetzung des Ammoniums erschwert ist. Im August waren ebenfalls Ammonium, dessen Anstieg auf Zehrungsprozesse in dieser Jahreszeit hindeutet

sowie Nitrat und Nitrit im Wasser nachweisbar. Auch bei der Phosphatkonzentration konnte ein deutlicher Anstieg verzeichnet werden. Zu diesem Zeitpunkt sind Nährstofffreisetzungen aus dem Sediment wahrscheinlich, die durch anaerobe Verhältnisse ermöglicht werden. Sie können nachts oder lokal zwischen Pflanzen über dem Seegrund im Sommer auftreten. Durch die nicht vorhandene Schichtung können sich diese interne Düngungsprozesse auch nahe der Oberfläche auswirken. Bei der Phosphatkonzentration konnte im August ein deutlicher Anstieg im Vergleich zu den übrigen Untersuchungsmonaten, als die Konzentrationen im niedrigen aber messbaren Bereich lagen, verzeichnet werden. Bereits bei < 10% Sauerstoff-Sättigung setzt die Mobilisierung des deponierten Phosphats aus dem Sediment ein, bei < 0,5 mg/l Sauerstoff kommt es zur fast explosionsartigen Freisetzung von PO₄³⁻ (SCHWOERBEL 1999).

Im Juni und September 2002 hatte das einschwingende Ostseewasser einen starken Einfluss auf den Stoffhaushalt und auf bestimmte Lebensgemeinschaften im Gewässer. Zu diesen Zeiten waren die Konzentrationen der beiden Nährstoffe Phosphor und Stickstoff deutlich gegenüber März und August gesunken (0,051 bzw. 0,11 mg/l Ges.-P und 0,54 bzw. 0,94 mg/l Ges.-N, Abbildung 55) und die anorganischen Stickstoffverbindungen kamen in diesem Monaten nur in Spuren vor. Im Juni deutete der sehr niedrige Chlorophyll a-Gehalt (3,3 µg/l, Abbildung 55) auf den oben erwähnten intensiven Wasseraustausch mit der vorgelagerten planktonarmen Ostsee hin. Die Chlorophyll a-Konzentration im September lag mit 29 µg/l deutlich höher, aber unter dem Wert des Vormonats (39,6 µg/l). Diese Ergebnisse zeigen eine Erhöhung der Phytoplanktonproduktion in den Sommermonaten an. Aus dem geringen N:P Verhältnis im September ist ersichtlich, dass in diesem Monat Stickstoff der potenziell limitierende Faktor für das Algenwachstum war (Abbildung 55).

Das Wasser war gut gepuffert (Säurekapazität 2,2 bis 3,8 mmol/l), trotzdem zeigte der pH-Wert im Juni einen erhöhten Wert von 8,8 im oberflächennahen Wasser an, ansonsten lag er zwischen 8,1 und 8,6 im mäßig basischen Bereich.

Ein Tiefenprofil der Sauerstoff-Sättigung konnte wegen der geringen Tiefe des Gewässers nicht erstellt werden. Im Frühsommer und Sommer wurden Sauerstoff-Übersättigungen zwischen 117 bis 141 %, Abbildung 55) gemessen. Dies deutet auf eine hohe Primärproduktion hin. Nur im März kam es zu einer sehr leichten Sauerstoff-Untersättigung, die vermutlich ihre Ursache in den extremen Witterungsbedingungen hatte.

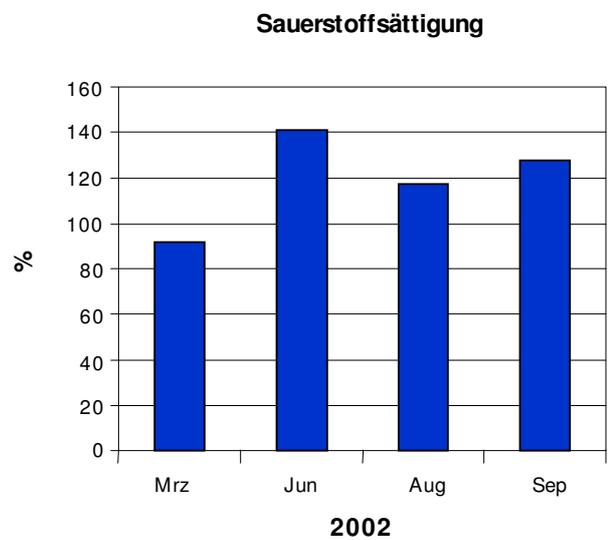
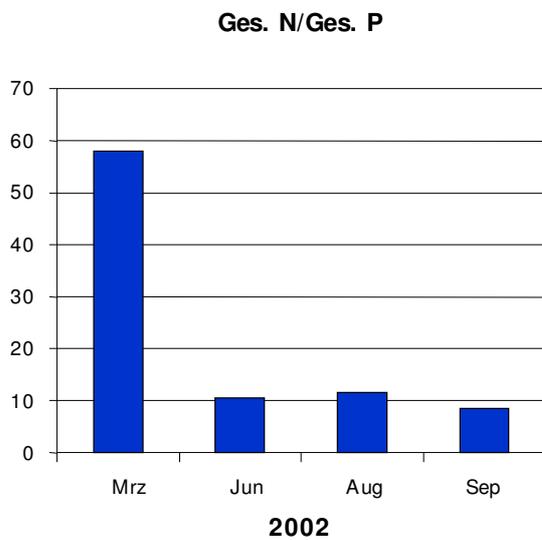
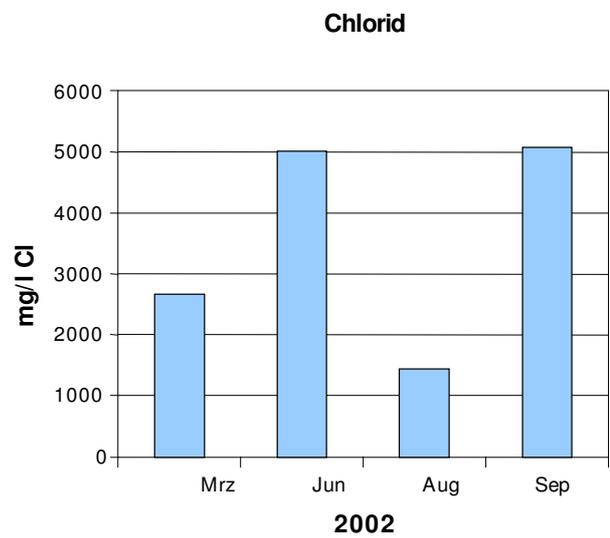
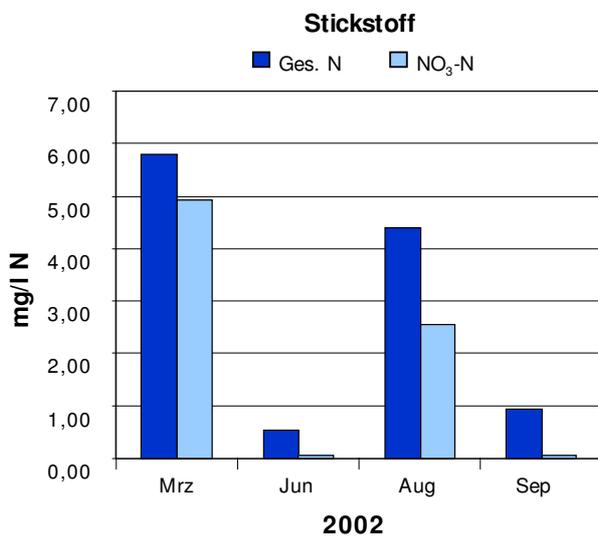
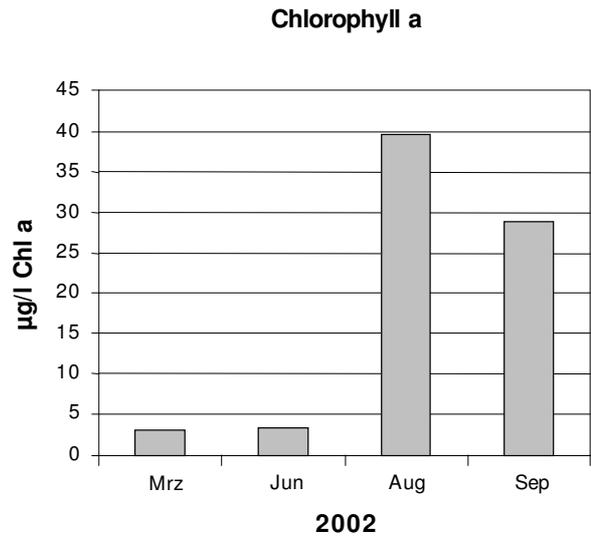
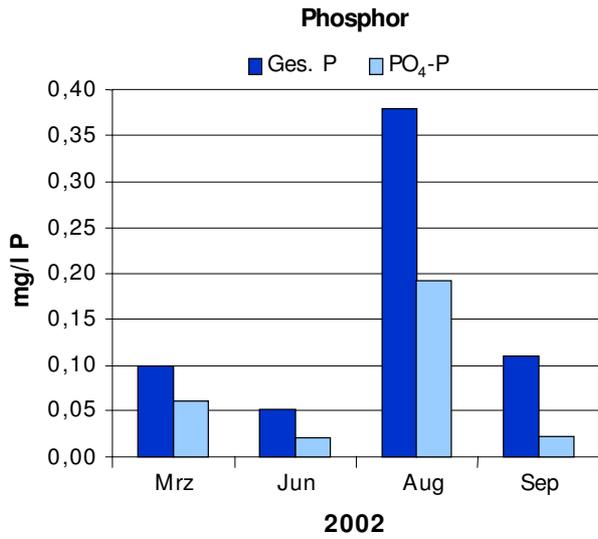


Abbildung 55: Gesamtphosphor und Phosphat (mg/l), Chlorophyll a (µg/l), Gesamtstickstoff und Nitrat (mg/l), Chlorid (mg/l), das N/P-Verhältnis (mg/mg) sowie die Sauerstoffsättigung in 1m Tiefe im Neustädter Binnenwasser 2002

Die Ganglinie der Sichttiefe erstreckt sich über den Zeitraum von Mitte April bis Mitte August 2002 und beinhaltet Messwerte zwischen 0,3 m und 1,6 m. Durch sie lassen sich Anfang Juni und Mitte Juli zwei Stadien mit höherer Wassertransparenz erkennen

(Abbildung 56). Geringe Sichttiefen, wie sie zum Beispiel Anfang August gemessen wurden, zeigen ein verstärktes Phytoplanktonwachstum an. Dies wird auch durch die Chlorophyll a-Konzentration in diesem Monat bestätigt.

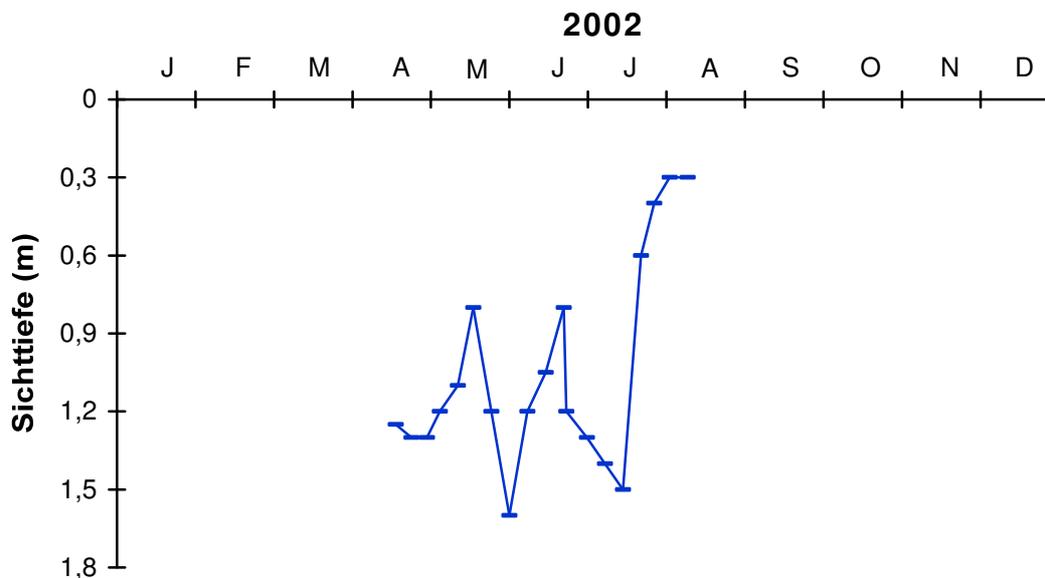


Abbildung 56: Sichttiefen (m) im Neustädter Binnenwasser 2002

Das **Plankton** im See wurde im Auftrag des Landesamtes von SPETH (2002) untersucht. Die folgenden Ausführungen sind ihrem Bericht entnommen.

Insgesamt wurden im Neustädter Binnenwasser 54 Phytoplankton-Taxa im Untersuchungszeitraum bestimmt. Darunter waren Kieselalgen (Bacillariophyceae) mit 17 Taxa, Grünalgen (Chlorophyceae) mit 13 Taxa sowie Dinoflagellaten (Dinophyceae) mit 11 Taxa die artenreichsten Algengruppen.

Die Zusammensetzung des **Phytoplanktons** im Jahresverlauf ist in Abbildung 57 dargestellt. Hierbei ist auffällig, dass das Phytoplankton, außer im September, als es sich zu gleichen Teilen (je 48 %) aus Kieselalgen und Grünalgen zusammensetzte, von Kieselalgen dominiert wurde.

Im März, vor Beginn der Frühjahrsblüte, war das Phytoplankton noch sehr gering entwickelt und erreichte nur ein sehr geringes Biovolumen von 0,03 mm³/l.

Im Juni war ein deutlicher Anstieg des Phytoplanktonbiovolumens auf 3,7 mm³/l zu verzeichnen. Es setzte sich zu mehr als 70 % aus den kettenbildenden centrischen Kieselalgen *Rhizosolenia* cf. *fragilissima* und *Melosira lineata* zusammen. Diese Arten traten fast ausschließlich in diesem Monat im Neustädter Binnenwasser auf. Beide Taxa tolerieren Brackwasserverhältnisse und sind häufig Bestandteil des Ostseep planktons. Dinoflagellaten machten zu diesem Zeitpunkt 19 % des Biovolumens aus.

Im August erreichte das Phytoplanktonbiovolumen sein Maximum im Untersuchungszeitraum mit 6,6 mm³/l. Kieselalgen (75%) dominierten unverändert die Planktongemeinschaft. Im Gegensatz zum Juni war jedoch die kettenbildende Art *Skeletonema costatum* am häufigsten vorhanden. Sie ist ebenfalls in marinen und brackigen Gewässern verbreitet. Unter den Dinoflagellaten, die jetzt 22 % des Biovolumens ausmachten, trat *Prorocentrum* cf. *minum* (0,5 mm³/l), ebenfalls ein brackwassertoleranter Vertreter, vermehrt in Erscheinung. Blaualgen konnten erstmalig in diesem Monat nachgewiesen wer-

den, spielten aber eine untergeordnete Rolle. Die Dominanz der Kieselalgen wurde im September durch das Auftreten von Grünalgen der Gattung *Monoraphidium* unterbrochen, die mehr als 24 % zum Gesamtbiovolumen von 4,9 mm³/l beitrugen.

Das **Zooplankton** setzte sich aus 14 Zooplankton-Taxa zusammen, von denen 11 zu den Rädertieren gehörten. Wasserflöhe kamen nur mit einer Art (*Bosmina longirostris*) vor, die auch nur vereinzelt im September auftrat. Ebenfalls nur mit einer Art aber ab Juni bis zum Ende des Untersuchungszeitraumes konnten calanoiden Ruderfußkrebse festgestellt werden. Cyclopoide Ruderfußkrebse wurden nicht beobachtet. Planktische Larven benthischer Organismen waren charakteristische Elemente der Biozönose. Polychaeta-Larven waren im September von quantitativer Bedeutung (mittlere Häufigkeit).

Entsprechend der sehr geringen Phytoplanktonentwicklung war auch das Zooplankton im März sehr

individuenarm, es traten sieben Rädertier-Arten (selten) und Nauplien (selten) auf. Die Rädertiere waren im Juni und besonders im August individuenreich vertreten. *Synchaeta* spp. kam im Juni in mittlerer Häufigkeit vor. Im August traten *Keratella cochlearis* f. *tecta* massenhaft und *Brachionus urceolaris* in mittlerer Häufigkeit auf. Diese Arten bevorzugten nährstoffreiche Gewässer. Nauplien hatten im Juni und im September ihre stärkste Entfaltung (mittlere Häufigkeit). Im August waren Wimpertierchen der Unterordnung Tintinnida häufig im See anzutreffen.

Die Lebensgemeinschaften des Phyto- und des Zooplanktons, waren deutlich durch Arten, die in marinen und brackigen Gewässern verbreitet sind geprägt. Die Dominanzstrukturen des jeweiligen Planktons kennzeichnen das Neustädter Binnenwasser als nährstoffreiches, ungeschichtetes, flaches Brackgewässer.

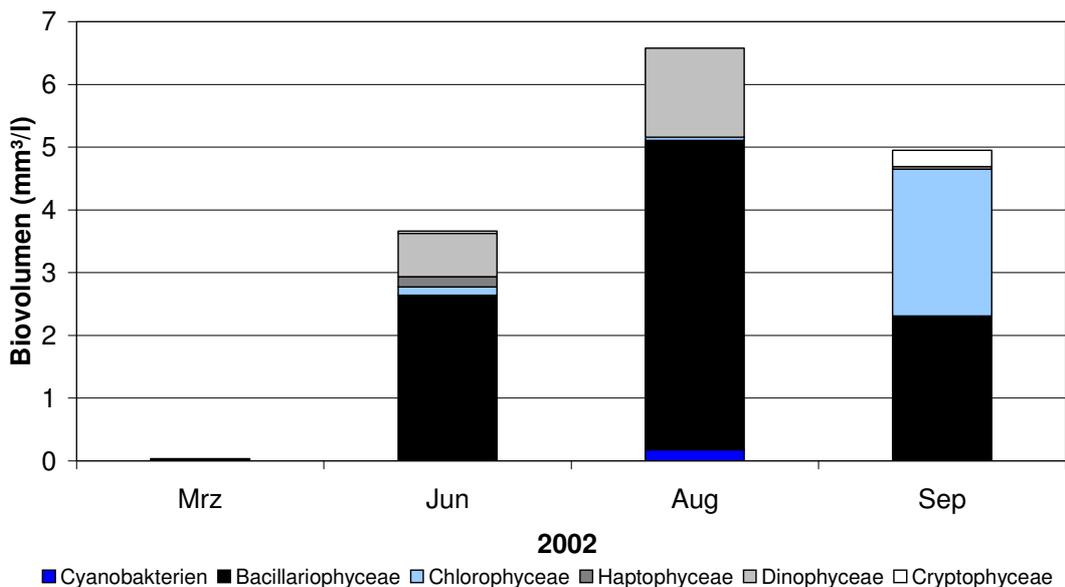


Abbildung 57: Biovolumen der dominierenden Phytoplanktongruppen (mm³/l) im Neustädter Binnenwasser

Nach Angaben von Anglern leben im Neustädter Binnenwasser Aale, Barsche und Forellen. 1973 wurden dort Plötze, Aal, Flussbarsch, Flunder, Dreistacheliger Stichling, Grundel, Aaland, Rotfeder, Schleie, Ukleie, Güster und einige Forellen, die

wahrscheinlich zur Laichablage ins Süßwasser aufsteigen wollten, gefunden. Nach Berichten von Fischern wurden früher, vor der Ausbreitung von *Ulva lactuca*, auch häufig Lachse gefangen (NAUEN 1974).

Seegrund

Das Sediment im Uferbereich ist überwiegend sandig bis sandig-steinig, vielfach steht aber auch lehmiger Mineralboden an. Im östlichen Teil des Neustädter Binnenwassers ist es am Ostufer sandig und stellenweise steinig. Am Westufer ist es teils lehmig teils sandig. Stellenweise ist eine dünne Schlammauflage vom nördlichen Ostufer bis zum südlichen Westufer vorhanden. Im westlichen Teil des Neustädter Binnenwassers ist das Sediment am Ufer lehmig, zum Teil sandig oder sandig-schlammig und hat in ruhigen Buchten eine Schlammauflage.

In 1 m Tiefe war das Sediment sandig, braun, hatte eine feste Konsistenz und keinen Geruch. In 1,6 m und 1,5 m Tiefe wurde schwarzer Schlamm mit einer mittelfesten Konsistenz und ebenfalls ohne Geruch festgestellt.

Bei Sedimentanalysen des Neustädter Binnenwassers aus einer Tiefe von 1,7 m wurde ein sehr niedriger Calciumgehalt (8,7 g/kg) und ein niedriger Mangangehalt (270 mg/kg) festgestellt. Die Werte der anderen geogenen Metalle Natrium (15 g/kg), Kalium (15 g/kg), Magnesium (5,5 g Mg/kg), Eisen (23 g/kg), und Aluminium waren im Vergleich mit Sedimenten anderer Seen erhöht (LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT 2001). Die Schwermetalluntersuchungen des Sedimentes des Neustädter Binnenwassers wiesen für Chrom (57 mg/kg), Kupfer (45 mg/kg), Zink (260 mg/kg), Nickel (29 mg/kg) und Quecksilber (0,33 mg/kg) ebenfalls erhöhte

Werte auf, während die Cadmiumkonzentration mit 1,2 mg/kg durchschnittlich war.

Die Wahl der Probennahmestelle könnte in gewissen Grenzen für den extrem geringen Kalkgehalt sowie für die erhöhten Werte der geogenen Metalle des Sedimentes verantwortlich sein, da das Sediment eines Sees eine sehr inhomogene Substanz ist.

Die Differenz zwischen der festgestellten Tiefe bei der Sedimentbeprobung von 1,7 m und der festgestellten maximalen Tiefe des Gewässers von 1,6 m ist mit den sehr stark schwankenden Wasserständen zu erklären.

Die tierische Besiedlung des Sedimentes im Gewässers wurde in 1 m, 1,2 m und 1,6 m Tiefe im Auftrag des Landesamtes von OTTO (2002) untersucht. Die folgenden Ausführungen sind seinem Bericht entnommen.

Im Neustädter Binnenwasser wurden aufgrund der salinen Verhältnisse des Wassers nur insgesamt 17 Arten gefunden. Die gefundenen Arten, insbesondere die Mollusken und Chironomiden, sind typische Vertreter saliner Gewässer oder sie tolerieren einen höheren Salzgehalt. Die dominierende Gruppe unter den Zuckmücken ist die Unterfamilie Chironominae mit der Kategorie Chironomini, welches typisch für stehende Gewässer ist, insbesondere bei höherem Nährstoffangebot. *Chironomus cf. aprinus* trat in 1,6 m Tiefe mit 47 Tieren/m² auf.

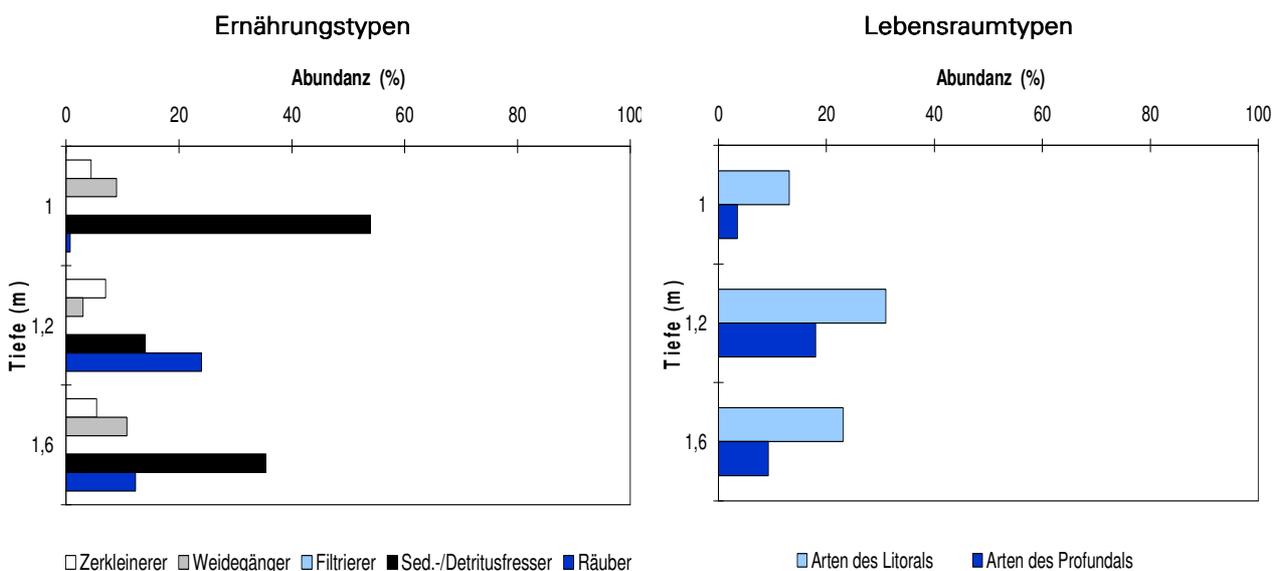


Abbildung 58 : Prozentuale Anteile der wichtigsten Ernährungstypen (links) sowie litoraler und profundaler Anteil (rechts) an der Gesamtzönose der untersuchten Tiefen des Transektes im Neustädter Binnenwasser 2002

Chironomus salinarius und *Procladius* sp. (kein typischer Brackwasserbewohner) kamen in allen Tiefen mit 47 bis 94 Tieren/m² beziehungsweise mit 15 bis 94 Tieren/m² vor. Der Polychaet (Vielborster) *Nereis diversicolor* siedelte ebenfalls in allen Tiefen mit 683 bis 94 Tieren/m². Die Oligochaeten (Wenigborster) waren mit 1325 Tieren/m² in 1 m Tiefe vertreten. In allen Tiefen überwogen die Arten des Uferbereichs, so dass die Sauerstoff- und Substratverhältnisse für sie in allen Tiefen hinreichend gewesen sein müssen. Des Weiteren konnten in allen Tiefen keine Filtrierer festgestellt werden (Abbildung 58). Die Untersuchungstiefen unterschieden sich nicht in ihrer Besiedlung.

Eine Bewertung nach THIENEMANN (1922) muss aufgrund der salinen Verhältnisse unterbleiben. OTTO bezeichnet das Neustädter Binnenwasser aufgrund seiner Untersuchungsergebnisse als eutrophes Gewässer.

1973 wurden 46 Arten beziehungsweise Gattungen der Tiere der Bodenzone gefunden NAUEN (1974). Die Häufigkeitsverteilung dieser Arten beziehungsweise Gattungen zeigt, dass nur 16 von ihnen im Untersuchungsgebiet regelmäßig zu finden waren. Bei einem Vergleich der Untersuchungsergebnisse von Nauen und Otto ist zu erkennen, dass das Neustädter Binnenwasser im Jahre 2002 teilweise von anderen Benthosarten besiedelt wurde. Tubificiden traten zum Beispiel nicht mehr auf. Bei diesem Vergleich ist aber zu beachten, dass sich die Untersuchungsmethoden unterscheiden.

Nutzung des Sees und seines Einzugsgebietes

Das Neustädter Binnenwasser ist seit 1984 teilweise als Naturschutzgebiet „Neustädter Binnenwasser“ (GS Schl.-H. II, Gl.Nr. 791-4-68) ausgewiesen. Darüber hinaus ist es FFH-Gebiet sowie EG-Vogelschutzgebiet „Naturschutzgebiet Neustädter Binnenwasser“ (DE 1830-301).

Nur der nicht zum Naturschutzgebiet gehörende Teil des Neustädter Binnenwassers darf mit Wasserfahrzeugen ohne Motorenkraft befahren werden.

Für das Neustädter Binnenwasser hat eine Fischer-genossenschaft, die älteste Fischer-Innung Deutschlands, die Fangrechte. Neben drei bis vier aktiven Mitgliedern fischen dort noch einige Touristen. 1973 hatten 20 Fischer die Fangrechte für das Neustädter Binnenwasser und es wurde ein Gesamtfang von 13 t erzielt (NAUEN 1974). Das entspricht nach heutiger Flächenberechnung einer Fangmenge von

89 kg/ha. Nach WILLEN (1951 zitiert in NAUEN 1974) ähnelt das Neustädter Binnenwasser in seinem Fischbestand dem Stettiner Haff, dessen Fischerträge 1937 und 1938 bei 18,8 beziehungsweise bei 20,5 kg/ha lagen. Der zu erwartende jährliche Fischertrag für einen eutrophen See liegt bei 45 kg/ha (JENS 1969).

Die südöstlichen **Uferpartien** (Westteil) sowie das Südufer bis zum mittleren Ostufer (Ostteil) sind stark vom Siedlungsbereich der Stadt Neustadt geprägt. Das Klärwerk Neustadt befindet sich am südlichen Ostufer. Ansonsten grenzen überwiegend landwirtschaftliche Flächen an das Gewässer. In erster Linie sind dies Weidegrünlandflächen, auch die vorhandenen Salzwiesen unterliegen dieser Nutzung. Daneben sind es aber auch Grünlandbrachen und Ackerflächen, von denen die meisten in etwas weiterer Entfernung vom Ufer liegen. Im Siedlungsbereich des Ostteils sind zirka 33 Bootsstege angelegt worden. Des Weiteren ist am Südufer im Siedlungsbereich durchgehend eine Uferbefestigung aus Feldsteinen oder als Mauer vorhanden.

Das **Einzugsgebiet** des Gewässers wird zu gut 78 % landwirtschaftlich, ganz überwiegend als Acker genutzt. Der Waldanteil liegt mit über 14 % recht hoch. Bebaut sind ca. 4 % des Einzugsgebietes. Die Zahl der Großvieheinheiten lag bei durchschnittlich 0,49 GVE/ha landwirtschaftlich genutzter Fläche.

Das Klärwerk (zwei Klärstufen) der Stadt Neustadt wurde 1961 erbaut und 1962 in Betrieb genommen (NAUEN 1974). Heute wird das **Abwasser** des Klärwerkes Neustadt biologisch und chemisch gereinigt und wie damals in den Malzmühlenbach, der nach einigen Metern in das Neustädter Binnenwasser mündet, eingeleitet. Durch chemische Phosphorfällung können Abflusskonzentrationen von 0,5 mg/l Ges.-P sicher eingehalten werden. Nach Auswertung der Daten der behördlichen Überwachung leitete das Klärwerk 2002 10,6 t/a Stickstoff und 0,26 t/a Phosphor ein. 1973 leitete das Klärwerk von Februar bis November noch zirka 34 t Stickstoff und 16 t Phosphor ein. Vom Ablauf des Klärwerkes ging damals ein merklicher Geruch aus. Des Weiteren war hier häufig eine undurchsichtige Abwasserfahne zu erkennen (NAUEN 1974). Das Klärwerk hat eine Ausbaugröße von 50.000 EW und zur Zeit eine Auslastung von 20.000 EW im Winter beziehungsweise 35.000 EW im Sommer. Des Weiterem sind im Einzugsgebiet sechs Gebietskläranlagen (Marxdorf 150 EW, Groß Schlamin 300 EW, Griebel 200 EW, Plunkau 119 EW, Beschendorf 620 EW, Logeberg 330 EW) vorhanden, und für zirka 3182 Einwohnerwerte gibt es Hauskläranlagen, von denen die meisten nachgerüstet (DIN 4261) sind.

Am Ostufer südlich des Klärwerkes existiert ein größeres einleitendes Rohr über das gering verschmutztes Niederschlagswasser aus dem Einzugsgebiet Krempfer-, Reiter- und Gräbenstraße der Stadt Neustadt eingeleitet wird.

Im Einzugsgebiet des Neustädter Binnenwassers werden insgesamt 35,9 ha Siedlungsfläche über Regenrückhaltebecken entwässert.

Belastungssituation des Sees

Aufgrund der **Flächennutzung** und der **Abwasserbeseitigung** im Einzugsgebiet sowie der **Niederschlagsbeschaffenheit** werden im Folgenden stellvertretend für viele andere Stoffe die Einträge von Phosphor und Stickstoff in das Neustädter Binnenwasser grob abgeschätzt (Abbildung 59 und Tabelle 17).

Tabelle 17: Einträge von Phosphor und Stickstoff in das Neustädter Binnenwasser aus verschiedenen Quellen (Abschätzung gemäß Kapitel Auswertungsmethoden)

* Daten aus behördlicher Überwachung

Flächennutzung	(ha) bzw.	(kg/ha-a) P	Phosphoreintrag	(kg/ha-a) N	Stickstoffeintrag
	Stück	bzw. (kg/GVE-a) P		(kg/a)	
Acker	8574	0,5	4287	20	171480
Grünland	1920	0,2	384	10	19200
Großvieheinheiten	5137	0,2	1027	0,9	4623
Wald	1945	0,05	97	7	13615
Siedlung	600	0,75	450	13	7800
Gewässer	212		0		0
sonstiges	175		0		0
Summe (ha)	13426		6246		216718

Niederschlag	146	0,082	12	9,85	1438
auf die Seefläche (ha)					

Punktquellen	EW	Phosphoreintrag		Stickstoffeintrag	
		(kg/EW-a) P	(kg/a)	(kg/EW-a) N	(kg/a)
Abwasser Kläranlagen:					
Neustadt	25000		258 *		10595 *
Marxdorf	150	0,3	45	2,2	330
Groß Schlamin	300	0,3	90	2,2	660
Griebel	200	0,3	60	2,2	440
Plunkau	119	0,3	36	2,2	262
Beschendorf	620	0,3	186	1,8	1116
Logeberg	330	0,3	99	2,2	726
Hauskläranlagen	3182	0,3	955	3	9546
Summe			1728		23675

Gesamteintrag in den See	Phosphor	Stickstoff
Summe (kg/a)	7986	241831
bezogen auf die Seefläche (g/a·m ²)	5,47	166
Gesamtaustrag aus dem Landeinzugsgebiet (kg/a·ha Landfläche) (ohne Niederschlag auf die Seefläche)	0,60	18

Die Einträge aus dem Einzugsgebiet und durch Niederschlag lagen insgesamt bei etwa 7986 kg/a Phosphor und bei über 241 t/a Stickstoff. Als Hauptquelle (71 % beim Phosphor, 81 % beim Stickstoff) für beide Stoffe ist die landwirtschaftliche Flächen-

nutzung anzusehen. Die Abwasserbeseitigung hat mit knapp 22 % einen deutlichen Anteil an der Phosphor-Belastung. Bedingt durch das große Einzugsgebiet ist die Belastung der Seefläche mit 5,47 g/a·m² sehr hoch.

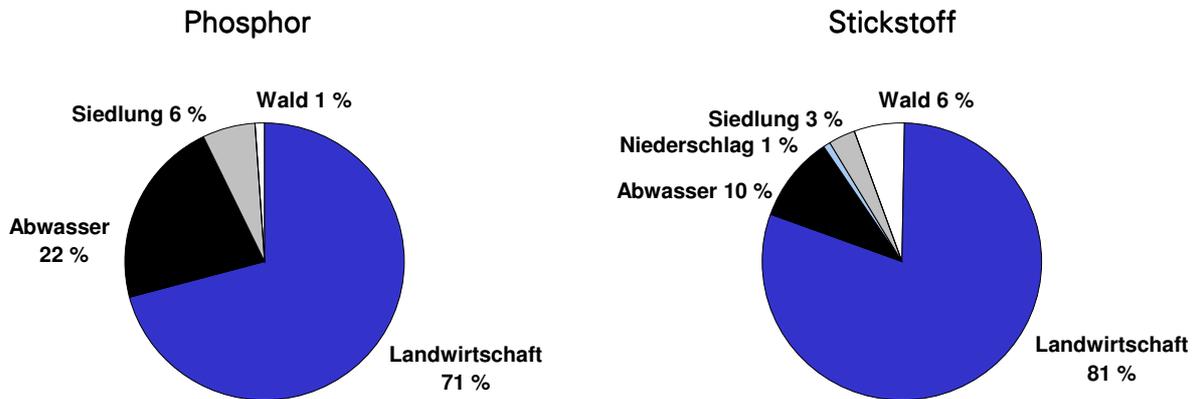


Abbildung 59: Quellen für Phosphor- und Stickstoffeinträge in das Neustädter Binnenwasser

Anhand der ermittelten Phosphoreinträge lässt sich nach VOLLENWEIDER & KERKES (1980) unter Einbeziehung der Seebeckengestalt und des Was-

seraustausches die zu erwartende Phosphor-Konzentration im See abschätzen:

$$P_E = \frac{L * T_w}{z (1 + \sqrt{T_w})}$$

- P_E : = erwartete Phosphor-Konzentration im See (mg/l)
- L : 5,47 = jährliche Phosphor-Belastung pro Seefläche (g/a·m²)
- T_w : 0,03 = theoretische Wasseraufenthaltszeit (a)
- z : 0,9 = mittlere Tiefe des Sees (m)

$$P_E = \frac{5,47 * 0,03}{0,9 (1 + \sqrt{0,03})} = 0,16 \text{ mg/l P}$$

Das Vollenweidermodell wurde für geschichtete, weniger stark durchströmte (längere Wasseraufenthaltszeit) größere Seen entwickelt. Zur groben Orientierung soll es jedoch hier herangezogen werden.

Die nach VOLLENWEIDER zu erwartende Phosphor-Konzentration im See liegt mit 0,16 mg/l P über denen im Frühjahr, Frühsommer sowie im Frühherbst gemessenen Werten von 0,10 mg/l P,

0,051 mg/l P bzw. von 0,11 mg/l P und unter der August-Konzentration von 0,38 mg/l P. Dies kann zum einen darauf hin deuten, dass der Phosphor über längere Zeiten in Pflanzen gebunden ist und erst bei deren Zersetzung im Wasser messbar wird. Zum anderen könnte das zeitweise einströmende Ostseewasser die Nährstoffkonzentration im Wasser des Neustädter Binnenwassers verringern.

Bewertung

Die Phosphor-Belastung des Neustädter Binnenwassers von 5,47 g/a·m² Seefläche ist sehr hoch.

Der derzeitige Zustand des Neustädter Binnenwassers ist aufgrund seines großen, überwiegend landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebietes und seiner geringen Wassertiefe polytroph 1 (LAWA 1998). Eine Bewertung des Neustädter Binnenwassers nach den LAWA-Kriterien ist nicht möglich, da es sich um ein brackiges Gewässer handelt, das eine sehr kurze theoretische Wasseraufenthaltszeit hat.

Die relativ hohen Phosphorkonzentrationen (besonders im August 0,38 mg/l Ges.-P) lassen das Neustädter Binnenwasser als ein hoch produktives Gewässer erscheinen. Aufgrund der kurzen Verweildauer des Wassers ist die Umsetzung der Nährstoffe aber reduziert. Sie haben somit nicht die Auswirkungen im Gewässer, die bei einer durchschnittlichen Wasseraufenthaltszeit gegeben wären. Die relativ hohen Sichttiefen sowie die niedrigen Chlorophyll a-Konzentrationen im Vergleich zu den Phosphorwerten sind somit durch den Ostseeinfluss bedingt. SCHUBERT (1974) hingegen weist darauf hin, dass große Mengen Phosphor dem Wasser entzogen werden und in den Makrophyten gespeichert sind.

Die Salinität des Neustädter Binnenwassers lag mit Werten zwischen 2,6 und 9,2 PSU deutlich oberhalb des als Süßwasser definierten Bereiches von 0,5 PSU. Der Salzgehalt spiegelt sich auch im Artenspektrum des Phyto- und des Zooplanktons wider, das durch Arten, die in marinen und brackigen Gewässern verbreitet sind, geprägt war. Die Phytoplanktongemeinschaft wurde größtenteils von brackwassertoleranten Kieselalgen-Taxa wie *Skeletonema costatum*, *Melosira lineata* und *Rhizosolenia cf. fragilissima* dominiert. Durch den intensiven Wasseraustausch zwischen Neustädter Binnenwasser und Ostsee kann sich keine ausgeprägte Phytoplanktonblüte entwickeln (SCHUBERT 1974). Die geringe Wasseraufenthaltszeit im Neustädter Binnenwasser ist vermutlich der Grund dafür, dass sich in diesem Gewässer keine Cyanobakterienblüte entwickelt, wie sie für polytrophe Flachseen typisch ist. Die Zooplanktongemeinschaft war artenarm. Wasserflöhe und calanoide Ruderfußkrebse waren mit je einer Art vertreten. Cyclopoide Ruderfußkrebse wurden nicht beobachtet. Die Rädertiere *Keratella cochlearis* f. *tecta* und *Brachionus*-Arten, die nährstoffreiche Bedingungen bevorzugen, waren sehr zahlreich. Die Dominanzstrukturen des Phyto- und des Zooplanktons kennzeichnen das Neustädter Binnenwasser als nährstoffreiches, ungeschichtetes, flaches Brackgewässer.

Die submerse Vegetation besiedelt das gesamte Gewässer und weist neben der Dominanz der brackwassertypischen Großalgen insbesondere *Enteromorpha spec.* und Meersalat *Ulva lactuca* auf. Daneben kommen zwei höhere Pflanzenarten vor, darunter die gefährdete Spiralige Salde *Ruppia cirrhosa*. In Bereichen mit extensiver Beweidung stellt die Ufervegetation ein Mosaik aus Röhricht, Salzwiese und Magergrünland dar, in dem viele gefährdete Arten vorkommen. Die Salzwiesen, auf denen eine intensivere Beweidung stattfindet, sind arten- und strukturärmer. Insgesamt gesehen ist die Tauchblatt- und Ufervegetation mit 13 Arten der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holstein von landesweiter Bedeutung.

Im Neustädter Binnenwasser wurden aufgrund der salinen Verhältnisse des Wassers nur insgesamt 17 Arten der Tiere der Bodenzone gefunden. In allen Tiefen überwogen die Arten des Uferbereichs, so dass die Sauerstoff- und Substratverhältnisse für sie in allen Tiefen hinreichend gewesen sein müssen. Eine Bewertung nach THIENEMANN (1922) muss aufgrund der salinen Verhältnisse unterbleiben. OTTO (2002) bezeichnet das Neustädter Binnenwasser aufgrund seiner Untersuchungsergebnisse als eutrophes Gewässer.

Das Sediment des Neustädter Binnenwassers ist kalkarm, obwohl das Wasser kalkreich ist. Dies ist wahrscheinlich auf den hohen Gehalt an Alkalisalzen aufgrund des marinen Einflusses zurückzuführen. Durch den hohen Anteil gelösten Chlorids wird das Calcium in Lösung gehalten und es fällt nicht als Calciumcarbonat aus.

Durch die Verbesserung der Klärtechnik des Klärwerks Neustadt ist die Belastung für das Neustädter Binnenwasser erheblich verringert geworden. Dies haben die Auswertungen der Daten der behördlichen Überwachung von 2002 im Vergleich mit den Werten von 1973 ergeben, wonach eine Reduzierung der Einträge sowohl beim Stickstoff als auch beim Phosphor von über 30 % erreicht wurde.

Im Jahre 1995 wurde das Neustädter Binnenwasser von einer Arbeitsgruppe, im Rahmen der Betreuung des Naturschutzgebietes, untersucht. Hintergrund dieser Untersuchung war es, Aufschlüsse über die Belastung des Neustädter Binnenwassers zu bekommen. Nach Angaben der Arbeitsgruppe macht sich die Belastung alljährlich in der Entstehung großer Menge von *Ulva lactuca* und durch Geruchsbelästigung bemerkbar (TIMMERMANN-TROSIENER & SCHRAMM-EHMKE 1998). Leider können die damaligen Ergebnisse nicht mit denen vom Landesamt für Natur und Umwelt verglichen werden, da die Probenahmestellen und die einzelnen Untersuchungsverfahren von einander abweichen.

Insgesamt ist das nährstoffreiche Neustädter Binnenwasser durch seinen flachen Wasserkörper und dem wechselnden Salzeinfluss ein Gewässer, das starken Schwankungen der physikalisch-chemischen Parameter aufweist und dementsprechend stark wechselnden Prozessen unterworfen ist.

Empfehlungen

Entsprechend dem hohen Anteil der Landwirtschaft an der Belastung des Gewässers sind zur Entlastung des Neustädter Binnenwassers in erster Linie Maßnahmen in diesem Bereich zu ergreifen. Über 78 % des Einzugsgebietes werden landwirtschaftlich genutzt, über 63 % als Ackerflächen und nur 14 % als Grünland. Zum Schutz des Gewässers wäre es wünschenswert, wenn Ackerflächen, insbesondere in der Nähe des Gewässers und seiner Zuläufe, extensiviert, zum Beispiel in extensives Grünland umgewandelt werden könnten. Förderlich wären auch Gewässer-Randstreifen entlang der Zuläufe.

Die derzeitige extensive Beweidung an einigen Uferbereichen scheint geeignet zu sein, um ein ausgewogenes Verhältnis zwischen Röhricht und Salzwiese und damit eine größtmögliche Artenvielfalt

dieser Flächen zu gewährleisten. Für die Salzwiesen ist eine Verringerung der Beweidungsintensivität zu empfehlen, da die Flächen sehr kurzrasig und strukturalarm sind. Prinzipiell ist diese Beweidungsform der Ufer aus Sicht des Gewässerschutzes nicht zu befürworten, aber in diesem Fall ist es mit einigen Vorbehalten zu tolerieren, da das Neustädter Binnenwasser ein brackwasserhaltiges Gewässer ist und die Rinder es nicht als Tränke nutzen, wodurch sich vermutlich der Vertritt der Ufer und der Eintrag von Nährstoffen durch Fäkalien verringert.

Die relativ hohe Abwasserbelastung durch die vielen Hauskläranlagen, ist dem Gewässer nicht förderlich, Es wäre daher wünschenswert, entsprechend den Gegebenheiten, möglichst viele Häuser an das Klärwerk Neustadt anzuschließen, da dieses eine sehr gute Klärleistung hat.

Daneben gelten als übergreifende Ziele des FFH-Gebietes die Erhaltung eines großräumig naturnahen Ostsee-Brackwasserlagunengebietes mit offener Meeresverbindung, Windwatten, Brackröhrichten, unterschiedlich salinar beeinflussten, beweideten und gemähten Grünlandflächen, Waldpartien, naturnahen Brack- und Süßgewässern und unbeeinträchtigtem landseitigen Süßwasserzufluss.

Literatur

ALLEN, H.E. & KRAMER, J.R. (1972): Nutrients in natural waters.- J. Wiley Sons, New York.

BUCKSTEEG, K. & HOLLFELDER, F. (1975): Phosphor und Gewässerschutz, Bau-intern.- Wasser u. Abwasser 6, 115 - 120.

DILLON, P.J. & KIRCHNER, W.B. (1975): The effects of geology and land use on the export of phosphorus from watersheds.- Water Res. 9, 135 - 148.

GARNIEL, A. & HAMANN, U. (2002): Rote Liste der Armleuchteralgen Schleswig-Holstein.- Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (Hrsg.), Flintbek.

HAGGE, A. (2001): Grundlagenstudie zur Datenerhebung und -bewertung der Marschgewässer in Schleswig-Holstein in Bezug auf die EU-Wasser-rahmenrichtlinie.- Bericht im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, unveröffentlicht.

HAMM, A. (1976): Zur Nährstoffbelastung von Gewässern aus diffusen Quellen: Flächenbezogene P-Abgaben - eine Ergebnis- und Literaturzusammenstellung.- Z. Wasser, Abw.- Forsch. 9 (1), 4 - 10.

HEIM, J. H. (1985): Die Bewirtschaftung des Rickelsbüller Kooges, Kreis Nordfriesland, aus landschaftspflegerischer und landwirtschaftlicher Sicht.- Diplomarbeit Fachhochschule Kiel, Fachbereich Landbau, Rendsburg.

HINSCH, W. (1979): Rinnen an der Basis des glazialen Pleistozäns in Schleswig-Holstein.- Eiszeitalter und Gegenwart 29, 173-178, 1 Kt, Hannover.

HINZ, V. (1994): Die Fischfauna in den Kögen an der Westküste Schleswig-Holsteins.- Arb. Dt. Fisch.-Verb. 60, 1-22.

JENS, G. (1969): Die Bewertung der Fischgewässer.- Paul Parey Verlag, Hamburg und Berlin.

KLS (2004): Untersuchung des Phyto- und Zooplanktons aus 11 schleswig-holsteinischen Seen.- Bericht im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, unveröffentlicht.

KUHNT, G., BÖRNER, S. & ROTERMUND, H. (1990): Hydrologisch-umweltchemische Untersuchung des Windebyer Noores.- Bericht im Auftrag des Magistrats der Stadt Eckernförde, Geographisches Institut der Universität Kiel.

LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (2000a): Erprobung der „Vorläufigen Richtlinie für die Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien“ (LAWA) an 42 schleswig-holsteinischen Seen.- Bericht des Landesamtes, Reihe B, Flintbek.

LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (2000b): Gewässerbeobachtung – Zahlentafel 1999 – Bericht des Landesamtes, Reihe C Flintbek.

LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (2001): Chemische Untersuchungen ausgewählter Seensedimente in Schleswig-Holstein.- Bericht des Landesamtes, Flintbek.

LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (2002a): Gewässerbeobachtung - Zahlentafel 2001.- Bericht des Landesamtes, Reihe C Flintbek.

LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (2002b): Seenkurzprogramm 1999/2000.- Bericht des Landesamtes, Reihe B, Flintbek.

LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (2006): Gewässerbeobachtung - Zahlentafel 2002/2003.- Bericht des Landesamtes, Reihe C Flintbek.

LANDESAMT FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN SCHLESWIG-HOLSTEIN (1991): Grundsätze zum Schutz und zur Regeneration von Gewässern.- Der Minister für Natur, Umwelt und Landesentwicklung des Landes Schleswig-Holstein (Hrsg.), Kiel.

LAWA-Arbeitskreis „Gewässerbewertung - stehende Gewässer“ (1998): Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien.- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.).

- LÜDERS, G. H. (1972): Das Windebyer Noor.- Jahrbuch Eckernförde 1972, 33 - 50.
- MATHES, J., PLAMBECK, G. & SCHAUMBURG, J. (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie.- BTUC-AR 5/2002:15-23, ISSN 1434-6834.
- MIERWALD, U. & BELLER, J. (1990): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holstein. 3. Fassung, Stand September 1990.- Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein (Hrsg.), Kiel.
- MINISTERIUM FÜR LÄNDLICHE RÄUME, LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG UND TOURISMUS (1996): Verwaltungsvorschrift für den Vollzug der Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung).- Amtsblatt für Schleswig-Holstein 52.
- NAUEN, C. (1974): Die Folgen anhaltenden Sauerstoff-Defizits auf die benthischen Fischnährtiere im Neustädter Binnenwasser von Juli bis November 1973.- Diplomarbeit Christian-Albrecht-Universität Kiel.
- OTTO, C.-J. (2002): Makrozoobenthos des Ahrensee, Belauer See, Bornhöveder See, Großer Binnensee, Mözener See, Neustädter Binnenwasser, Neversdorfer See, Schmalensee, Schwansener See, Sibbersdorfer See, Windebyer Noor.- Bericht im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, unveröffentlicht.
- OTTO, C.-J. (2003): Benthosuntersuchungen zur Vorbereitung der Anwendung biozönotischer Bewertungen gemäß der Wasserrahmenrichtlinie an 12 Seen.- Bericht im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, unveröffentlicht.
- PETERSEN, W. (1987): Landschaftsökologische Probleme bei der Gestaltung eingedeichter Flächen des Wattenmeeres.- Bäuerliche Druckerei, Hattstedt.
- PETERSEN-ANDRESEN, W. (2001): Brutvogelbestände in der Nordstrander Bucht/Beltringharder Koog von 1997 bis 2001.- Monitoringbericht 2001, Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer.
- RIPL, W. (1995): Entwicklung eines Land-Gewässer-Bewirtschaftungskonzeptes zur Senkung von Stoffverlusten an Gewässern am Beispiel der Stör.- Abschlussbericht des BMBF-Projektes Stör, unveröffentlicht.
- ROSS, P.-H. (1993): Erläuterungen zur Karte geowissenschaftlich schützenswerten Objekte (Geosch Ob) in Schleswig-Holstein 1:250000.- Geologisches Landesamt Schleswig-Holstein (Hrsg.), Kiel.
- SCHMIDTKE, K.-D. (1992): Die Entstehung Schleswig-Holsteins.- Wachholz Verlag, Neumünster 1992
- SCHUBERT, C. (1974): Das Neustädter Binnenwasser: Zur Biologie einer hypertrophen Brackwasserlagune der Lübecker Bucht.- Diplomarbeit Christian-Albrecht-Universität Kiel.
- SCHUBERT, C. (1997): Nährstoffbelastung in Marschgewässern.- Forschungsbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes 10204394.
- SCHWERTMANN, U. (1973): Der landwirtschaftliche Anteil am Phosphoreintrag in Gewässer (Literaturübersicht) und die Bedeutung des Bodens hierfür. - Z. Wasser, Abw.- Forsch. 6: 190-195.
- SCHWOERBEL, J. (1999): Einführung in die Limnologie.- Gustav Fischer Verlag.
- STUHR, J. (2002): Die Vegetation des Windebyer Noores.- Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, unveröffentlicht.
- STUHR, J. (2003): Die Ufer- und Unterwasservegetation des Holmer Sees, des Lüttmoorsees und des Mahlbusens.- Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, unveröffentlicht.
- SPETH & SPETH (2002): Untersuchungen des Phyto- und Zooplanktons aus 13 Seen Schleswig-Holsteins.- Untersuchung im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, unveröffentlicht.
- THIENEMANN, A. (1922): Die beiden Chironomus-Arten der Tiefenfauna der norddeutschen Seen.- Arch. Hydrobiol. 13, 609 - 646.
- TIMMERMANN-TROSIENER, I. & SCHRAMM-EHMKE, U. (1998): NSG Neustädter Binnenwasser: Chemische Gewässeruntersuchungen 1995.- Arbeitsgruppe Binnenwasser im BUND.
- VOLLENWEIDER, R.A. & KEREKES, J. (1980): The loading concept as a basis for controlling eutrophication.- Progress in Water Technol. 12, 5 - 39.
- WOLFRAM, C. et al. (1998): Die Vegetation des Beltringharder Kooges 1987-1998 (Nordfriesland). Mitt. AG Geobotanik Schleswig-Holstein u. Hamburg, 58. Kiel.

Anhang

Allgemeine Erläuterungen.....	110
-------------------------------	-----

Biologische, physikalische und chemische Ergebnisse

Holmer See	114
Lüttmoorsee	123
Rickelsbüller Koogsee.....	133
Windebyer Noor	142
Großer Binnensee.....	152
Neustädter Binnenwasser	163

Allgemeine Erläuterungen

Physikalisch-chemische Befunde

Die Kennziffern für das **Wetter** bedeuten:

- 1: kein
- 2: leichter
- 3: mittlerer
- 4: starker Niederschlag
- 5: Schneeschmelze

Die Kennziffern für die **Färbung** der filtrierten Probe werden als zweistellige Zahlen angegeben; die erste Ziffer entspricht der Farbstärke, die zweite dem Farbton:

Stärke:	1: farblos	Farbton:	1: weiß	6: blau
	3: sehr schwach		2: gelb	7: grün
	5: schwach		3: orange	8: braun
	7: mittel		4: rot	9: schwarz
	0: sonstige		5: violett	0: sonstige

Die Kennziffer für die **Trübung** gibt an:

- Stärke:**
- 1: ohne
 - 3: sehr schwach (fast klar)
 - 5: schwach
 - 7: mittel
 - 9: stark (undurchsichtig)
 - 0: sonstige

Die Kennziffern für den **Geruch** der Probe bedeuten:

Stärke:	1: ohne	Art:	1: Gewürze
	3: sehr schwach		2: Erde, Torf, Moder
	5: schwach		3: Jauche, Silage
	7: mittel		4: Fisch, Tran
	9: stark		5: Urin, Fäkalien
	0: sonstige		6: organische Säuren
			7: Mineralöl-Produkte
			8: Chlor
			9: Schwefelwasserstoff, Mercaptan

Die angegebenen Parameter wurden nach folgenden **Methoden** bestimmt:

Parameter	Formel	Einheit	Methode
Wassertemperatur	T	°C	DIN 38 404- C4 - 2, Dezember 1976
elektrische Leitfähigkeit	LF	mS/m	DIN EN 27888, November 1993 (DEV C8)
pH-Wert	pH		DIN 38 404- C5, Januar 1984
Sauerstoff (iodometrisch)	O ₂	mg/l	DIN EN 25813, Januar 1993 (DEV G21)
Sauerstoffsättigungsindex		%	DIN 38 408 - G23, November 1987
TOC, DOC, TIC		mg/l	DIN EN 1484, August 1997 (DEV H3)
SAK bei 254 nm		m ⁻¹	DIN 38404 – C3, Dezember 1976
SAK bei 436 nm		m ⁻¹	DIN EN ISO 7887, Dezember 1994 (DEV C1)
Säurekapazität pH 4,3	K _S	mmol/l	DIN 38 409 - H7, Mai 1979
Basekapazität pH 8,2	K _B	mmol/l	DIN 38 409 - H7, Mai 1979
Hydrogencarbonat	HCO ₃	mg/l	berechnet aus der Säurekapazität
Chlorid	Cl	mg/l	DIN 38 405 - D 1 - 2, Dezember 1985
Ammoniumstickstoff	NH ₄ -N	mg/l	CFA ¹⁾ , DIN EN ISO 11732, Sept. 1997 (DEV E 23)
Nitritstickstoff	NO ₂ -N	mg/l	CFA ¹⁾ , DIN EN ISO 13395, Dez. 1996 (DEV D 28)
Nitratstickstoff	NO ₃ -N	mg/l	CFA ¹⁾ , DIN EN ISO 13395, Dez. 1996 (DEV D 28)
Gesamtstickstoff	N	mg/l	Peroxodisulfat, DIN EN ISO 11905-1 (DEV H 36)
Orthophosphat	PO ₄ -P	mg/l	DIN EN 1189, Dez. 1996 (DEV D 11)
Gesamtphosphor	P	mg/l	DIN EN 1189, Dez. 1996 (DEV D 11) mit Peroxodisulfat
Sulfat	SO ₄	mg/l	FIA ²⁾ , Trübungsmessung
Kieselsäure	SiO ₂	mg/l	FIA ²⁾ , mit Ammoniummolybdat
Natrium	Na	mg/l	DIN EN ISO 11885, April 1998 (DEV E 22)
Kalium	K	mg/l	DIN EN ISO 11885, April 1998 (DEV E 22)
Calcium	Ca	mg/l	DIN EN ISO 11885, April 1998 (DEV E 22)
Magnesium	Mg	mg/l	DIN EN ISO 11885, April 1998 (DEV E 22)
Eisen	Fe	mg/l	DIN EN ISO 11885, April 1998 (DEV E 22), DIN 38406-32, Mai 2000 (DEV E 32)
Mangan	Mn	mg/l	DIN EN ISO 11885, April 1998 (DEV E 22), DIN 38406-33, Juni 2000 (DEV E 33)
Aluminium	Al	mg/l	DIN EN ISO 11885, April 1998, DIN EN ISO 12020, Mai 2000 (DEV E 25)
Chlorophyll a		µg/l	nach NUSCH (1980): Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination.- Arch. Hydrobiol. Beih. 14, 14-36
Phaeophytin		µg/l	nach NUSCH (1980): Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination.- Arch. Hydrobiol. Beih. 14, 14-36

¹⁾ CFA: Continuous Flow Analyzer

²⁾ FIA : Flow Injektion Analyzer

Ufer- und Unterwasservegetation

In der Spalte „Rote Liste“ werden die Gefährdungskategorien aufgeführt. Die Status-Angaben richten sich nach der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holstein (MIERWALD & BELLER 1990). Die Skala umfaßt die Kategorien:

- 0: ausgestorben
- 1: vom Aussterben bedroht
- 2: stark gefährdet
- 3: gefährdet
- 4: potentiell gefährdet

Die Angaben für **Armleuchteralgen** stammen aus der Roten Liste der Armleuchteralgen Schleswig-Holstein (GARNIEL & HAMANN 2002).

Die Häufigkeit der vorkommenden Arten wird für die 2002 untersuchten Seen nach folgender Abstufung geschätzt:

- D: dominant
- Z: zahlreich
- W: wenige Exemplare vorhanden, vereinzelt Auftreten

Die Angaben beziehen sich jeweils auf die jeweilige Vegetationszone und/oder auf längere Uferabschnitte.

Die Häufigkeit der vorkommenden Arten wurde für die 2003 untersuchten Seen nach einer fünfstufigen Skala (Kohler 1978) wie folgt geschätzt:

- 1: sehr selten
- 2: selten
- 3: verbreitet
- 4: häufig
- 5: sehr häufig bis massenhaft

Für die Bestimmungen des **Phytoplanktons** wurde ein Netzzug durchgeführt, die Maschenweite betrug 10 µm. Die Fixierung erfolgte mit 10 ml Formaldehyd (37 %ig). Die quantitativen Proben wurden mit einem 2,5 l-Schöpfer aus 1 m Tiefe entnommen und mit Lugol'scher Lösung fixiert. Die spätere Bestimmung der Phytoplanktonarten erfolgte im Lichtmikroskop. Die quantitativen Proben wurden in Absetzkammern überführt und im Inversmikroskop nach UTERMÖHL ausgezählt, vermessen (alle dominanten Arten) und das Biovolumen bestimmt.

Für die Bestimmung des **Zooplanktons** wurde ein Netzzug in den oberen Metern der Wassersäule durchgeführt, die Maschenweite betrug 55 µm. Die theoretische Filtrierleistung des Netzes (filtriertes Wasservolumen pro Meter Zugstrecke) läßt sich aus der Größe der Netzöffnung (490,9 cm²) berechnen und betrug 49,09 l/m. Die Fixierung erfolgte nach Betäubung durch Mineralwasser mit 4 %iger Formaldehydlösung. Die Auswertung erfolgte halbquantitativ. Dabei wurden folgende Häufigkeitsklassen berücksichtigt:

Häufigkeitsklassen	Individuen/l
selten (s)	0 - 5
wenig (w)	5 - 25
mittel (mi)	25 - 125
häufig (h)	125 - 625
massenhaft (ma)	625 - 3125

Die **Makrozoobenthosprobenahme** wurden im Frühjahr 2002 bzw. 2003 durchgeführt. In jedem See wurden entlang eines oder mehrerer Transektes aus verschiedenen Tiefen jeweils drei Parallelproben mit dem LIMNOS-Sedimentstecher (71 cm² Fläche) oder einem Ekmann-Greifer (225 cm² Fläche) entnommen. Die Probe wurde mit einem Sieb mit 400 µm Maschenweite gespült. Im Labor fand mit Hilfe einer Stereolupe die Auslese und Sortierung des lebenden Materials statt. Im Anschluss wurden die Proben in Alkohol (70 %) konserviert. Die Mittelwerte der Parallelproben wurden auf Häufigkeiten (Abundanzen je m²) berechnet und gerundet.

Darüber hinaus wurden die Ergebnisse im Hinblick auf Zonierungsaspekte bzw. Ernährungstypen im Sinne von MOOG (1995) ausgewertet. Mit Hilfe der **10-Punkte-Methode** wird die räumliche bzw. Ernährungstypen-Verteilung der einzelnen Arten auf verschiedene Biotoptypen bzw. Ernährungstypen und deren anteilige Gewichtung angegeben. Die anteiligen Gewichtungen für die Biotoptypen und die Ernährungstypen stammen aus MOOG (1995) und COLLING (1996). Hinsichtlich der Biotoptypen des nordeutschen Tieflandes liegen für die Eintags- und Steinfliegen (BRINKMANN & REUSCH 1998) sowie für die Köcherfliegen (REUSCH & BRINKMANN 1998) eigene Einstufungen, die auch verwendet wurden. Einstufungen für die Diptera im Tiefland wurden vom Autor aufgrund eigener Erfahrungen ergänzt, um nicht zu unverständlichen Auswertungsergebnissen zu kommen. Als Beispiel sei hier *Chaoborus flavicans* genannt. COLLING (1996) hat dieser Art eine Einstufung von 5 für das Litoral und von 3 für das Profundal gegeben. Wertet man nach diesen Einstufungen einen eutrophen See mit hohem Bestand der Büschelmücke, wie er nicht untypisch für Schleswig-Holstein ist, erhält man für das Profundal einen sehr hohen litoralen Anteil. Im Anschluss daran wird mit den folgenden Formeln der Anteil der Ernährungstypen an der Gesamtzönose bzw. der Anteil der Biotoptypen an der Gesamtzönose ermittelt. So errechnet sich beispielsweise der litorale Anteil an der Gesamtzönose (R_{LIT}) nach folgender Formel

$$R_{LIT} = \frac{\sum lit_i \cdot h_i}{\sum h_i}$$

wobei lit_i den Anteil der speziellen litoralen Valenz einer Art in dem Biotop Litoral und h_i die Häufigkeit dieser Art kennzeichnet (S=Summe).

Holmer See - Physikalische und chemische Befunde

EDV - Nr.: 129182

Probenahmedatum		8.4.2003	4.6.2003	14.7.2003	5.8.2003	10.9.2003
Uhrzeit [ME(S)Z]		15:00	15:15	15:15	10:45	10:15
Windrichtung		N	SO	O	NO	SW
Windstärke	Bft.	1-2	3-4	3-4	1-2	1-2
Lufttemperatur	°C	5,6	25,4	23,9	23,6	15,9
Luftdruck	hPa	1024	1013	1021	1029	1013,1
Sichttiefe	m	0,20	0,20	0,15	0,15	0,1
Entnahmetiefe	m	1	1	1	1	1
Wassertemperatur	°C	5,0	22,7	22,9	22,7	15,8
Leitfähigkeit 25 °C	mS/m	194	207	224	257	310
pH - Wert		8,42	8,74	9,38	8,93	8,78
Farbe		37	37	72	37	57
Trübung		7	7	9	7	7
Geruch		1	1	1	1	1
Sauerstoff (Winkler)	mg/l	12,2	10,4	12,9	9,2	8,5
O ₂ -Sättigungsindex	%	95	120	149	105	86
TOC	mg/l	20	40	39	38	58
DOC	mg/l	15	13	16	21	23
TIC	mg/l	34	24	15	22	25
Säurekapazität -(pH 4,3)	mmol/l	3,14	2,13	2,74	1,97	2,25
Säurekapazität -(pH 8,2)	mmol/l		0,04	0,17	0,07	0,07
Basenkapazität -(pH 8,2)	mmol/l	0,06				
Hydrogencarbonat	mg/l	192	130	167	120	137
Chlorid	mg/l	343	388	453	533	665
Ammonium-N	mg/l	0,012	0,024	<0,01	0,012	0,020
Nitrit-N	mg/l	0,0099	0,0024	0,0087	0,0053	0,0051
Nitrat-N	mg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Gesamtstickstoff	mg/l	1,8	3,5	4,5	4,5	5,4
o-Phosphat-P	mg/l	0,019	0,0052	0,012	0,013	0,0084
Gesamtphosphor	mg/l	0,14	0,32	0,36	0,28	0,41
Sulfat	mg/l	279	321	310	382	437
SiO ₂	mg/l	10,4	12,2	14,7	24,6	22,4
Natrium	mg/l	200				
Kalium	mg/l	25,1				
Calcium	mg/l	108				
Magnesium	mg/l	32,4				
Eisen	mg/l	0,92				
Mangan	mg/l	0,16				
Aluminium	mg/l	0,310				
Chlorophyll a	µg/l	56,2	105,1	199,8	136,9	107,3
Phaeophytin	µg/l	16,2	12,1	10,0	50,3	87,7

Holmer See - Sediment

Probenahmedatum		14.7.2003
Uhrzeit [ME(S)Z]		16:30
Lottiefe / Entnahmetiefe	m	1,0
Sediment-Temperatur	°C	19,1
pH - Wert		7,05
(Sedimenttyp) / Beschaffenheit		homogen/weich
Färbung		schwarz
Geruch		erdig/modrig
Allgem. Chem. Parameter		
Trockensubstanz (ges.)	%	41
Glühverlust, Gesamtsed.	%	6,4
Glühverlust, <20 µm Frakt.	%	10,2
IC, Gesamtsed.	%	1,3
IC, <20 µm Frakt.	%	2,3
TOC, Gesamtsed.	%	1,5
TOC, <20 µm Frakt.	%	2,2
Gesamt-N, Gesamtsed.	%	0,4
Gesamt-N, <20 µm Frakt.	%	0,2
Phosphor, Gesamtsed.	%	0,04
Phosphor, <20 µm Frakt.	%	0,07
Schwefel, Gesamtsed.	%	0,30
Schwefel, <20 µm Frakt.	%	0,66
Sediment, Fraktionierung		
Anteil <2000 - 600 µm	%	0,00
Anteil <600 - 200 µm	%	0,00
Anteil <200 - 125 µm	%	0,00
Anteil <125 - 63 µm	%	5,00
Anteil <63 - 20 µm	%	62,00
Anteil <20 µm	%	33,00
Elemente in TS Gesamt <2000 µm		
Phosphor	mg/kg	400
Schwefel	mg/kg	3000
Lithium	mg/kg	28
Natrium	mg/kg	6800
Kalium	mg/kg	14000
Calcium	mg/kg	28000
Magnesium	mg/kg	5800
Eisen	mg/kg	22000
Mangan	mg/kg	300
Aluminium	mg/kg	35000
Scandium	mg/kg	5,6
Titan	mg/kg	3400
Chrom	mg/kg	50
Nickel	mg/kg	31
Kupfer	mg/kg	10
Zink	mg/kg	82
Arsen	mg/kg	12
Cadmium	mg/kg	0,30
Quecksilber	mg/kg	0,13
Blei	mg/kg	5,0

Elemente in TS Fraktion: < 20 µm		
Phosphor	mg/kg	700
Schwefel	mg/kg	6600
Lithium	mg/kg	48
Natrium	mg/kg	3900
Kalium	mg/kg	13000
Calcium	mg/kg	68000
Magnesium	mg/kg	9100
Eisen	mg/kg	34000
Mangan	mg/kg	600
Aluminium	mg/kg	52000
Scandium	mg/kg	10
Titan	mg/kg	4200
Chrom	mg/kg	95
Nickel	mg/kg	38
Kupfer	mg/kg	13
Zink	mg/kg	160
Arsen	mg/kg	18
Cadmium	mg/kg	0,4
Quecksilber	mg/kg	0,26
Blei	mg/kg	34
Phthalate (in Gesamt) TS < 2000 µm		
Dimethylphthalat	µg/kg	n.n.
Diethylphthalat	µg/kg	n.n.
Di-n-butylphthalat	µg/kg	60
Butylbenzylphthalat	µg/kg	n.n.
Bis (ethylhexyl) phthalat	µg/kg	350
Di-n-oktylphthalat	µg/kg	n.n.
SHKW (in TS Gesamt) < 2000 µm		
HCB	µg/kg	<0,4
a-HCH	µg/kg	n.n.
b -HCH	µg/kg	n.n.
g -HCH	µg/kg	n.n.
d-HCH	µg/kg	
PCB-28	µg/kg	<0,6
PCB-31	µg/kg	<0,5
PCB-52	µg/kg	0,60
PCB-101	µg/kg	<0,9
PCB-105	µg/kg	n.n.
PCB-118	µg/kg	n.n.
PCB-138	µg/kg	0,70
PCB-153	µg/kg	<0,7
PCB-156	µg/kg	n.n.
PCB-180	µg/kg	<1,0
<i>o,p</i> -DDE	µg/kg	
<i>p,p</i> -DDE	µg/kg	n.n.
<i>o,p</i> -DDD	µg/kg	
<i>p,p</i> -DDD	µg/kg	n.n.
<i>o,p</i> -DDT	µg/kg	
<i>p,p</i> -DDT	µg/kg	n.n.

Holmer See - Ufer- und Unterwasservegetation

Armleuchteralgenzone

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Chara aspera</i>	Rauhe Armleuchteralge	3+	4
<i>Chara canescens</i>	Graue Armleuchteralge	1	3
<i>Chara vulgaris</i>	Gewöhnliche Armleuchteralge		4
<i>Tolypella glomerata</i>	Knäuel-Armleuchteralge	2	2

Tauchblattzone

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Potamogeton crispus</i>	Krauses Laichkraut		2
<i>Potamogeton pectinatus</i>	Kamm-Laichkraut		5
<i>Potamogeton pusillus</i> agg.	Zwerg-Laichkraut	3	4
<i>Ranunculus aquatilis</i> ssp. <i>baudotii</i>	Salz-Wasserhahnenfuß		3
<i>Zannichellia palustris</i>	Sumpf-Teichfaden		5

Röhrichte, Salzwiesen und weitere angrenzende Flächen

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste
<i>Achillea millefolium</i>	Gemeine Schafgarbe	
<i>Agrostis stolonifera</i>	Weißes Straußgras	
<i>Alopecurus geniculatus</i>	Knick-Fuchsschwanz	
<i>Alopecurus pratensis</i>	Wiesen-Fuchsschwanz	
<i>Angelica sylvestris</i>	Wald-Engelwurz	
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Gemeines Ruchgras	
<i>Anthyllis vulneraria</i>	Wundklee	3
<i>Arrhenatherum elatius</i>	Glatthafer	
<i>Aster tripolium</i>	Strand-Aster	
<i>Atriplex portulacoides</i>	Strand-Salzmelde	2
<i>Bellis perennis</i>	Gänseblümchen	
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	Strandsimse	
<i>Calamagrostis epigejos</i>	Sand-Reitgras	
<i>Carex distans</i>	Entferntährige Segge	3
<i>Carex extensa</i>	Strand-Segge	3
<i>Carex hirta</i>	Behaarte Segge	
<i>Carex otrubae</i>	Hain-Segge	
<i>Centaureum spec.</i>	Tausendgüldenkrout	
<i>Cerastium holosteoides</i>	Gewöhnliches Hornkraut	
<i>Cirsium arvense</i>	Acker-Kratzdistel	
<i>Cirsium vulgare</i>	Gemeine Kratzdistel	
<i>Cynosurus cristatus</i>	Kammgras	
<i>Dactylis glomerata</i> agg.	Knäuelgras	
<i>Eleocharis palustris</i>	Gewöhnliche Sumpfbirse	
<i>Eleocharis uniglumis</i>	Einspelzige Sumpfbirse	
<i>Elymus athericus</i>	Dünen-Quecke	
<i>Elymus repens</i>	Kriech-Quecke	
<i>Epilobium angustifolium</i>	Schmalblättriges Weidenröschen	
<i>Epilobium hirsutum</i>	Zottiges Weidenröschen	
<i>Equisetum arvense</i>	Acker-Schachtelhalm	
<i>Festuca rubra</i> agg.	Rot-Schwingel	

Röhrichte, Salzwiesen und weitere angrenzende Flächen (Forts.)

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste
<i>Galium palustre</i>	Sumpf-Labkraut	
<i>Glaux maritima</i>	Milchkraut	
<i>Holcus lanatus</i>	Wolliges Honiggras	
<i>Hordeum secalinum</i>	Roggen-Gerste	
<i>Hypochoeris radicata</i>	Gemeines Ferkelkraut	
<i>Iris pseudacorus</i>	Sumpf-Schwertlilie	
<i>Juncus articulatus</i>	Glieder-Binse	
<i>Juncus effusus</i>	Flatter-Binse	
<i>Juncus gerardii</i>	Salz-Binse	
<i>Juncus ranarius</i>	Frosch-Binse	
<i>Leontodon autumnalis</i>	Herbst-Löwenzahn	
<i>Leontodon saxatilis</i>	Nickender Löwenzahn	3
<i>Lolium perenne</i>	Weidelgras	
<i>Lotus corniculatus</i>	Gemeiner Hornklee	
<i>Lycopus europaeus</i>	Ufer-Wolfstrapp	
<i>Medicago lupulina</i>	Hopfenklee	
<i>Odontites vulgaris</i>	Roter Zahntrost	
<i>Phalaris arundinacea</i>	Rohr-Glanzgras	
<i>Phragmites australis</i>	Schilf	
<i>Plantago coronopus</i>	Krähenfuß-Wegerich	
<i>Plantago lanceolata</i>	Spitz-Wegerich	
<i>Plantago major</i>	Breit-Wegerich	
<i>Poa trivialis</i>	Gewöhnliches Rispengras	
<i>Potentilla anserina</i>	Gänse-Fingerkraut	
<i>Puccinellia distans</i>	Gewöhnlicher Salzschwaden	
<i>Puccinellia maritimus</i>	Andel	
<i>Ranunculus repens</i>	Kriechender Hahnenfuß	
<i>Ranunculus sceleratus</i>	Gift-Hahnenfuß	
<i>Rhinanthus serotinus</i>	Großer Klappertopf	3
<i>Rosa canina</i> agg.	Hunds-Rose	
<i>Rumex crispus</i>	Krauser Ampfer	
<i>Rumex maritimus</i>	Strand-Ampfer	
<i>Sagina nodosa</i>	Knotiges Mastkraut	3
<i>Salicornia spec.</i>	Queller	
<i>Salix cinerea</i> agg.	Grau-Weide	
<i>Salix repens</i>	Kriech-Weide	
<i>Schoenoplectus tabernaemontani</i>	Salz-Teichsimse	
<i>Sonchus arvensis</i> agg.	Acker-Gänsedistel	
<i>Spergularia salina</i>	Salz-Schuppenmiere	
<i>Sueda maritima</i>	Strand-Sode	
<i>Tanacetum vulgare</i>	Rainfarn	
<i>Thalictrum flavum</i>	Gelbe Wiesenraute	3
<i>Trifolium pratense</i>	Rot-Klee	
<i>Trifolium repens</i>	Weiß-Klee	
<i>Triglochin maritimum</i>	Strand-Dreizack	
<i>Triglochin palustre</i>	Sumpf-Dreizack	3
<i>Tussilago farfara</i>	Huflattich	
<i>Typha angustifolia</i>	Schmalblättriger Rohrkolben	
<i>Typha latifolia</i>	Breitblättriger Rohrkolben	
<i>Urtica dioica</i>	Große Brennnessel	
<i>Valeriana officinalis</i> agg.	Echter Baldrian	
<i>Veronica beccabunga</i>	Bachbungen-Ehrenpreis	

Holmer See - Phytoplankton Biovolumen (mm³/l)

Datum	8.4.2003	4.6.2003	14.7.2003	5.8.2003	10.9.2003
Bacillariophyceae					
Centrales					
<i>Actinopterychus undulatus</i>		x			
<i>Cyclotella</i>			x		
<i>Skeletonema</i>		x	x		x
Pennales					
<i>Amphora</i>	x		x		
<i>Campylodiscus</i>		x			
<i>Cymatopleura solea</i>	x				
<i>Cymbella</i>	x				
<i>Diploneis</i>		x	x	x	
<i>Entomoneis</i>			x	x	
<i>Fragilaria</i>			x		
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>ulna</i>	1,26				
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	x	x			
<i>Navicula</i>	x	1,82	0,75	1,59	0,43
<i>Nitzschia</i>	0,11	x	x	1,39	1,46
<i>Rhaphoneis amphiceros</i>		x			
<i>Rhopalodia gibba</i>	x				
<i>Suirella</i>	x				
Chlamydomphyceae					
Volvocales					
<i>Chlamydomonas</i>	x		x		
Chlorophyceae					
Chlorococcales					
<i>Botryococcus braunii</i>			x		
<i>Coelastrum astroideum</i>		x	x	x	
<i>Crucigenia tetrapedia</i>					x
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>		x			
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	x		x		
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>		x	x	x	
<i>Lagerheimia subsalsa</i>	x				
<i>Monoraphidium contortum</i>	0,40	0,23	x	x	x
<i>Monoraphidium griffithii</i>	x				
<i>Monoraphidium komarkovae</i>	x				
<i>Monoraphidium minutum</i>	x			x	x
<i>Monoraphidium tortile</i>		0,20	x		x
<i>Oocystis</i>			x		
<i>Oocystis marssonii</i>			x	x	x
<i>Oocystis parva</i>			x		
<i>Pediastrum</i>		x			
<i>Pediastrum boryanum</i>			x		x
<i>Scenedesmus</i>	0,30	0,52	0,84	0,28	0,80
<i>Scenedesmus acuminatus</i>		x			x
<i>Scenedesmus acutus</i>	0,24				
<i>Scenedesmus linearis</i>	x	x	x	x	
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	x				
<i>Scenedesmus sempervirens</i>				x	x
<i>Scenedesmus tenuispina</i>		x			

<i>Tetraedron caudatum</i>	x	x	x	x	x
<i>Tetraedron minimum</i>	0,42	0,40	x	0,20	0,31
<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i>			x	x	
<i>Tetrastrum triangulare</i>		x			
Conjugatophyceae					
Desmidiiales					
<i>Cosmarium</i>	x	0,61		0,83	0,35
<i>Cosmarium depressum</i>		x	0,40		
Zygnematales					
<i>Cosmarium wembareense</i>	x	x			x
Cryptophyceae					
Cryptomonadales					
<i>Rhodomonas</i>	x	x	x		
Cyanobakterien					
Chroococcales					
<i>Aphanocapsa</i>	0,05	2,45	0,22	3,15	x
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	0,22		2,05	x	7,24
<i>Aphanothece</i>	x		x		x
<i>Chroococcus aphanocapsoides</i>	x			x	0,21
<i>Chroococcus minutus</i>				x	x
<i>Coelomoron pusillum</i>	0,28	1,51	0,77	1,59	3,54
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>					x
<i>Cyanodictyon planctonicum</i>			x	x	
<i>Johannesbaptistia</i>	x	x	x	x	
<i>Lemmermanniella pallida</i>	0,26		0,46	1,06	x
<i>Merismopedia</i>				x	x
<i>Merismopedia punctata</i>	x		x	x	x
<i>Merismopedia tenuissima</i>			x		
<i>Woronichinia compacta</i>	1,64	0,84	1,12	3,52	0,34
Nostocales					
<i>Anabaena</i>		x	x		
<i>Anabaenopsis elenkinii</i>		0,44	12,61	4,84	0,30
<i>Aphanizomenon</i>			x		
<i>Aphanizomenon klebahnii</i>		x			
Oscillatoriales					
<i>Limnothrix redekei</i>				x	
<i>Oscillatoria</i>					x
<i>Planktolyngbya</i>				x	x
<i>Planktolyngbya contorta</i>	x	x	1,69	0,76	x
Dinophyceae					
Peridinales					
<i>Gymnodinium Lantzschii</i>			x		
Euglenophyceae					
Euglenomonadales					
<i>Euglena pisciformis</i>			x	x	x
<i>Phacus pseudonordstedtii</i>			x	x	
Haptophyceae					
Prymnesiales					
<i>Chrysochromulina</i>	x	x	x	x	
Heterotrophe Flagellaten					
<i>Katablepharis</i>				x	x
SUMME	5,18	9,04	20,91	19,21	14,98

Holmer See - Zooplankton

Datum	8.4.2003	4.6.2003	14.7.2003	5.8.2003	10.9.2003
Calanoida					
Copepodite	s	mi	s	mi	s
<i>Eurytemora affinis</i>	s	s	s	w	s
Ciliata					
Ciliata indet.	w	w	w	w	w
Copepoda					
Nauplien	mi	mi	mi	mi	w
Rotatoria					
<i>Brachionus urceolaris</i>	s		s		s
<i>Keratella quadrata</i>	s			s	
<i>Lecane cf. lunaris</i>				s	
<i>Notholca cf. squamula</i>	mi		w		s
Rotatoria indet.	mi	s	s	w	w
<i>Trichocerca cf. marina</i>		s		w	mi
Sonstige					
Harpacticoida indet.	s		s		
Nematoda indet.	s	s			s
<i>Neomysis vulgaris</i>		s	s	s	

Holmer See - Zoobenthos

09.04.2003	Kescher	T1 0,3 m	T1 0,6 m	T2 0,4 m	T2 0,8 m
	Anzahl	Anzahl/m ² im Mittel			
Gastropoda					
Hydrobiidae		t			t
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>					
Bivalvia					
<i>Cerastoderma edule</i>			t		t
<i>Macoma baltica</i>			t		t
Oligochaeta					
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>			2018	2441	47
<i>Limnodrilus udekemianus</i>		516	188	469	892
<i>Limnodrilus sp.</i>	11	375	1690	10513	3520
<i>Potamotheix bavarius</i>				1220	704
Tubificidae indet.	2	751	986	10138	375
Crustacea					
<i>Gammarus duebeni</i>	1				
Mysidacea				141	94
<i>Neomysis integer</i>		47			
Heteroptera					
Corixidae	3				
Trichoptera					
<i>Limnephilus marmoratus</i>	1				
Diptera					
Chironominae					
<i>Chironomus cf. plumosus</i>				845	94
<i>Cryptochironomus sp.</i>	7	329	282	47	282
<i>Glyptotendipes paripes</i>	1	235			2347
<i>Glyptotendipes sp.</i>					94
<i>Microchironomus tener</i>				141	94
<i>Polypedilum nubeculosum</i>		47			
<i>Polypedilum sp.</i>		188			
Tanytarsini					
<i>Cladotanytarsus sp.</i>	1	94	141		

Lüttmoorsee - Physikalische und chemische Befunde
EDV - Nr.: 129183

Probenahmedatum		8.4.2003	4.6.2003	14.7.2003	5.8.2003	10.9.2003
Uhrzeit [ME(S)Z]		10:30	11.00	10:30	15:00	14:30
Windrichtung		NO	NO	O	N	W
Windstärke	Bft.	2-3	3-4	1-2	2-3	2-3
Lufttemperatur	°C	2,9	21,7	21,3	26,1	16,8
Luftdruck	hPa	1025	1013	1021,8	1027,7	1012
Sichttiefe	m	0,20	0,20	0,10	0,10	0,07
Entnahmetiefe	m	1	1	1	1	1
Wassertemperatur	°C	3,0	21,2	20,6	24,1	17,7
Leitfähigkeit 25 °C	mS/m	228	238	256	281	341
pH - Wert		8,49	9,35	9,49	9,83	9,18
Farbe		37	37	77	57	77
Trübung		7	7	9	9	9
Geruch		1	1	1	1	1
Sauerstoff (Winkler)	mg/l	11,6	8,0	10,6	12,7	11,7
O ₂ -Sättigungsindex	%	86	90	117	149	123
TOC	mg/l	38	74	92	82	84
DOC	mg/l	18	20	23	28	29
TIC	mg/l	38	30	29	24	37
Säurekapazität -(pH 4,3)	mmol/l	3,48	2,74	1,48	2,38	3,45
Säurekapazität -(pH 8,2)	mmol/l		0,28	0,24	0,35	0,21
Basenkapazität -(pH 8,2)	mmol/l	0,06				
Hydrogencarbonat	mg/l	212	167	90	145	210
Chlorid	mg/l	564	617	672	772	928
Ammonium-N	mg/l	0,019	0,036	0,043	0,026	0,021
Nitrit-N	mg/l	0,0032	0,0039	0,0076	0,0023	0,0037
Nitrat-N	mg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Gesamtstickstoff	mg/l	5,0	7,3	7,9	11	13
o-Phosphat-P	mg/l	0,0045	0,0051	0,012	0,010	0,0082
Gesamtphosphor	mg/l	0,49	0,67	0,67	0,81	1,2
Sulfat	mg/l	86,3	76,5	100	104	110
SiO ₂	mg/l	10,7	11,9	13,2	21,1	26,6
Natrium	mg/l	284				
Kalium	mg/l	25,1				
Calcium	mg/l	47,9				
Magnesium	mg/l	34,6				
Eisen	mg/l	1,28				
Mangan	mg/l	0,27				
Aluminium	mg/l	0,24				
Chlorophyll a	µg/l	250,1	262,4	456,3	473,6	592,0
Phaeophytin	µg/l	19,2	26,0	11,7	79,3	169,8

Lüttmoorsee - Sediment

Probenahmedatum		14.7.2003
Uhrzeit [ME(S)Z]		13:15
Lottiefe / Entnahmetiefe	m	1,0
Sediment-Temperatur	°C	18,2
pH - Wert		7,89
(Sedimenttyp) / Beschaffenheit		inhomogen/weich schwarz mit beige Einschlüssen
Färbung		erdig/modrig
Geruch		
Allgem. Chem. Parameter		
Trockensubstanz (ges.)	%	39
Glühverlust, Gesamtsed.	%	5,6
Glühverlust, <20 µm Frakt.	%	18,6
IC, Gesamtsed.	%	1,2
IC, <20 µm Frakt.	%	2,8
TOC, Gesamtsed.	%	1,7
TOC, <20 µm Frakt.	%	4,2
Gesamt-N, Gesamtsed.	%	0,6
Gesamt-N, <20 µm Frakt.	%	0,3
Phosphor, Gesamtsed.	%	0,03
Phosphor, <20 µm Frakt.	%	0,09
Schwefel, Gesamtsed.	%	0,32
Schwefel, <20 µm Frakt.	%	1,15
Sediment, Fraktionierung		
Anteil <2000 - 600 µm	%	0,00
Anteil <600 - 200 µm	%	0,10
Anteil <200 - 125 µm	%	1,10
Anteil <125 - 63 µm	%	41,80
Anteil <63 - 20 µm	%	43,80
Anteil <20 µm	%	13,20
Elemente in TS Gesamt <2000 µm		
Phosphor	mg/kg	300
Schwefel	mg/kg	3200
Lithium	mg/kg	20
Natrium	mg/kg	6800
Kalium	mg/kg	13700
Calcium	mg/kg	23000
Magnesium	mg/kg	5000
Eisen	mg/kg	15500
Mangan	mg/kg	300
Aluminium	mg/kg	30000
Scandium	mg/kg	4,5
Titan	mg/kg	2300
Chrom	mg/kg	36
Nickel	mg/kg	21
Kupfer	mg/kg	8,7
Zink	mg/kg	50
Arsen	mg/kg	10
Cadmium	mg/kg	0,21
Quecksilber	mg/kg	0,081
Blei	mg/kg	<4

Elemente in TS Fraktion: < 20 µm		
Phosphor	mg/kg	900
Schwefel	mg/kg	11500
Lithium	mg/kg	38
Natrium	mg/kg	3720
Kalium	mg/kg	12000
Calcium	mg/kg	83000
Magnesium	mg/kg	9600
Eisen	mg/kg	29000
Mangan	mg/kg	900
Aluminium	mg/kg	45000
Scandium	mg/kg	8,1
Titan	mg/kg	3900
Chrom	mg/kg	87
Nickel	mg/kg	37
Kupfer	mg/kg	11
Zink	mg/kg	130
Arsen	mg/kg	18
Cadmium	mg/kg	0,35
Quecksilber	mg/kg	0,20
Blei	mg/kg	25
Phthalate (in Gesamt) TS < 2000 µm		
Dimethylphthalat	µg/kg	n.n.
Diethylphthalat	µg/kg	n.n.
Di-n-butylphthalat	µg/kg	140
Butylbenzylphthalat	µg/kg	n.n.
Bis (ethylhexyl) phthalat	µg/kg	390
Di-n-oktylphthalat	µg/kg	n.n.
SHKW (in TS Gesamt) < 2000 µm		
HCB	µg/kg	n.n.
a-HCH	µg/kg	n.n.
b -HCH	µg/kg	n.n.
g -HCH	µg/kg	n.n.
<i>d-HCH</i>	µg/kg	
PCB-28	µg/kg	<0,6
PCB-31	µg/kg	n.n.
PCB-52	µg/kg	n.n.
PCB-101	µg/kg	<0,9
PCB-105	µg/kg	n.n.
PCB-118	µg/kg	n.n.
PCB-138	µg/kg	<0,7
PCB-153	µg/kg	<0,7
PCB-156	µg/kg	n.n.
PCB-180	µg/kg	n.n.
<i>o,p-DDE</i>	µg/kg	
p,p-DDE	µg/kg	n.n.
<i>o,p-DDD</i>	µg/kg	
p,p-DDD	µg/kg	n.n.
<i>o,p-DDT</i>	µg/kg	
p,p-DDT	µg/kg	n.n.

Lüttmoorsee - Ufer- und Unterwasservegetation

Tauchblattzone

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Potamogeton pectinatus</i>	Kamm-Laichkraut		4
<i>Ranunculus aquatilis ssp. baudotii</i>	Salz-Wasserhahnenfuß	3	3
<i>Zannichellia palustris</i>	Sumpf-Teichfaden		3

Röhrichte, Salzwiesen und weitere angrenzende Flächen

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste
<i>Achillea millefolium</i>	Gemeine Schafgarbe	
<i>Agrostis stolonifera</i>	Weißes Straußgras	
<i>Alopecurus geniculatus</i>	Knick-Fuchsschwanz	
<i>Alopecurus pratensis</i>	Wiesen-Fuchsschwanz	
<i>Anthriscus sylvestris</i>	Wiesen-Kerbel	
<i>Artemisia vulgaris</i>	Gemeiner Beifuß	
<i>Aster tripolium</i>	Strand-Aster	
<i>Atriplex prostrata</i>	Spieß-Melde	
<i>Bassia hirsuta</i>	Behaarte Dornmelde	1
<i>Bellis perennis</i>	Gänseblümchen	
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	Strandsimse	
<i>Bromus hordeaceus</i>	Weiche Tresse	
<i>Calamagrostis epigejos</i>	Sand-Reitgras	
<i>Carex arenaria</i>	Sand-Segge	
<i>Carex distans</i>	Entferntährige Segge	3
<i>Carex extensa</i>	Strand-Segge	3
<i>Carex flacca</i>	Blaugrüne Segge	
<i>Carex hirta</i>	Behaarte Segge	
<i>Carex otrubae</i>	Hain-Segge	
<i>Carex ovalis</i>	Hasenfuß-Segge	
<i>Centaureum erythraea</i>	Echtes Tausendgüldenkraut	
<i>Centaureum pulchellum</i>	Kleines Tausendgüldenkraut	3
<i>Cerastium holosteoides</i>	Gewöhnliches Hornkraut	
<i>Cerastium semidecandrum</i>	Sand-Hornkraut	
<i>Chenopodium glaucum</i>	Graugrüner Gänsefuß	
<i>Chenopodium rubrum</i>	Roter Gänsefuß	
<i>Cirsium arvense</i>	Acker-Kratzdistel	
<i>Cirsium vulgare</i>	Gemeine Kratzdistel	
<i>Cotula coronopifolia</i>	Krähenfußblättrige Laugenblume	2
<i>Cynosurus cristatus</i>	Kammgras	
<i>Dactylis glomerata agg.</i>	Knäuelgras	
<i>Daucus carota</i>	Wilde Möhre	
<i>Eleocharis palustris</i>	Gewöhnliche Sumpfbirse	
<i>Eleocharis uniglumis</i>	Einspelzige Sumpfbirse	
<i>Elymus athericus</i>	Dünen-Quecke	
<i>Elymus repens</i>	Kriech-Quecke	
<i>Epilobium angustifolium</i>	Schmalblättriges Weidenröschen	
<i>Epilobium hirsutum</i>	Zottiges Weidenröschen	
<i>Equisetum arvense</i>	Acker-Schachtelhalm	
<i>Erigeron acris</i>	Scharfes Berufkraut	
<i>Festuca rubra agg.</i>	Rot-Schwingel	
<i>Filago minima</i>	Zwerg-Filzkraut	3
<i>Galium aparine</i>	Kletten-Labkraut	
<i>Galium palustre</i>	Sumpf-Labkraut	

Röhrichte, Salzwiesen und weitere angrenzende Flächen (Forts.)

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste
<i>Glaux maritima</i>	Milchkraut	
<i>Hieracium pilosella</i>	Kleines Habichtskraut	
<i>Hippuris vulgaris</i>	Tannenwedel	3
<i>Holcus lanatus</i>	Wolliges Honiggras	
<i>Hypochoeris radicata</i>	Gemeines Ferkelkraut	
<i>Juncus articulatus</i>	Glieder-Binse	
<i>Juncus compressus</i>	Zusammengedrückte Binse	
<i>Juncus effusus</i>	Flatter-Binse	
<i>Juncus gerardii</i>	Salz-Binse	
<i>Juncus ranarius</i>	Frosch-Binse	
<i>Lemna minor</i>	Kleine Wasserlinse	
<i>Leontodon autumnalis</i>	Herbst-Löwenzahn	
<i>Leontodon saxatilis</i>	Nickender Löwenzahn	3
<i>Lolium perenne</i>	Weidelgras	
<i>Lotus corniculatus</i>	Gemeiner Hornklee	
<i>Lycopus europaeus</i>	Ufer-Wolfstrapp	
<i>Odontites vulgaris</i>	Roter Zahntrost	
<i>Ononis repens</i>	Kriechende Hauhechel	
<i>Phragmites australis</i>	Schilf	
<i>Plantago coronopus</i>	Krähenfuß-Wegerich	
<i>Plantago lanceolata</i>	Spitz-Wegerich	
<i>Plantago major</i>	Breit-Wegerich	
<i>Poa trivialis</i>	Gewöhnliches Rispengras	
<i>Potamogeton crispus</i>	Krauses Laichkraut	
<i>Potamogeton pectinatus</i>	Kamm-Laichkraut	
<i>Potentilla anserina</i>	Gänse-Fingerkraut	
<i>Puccinellia distans</i>	Gewöhnlicher Salzschwaden	
<i>Puccinellia maritima</i>	Andel	
<i>Ranunculus acris</i>	Scharfer Hahnenfuß	
<i>Ranunculus baudotii</i>	Brackwasser-Wasserhahnenfuß	
<i>Ranunculus repens</i>	Kriechender Hahnenfuß	
<i>Ranunculus sceleratus</i>	Gift-Hahnenfuß	
<i>Rhinanthus serotinus</i>	Großer Klappertopf	3
<i>Rorippa palustris</i>	Gemeine Sumpfkresse	
<i>Rumex acetosella</i>	Kleiner Sauerampfer	
<i>Rumex crispus</i>	Krauser Ampfer	
<i>Rumex maritimus</i>	Strand-Ampfer	
<i>Salicornia spec.</i>	Queller	
<i>Salix caprea</i>	Sal-Weide	
<i>Salix cinerea agg.</i>	Grau-Weide	
<i>Schoenoplectus tabernaemontani</i>	Salz-Teichsimse	
<i>Sonchus arvensis agg.</i>	Acker-Gänsedistel	
<i>Spergularia rubra</i>	Rote Schuppenmiere	
<i>Spergularia salina</i>	Salz-Schuppenmiere	
<i>Suaeda maritima</i>	Strand-Sode	
<i>Tanacetum vulgare</i>	Rainfarn	
<i>Trifolium repens</i>	Weiß-Klee	
<i>Triglochin palustre</i>	Sumpf-Dreizack	3
<i>Trisetum flavescens</i>	Goldhafer	2
<i>Tussilago farfara</i>	Huflattich	
<i>Urtica dioica</i>	Große Brennnessel	

Lüttmoorsee - Phytoplankton Biovolumen (mm³/l)

Datum	8.4.2003	4.6.2003	14.7.2003	5.8.2003	10.9.2003
Bacillariophyceae					
Centrales					
<i>Aulacoseira</i>	x				
<i>Cyclotella meneghiniana</i>			x	x	x
<i>Melosira varians</i>	x				
<i>Skeletonema</i>	x				x
<i>Stephanodiscus neoastraea</i>	x	x			
Zentrale Diatomeen <15 µm			x		
Pennales					
<i>Amphora</i>	x				
<i>Entomoneis</i>	x	x	x		
<i>Fragilaria</i>				x	
<i>Navicula</i>		x			
<i>Nitzschia</i>	0,32	0,51	0,24	x	
<i>Nitzschia acicularis</i> -Formenkreis	x	x	x		
<i>Surirella</i>	x				
Chlamydomphyceae					
Volvocales					
<i>Chlamydomonas</i>	x	x	x	x	
<i>Chlorogonium</i>				x	
Chlorophyceae					
Chlorococcales					
<i>Actinastrum hantzschii</i>			x	x	x
<i>Ankistrodesmus spiralis</i>	x				
<i>Coelastrum astroideum</i>		x			
<i>Crucigenia fenestrata</i>					x
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>	x	x	x	x	x
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	x	x	x	x	x
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	x	x	x	x	x
<i>Kirchneriella microscopica</i>	x				
<i>Lagerheimia subsalsa</i>		x	x	x	
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	4,12	1,10	3,21	3,63	4,46
<i>Monoraphidium contortum</i>	x	0,10	x	x	x
<i>Monoraphidium griffithii</i>	x	x	x		
<i>Monoraphidium minutum</i>	0,14	x	x	x	x
<i>Oocystis marssonii</i>	x	x	x	x	x
<i>Oocystis parva</i>	x	x	x	x	x
<i>Pediastrum boryanum</i>	x	x	3,73	x	x
<i>Pediastrum duplex</i>	x				
<i>Scenedesmus</i>	1,68	0,64	0,98	0,41	0,60
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	x	x	x	x	x
<i>Scenedesmus linearis</i>		x	x	x	x
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	x	x	x	x	x
<i>Tetraedron caudatum</i>				x	x
<i>Tetraedron minimum</i>	x	x	x	x	x
<i>Tetraedron trigonum</i>		x			
<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i>	x	x			x

Conjugatophyceae					
Desmidiiales					
<i>Cosmarium</i>	x	x	1,53	1,20	1,46
Zygnematales					
<i>Cosmarium wembareense</i>	x			x	
Cryptophyceae					
Cryptomonadales					
<i>Cryptomonas</i>	0,84	x	x	x	x
Cyanobakterien					
Chroococcales					
<i>Aphanocapsa</i>		x	4,66	4,70	4,63
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	1,59	0,21	x	x	x
<i>Aphanothece</i>	x				
<i>Aphanothece clathrata</i>		x	x	x	
<i>Chroococcus aphanocapsoides</i>					x
<i>Chroococcus cf. subtilissimus</i>	x				x
<i>Chroococcus dispersus</i>	x	x	x		
<i>Chroococcus vacuolatus</i>					x
<i>Coelomoron pusillum</i>		0,09	0,21	0,04	0,95
<i>Coelosphaerium</i>				x	x
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>	x				
<i>Cyanodictyon planctonicum</i>	x	x	x	x	x
<i>Cyanodictyon reticulatum</i>				1,60	1,30
<i>Johannesbaptistia</i>		x	x		
<i>Lemmermanniella pallida</i>	0,01	0,31	0,49	x	x
<i>Merismopedia</i>		x	x	x	x
<i>Merismopedia punctata</i>	0,06	x	x	x	x
<i>Merismopedia tenuissima</i>			x	x	x
<i>Rhabdoderma lineare</i>		0,31	x	x	x
<i>Woronichinia compacta</i>	3,35	0,77	0,73	1,14	2,19
Nostocales					
<i>Anabaena</i>	x	x	x		
<i>Anabaenopsis elenkinii</i>		1,20	0,26	2,95	0,47
Oscillatoriales					
<i>Oscillatoria</i>		x	x	x	11,27
<i>Planktolyngbya</i>		x	x	x	0,40
<i>Planktolyngbya cf. limnetica</i>	1,25	x	x	x	x
<i>Planktolyngbya contorta</i>	0,22	0,14	1,61	30,04	4,34
Unbestimmte Cyanobakterien					
<i>Rhabdoderma + Planktolyngbya</i>			0,48	0,88	
Dinophyceae					
Peridinales					
<i>Gymnodinium Lantzschii</i>	x	x	x		x
Euglenophyceae					
Euglenomonadales					
<i>Euglena</i>			x	x	x
<i>Euglena pisciformis</i>	x	x			
<i>Euglena variabilis</i>					x
<i>Phacus pseudonordstedtii</i>	x	x	x	x	x
<i>Phacus pusillus</i>			x		x
<i>Trachelomonas hispida</i>	x	x			

Haptophyceae Prymnesiales <i>Chrysochromulina parva</i>		x			
Heterotrophe Flagellaten <i>katablepharis ovalis</i>		x			
SUMME	13,58	5,38	18,12	46,58	32,08

Lüttmoorsee - Zooplankton

Datum	8.4.2003	4.6.2003	14.7.2003	5.8.2003	10.9.2003
Calanoida					
Copepodite	mi	mi	mi	mi	mi
<i>Eurytemora affinis</i>	s	s	mi	w	mi
Ciliata					
Ciliata indet.	w	mi	s	h	h
Copepoda					
Nauplien	mi	h	h	h	h
Cyclopoida					
Copepodite		s			
Rotatoria					
<i>Brachionus angularis</i>				s	s
<i>Brachionus calyciflorus</i>				s	
<i>Brachionus urceolaris</i>			s	s	
<i>Filinia longiseta</i>				s	
<i>Keratella quadrata</i>		s			
<i>Lecane</i> cf. <i>lunaris</i>	s				
<i>Notholca</i> cf. <i>squamula</i>	mi		w	s	s
Rotatoria indet.	mi	s	w	w	mi
<i>Trichocerca</i> cf. <i>marina</i>		h	s	s	s
Sonstige					
Harpacticoida indet.			s		
Nematoda indet.	s				
<i>Neomysis vulgaris</i>	s	s	s	s	s
Oligochaeta indet.			s		
Thekamoeba indet.			s		

Lüttmoorsee - Zoobenthos

09.04.2003	Kescher	T1 0,3 m	T1 0,7 m	T2 0,3 m	T2 0,8 m
	Anzahl	Anzahl/ m ² im Mittel			
Gastropoda					
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>				t	
<i>Radix sp.</i>					t
Bivalvia					
<i>Cerastoderma edule</i>				t	
<i>Macoma baltica</i>	2t	t		t	
<i>Mya arenaria</i>				t	
Oligochaeta					
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>		469		2534	
<i>Limnodrilus udekemianus</i>		375	1079		1783
<i>Limnodrilus sp.</i>			3942	13845	3520
Tubificidae indet.	1	469	11452	3191	1877
<i>Tubifex tubifex</i>		845	2675	1079	1455
<i>Stylaria lacustris</i>			141		
Crustacea					
<i>Mysidacea</i>	5	188	141	235	
<i>Neomysis integer</i>	2	47		47	94
Odonata					
<i>Ischnura elegans</i>	1				
Heteroptera					
Corixidae	3				
Diptera					
Chironomidae					
Chironominae					
<i>Chironomus cf. plumosus</i>		235	94	94	939
<i>Cryptochironomus sp.</i>			141		
<i>Microchironomus tener</i>		235	1971		329
Tanytarsini					
<i>Cladotanytarsus sp.</i>		94		47	

Rickelsbüller Koogsee - Physikalische und chemische Befunde

EDV - Nr.: 129184

Probenahmedatum		7.4.2003	5.6.2003	15.7.2003	7.8.2003	11.9.2003
Uhrzeit [ME(S)Z]		12:15	11:30	11:30	11:00	11:15
Windrichtung		NO	SW	O	NW	O
Windstärke	Bft.	4-5	3-4	2-3	0-1	3-4
Lufttemperatur	°C	3,7	20,4	23,7	24,1	13,6
Luftdruck	hPa	1032	1017	1013	1026	1011,8
Sichttiefe	m	0,20	0,10	0,10		0,08
Entnahmetiefe	m	1	1	1	1	1
Wassertemperatur	°C	4,5	20,5	21,8	22,6	14,9
Leitfähigkeit 25 °C	mS/m	184	221	254	270	323
pH - Wert		8,59	8,75	9,12	9,34	8,77
Farbe		37	37	57	77	77
Trübung		7	9	9	9	9
Geruch		1	1	1	1	1
Sauerstoff (Winkler)	mg/l	12,4	10,2	14,1	7,6	9,7
O ₂ -Sättigungsindex	%	94	113	161	87	96
TOC	mg/l	36	52	55	63	85
DOC	mg/l	20	25	29	36	38
TIC	mg/l	59	70	66	56	67
Säurekapazität -(pH 4,3)	mmol/l	5,29	6,19	6,37	5,27	6,3
Säurekapazität -(pH 8,2)	mmol/l		0,22	0,46	0,66	0,23
Basenkapazität -(pH 8,2)	mmol/l					
Hydrogencarbonat	mg/l	323	378	389	321	384
Chlorid	mg/l	384	485	574	670	788
Ammonium-N	mg/l	<0,01	0,023	0,035	0,029	0,032
Nitrit-N	mg/l	0,0025	0,0030	0,0016	0,0028	0,0034
Nitrat-N	mg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Gesamtstickstoff	mg/l	3,7	7,4	8,3	9,7	12
o-Phosphat-P	mg/l	0,115	0,604	0,435	0,667	1,15
Gesamtphosphor	mg/l	0,94	2,4	1,7	1,9	3,4
Sulfat	mg/l	77,1	94,1	99,6	116	144
SiO ₂	mg/l	11,6	19,2	19,4	14,7	23,5
Natrium	mg/l	214				
Kalium	mg/l	24,3				
Calcium	mg/l	65,7				
Magnesium	mg/l	31,3				
Eisen	mg/l	2,08				
Mangan	mg/l	1,41				
Aluminium	mg/l	0,46				
Chlorophyll a	µg/l	155,4	229,4	446,5	599,4	740,0
Phaeophytin	µg/l	30,2	65,3	51,0	185,8	224,6

Rickelsbüller Koogsee - Sediment

Probenahmedatum		15.7.2003
Uhrzeit [ME(S)Z]		13:30
Lottiefe / Entnahmetiefe	m	0,8
Sediment-Temperatur	°C	20,3
pH - Wert		7,73
(Sedimenttyp) / Beschaffenheit		inhomogen/weich/ feinsandig
Färbung		dklgrau-hellgrau meliert
Geruch		schwach erdig
Allgem. Chem. Parameter		
Trockensubstanz (ges.)	%	49
Glühverlust, Gesamtsed.	%	4,7
Glühverlust, <20 µm Frakt.	%	15,5
IC, Gesamtsed.	%	0,6
IC, <20 µm Frakt.	%	1,1
TOC, Gesamtsed.	%	1,2
TOC, <20 µm Frakt.	%	3,0
Gesamt-N, Gesamtsed.	%	0,4
Gesamt-N, <20 µm Frakt.	%	0,2
Phosphor, Gesamtsed.	%	0,05
Phosphor, <20 µm Frakt.	%	0,15
Schwefel, Gesamtsed.	%	0,10
Schwefel, <20 µm Frakt.	%	0,50
Sediment, Fraktionierung		
Anteil <2000 - 600 µm	%	0,00
Anteil <600 - 200 µm	%	0,00
Anteil <200 - 125 µm	%	2,00
Anteil <125 - 63 µm	%	44,47
Anteil <63 - 20 µm	%	35,47
Anteil <20 µm	%	18,07
Elemente in TS Gesamt <2000 µm		
Phosphor	mg/kg	500
Schwefel	mg/kg	1000
Lithium	mg/kg	21
Natrium	mg/kg	5600
Kalium	mg/kg	14400
Calcium	mg/kg	10000
Magnesium	mg/kg	4000
Eisen	mg/kg	16000
Mangan	mg/kg	600
Aluminium	mg/kg	30000
Scandium	mg/kg	4,8
Titan	mg/kg	2700
Chrom	mg/kg	35
Nickel	mg/kg	22
Kupfer	mg/kg	6,9
Zink	mg/kg	60
Arsen	mg/kg	8,6
Cadmium	mg/kg	0,24
Quecksilber	mg/kg	0,11
Blei	mg/kg	<4

Elemente in TS Fraktion: < 20 µm		
Phosphor	mg/kg	1500
Schwefel	mg/kg	5000
Lithium	mg/kg	53
Natrium	mg/kg	4100
Kalium	mg/kg	15000
Calcium	mg/kg	30000
Magnesium	mg/kg	10000
Eisen	mg/kg	37000
Mangan	mg/kg	1800
Aluminium	mg/kg	58000
Scandium	mg/kg	12
Titan	mg/kg	4600
Chrom	mg/kg	110
Nickel	mg/kg	23
Kupfer	mg/kg	15
Zink	mg/kg	190
Arsen	mg/kg	17
Cadmium	mg/kg	0,41
Quecksilber	mg/kg	0,27
Blei	mg/kg	34
Phthalate (in Gesamt) TS < 2000 µm		
Dimethylphthalat	µg/kg	n.n.
Diethylphthalat	µg/kg	n.n.
Di-n-butylphthalat	µg/kg	70
Butylbenzylphthalat	µg/kg	n.n.
Bis (ethylhexyl) phthalat	µg/kg	140
Di-n-oktylphthalat	µg/kg	n.n.
SHKW (in TS Gesamt) < 2000 µm		
HCB	µg/kg	<0,4
a-HCH	µg/kg	n.n.
b -HCH	µg/kg	n.n.
g -HCH	µg/kg	n.n.
d-HCH	µg/kg	
PCB-28	µg/kg	<0,6
PCB-31	µg/kg	<0,5
PCB-52	µg/kg	n.n.
PCB-101	µg/kg	<0,9
PCB-105	µg/kg	n.n.
PCB-118	µg/kg	<0,9
PCB-138	µg/kg	0,80
PCB-153	µg/kg	0,80
PCB-156	µg/kg	n.n.
PCB-180	µg/kg	n.n.
<i>o,p-DDE</i>	µg/kg	
p,p-DDE	µg/kg	n.n.
<i>o,p-DDD</i>	µg/kg	
p,p-DDD	µg/kg	0,50
<i>o,p-DDT</i>	µg/kg	
p,p-DDT	µg/kg	n.n.

Rickelsbüller Koogsee - Ufer- und Unterwasservegetation

Tauchblattzone

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Potamogeton pectinatus</i>	Kamm-Laichkraut		3
<i>Ranunculus aquatilis ssp. baudotii</i>	Salz-Wasserhahnenfuß		3
<i>Zannichellia palustris cf. ssp. pedicellata</i>	Sumpf-Teichfaden		3

Schwimmbblattzone

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Lemna minor</i>	Kleine Wasserlinse		3

Röhrichte, Salzwiesen und weitere angrenzende Flächen

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste
<i>Achillea millefolium</i>	Gemeine Schafgarbe	
<i>Agrostis stolonifera</i>	Weißes Straußgras	
<i>Alopecurus geniculatus</i>	Knick-Fuchsschwanz	
<i>Artemisia vulgaris</i>	Gewöhnlicher Beifuß	
<i>Aster tripolium</i>	Strand-Aster	
<i>Atriplex prostrata</i>	Spieß-Melde	
<i>Bellis perennis</i>	Gänseblümchen	
<i>Bidens cernua</i>	Nickender Zweizahn	
<i>Bidens tripartita</i>	Dreiteiliger Zweizahn	
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	Strandsimse	
<i>Cerastium holosteoides</i>	Gewöhnliches Hornkraut	
<i>Chenopodium rubrum</i>	Roter Gänsefuß	
<i>Cirsium arvense</i>	Acker-Kratzdistel	
<i>Cirsium vulgare</i>	Gemeine Kratzdistel	
<i>Cynosurus cristatus</i>	Kammgras	
<i>Daucus carota</i>	Wilde Möhre	
<i>Eleocharis palustris</i>	Gewöhnliche Sumpfbirse	
<i>Eleocharis uniglumis</i>	Einspelzige Sumpfbirse	
<i>Elymus athericus</i>	Dünen-Quecke	
<i>Elymus repens</i>	Kriech-Quecke	
<i>Epilobium hirsutum</i>	Zottiges Weidenröschen	
<i>Festuca rubra agg.</i>	Rot-Schwengel	
<i>Galium palustre</i>	Sumpf-Labkraut	
<i>Glaux maritima</i>	Milchkraut	
<i>Hippuris vulgaris</i>	Tannenwedel	3
<i>Holcus lanatus</i>	Wolliges Honiggras	
<i>Juncus bufonius</i>	Kröten-Birse	
<i>Juncus gerardii</i>	Salz-Birse	
<i>Juncus ranarius</i>	Frosch-Birse	
<i>Lemna minor</i>	Kleine Wasserlinse	
<i>Leontodon autumnalis</i>	Herbst-Löwenzahn	
<i>Lolium perenne</i>	Weidelgras	
<i>Phragmites australis</i>	Schilf	
<i>Plantago coronopus</i>	Krähenfuß-Wegerich	
<i>Plantago lanceolata</i>	Spitz-Wegerich	
<i>Plantago major</i>	Breit-Wegerich	
<i>Poa trivialis</i>	Gewöhnliches Rispengras	
<i>Polygonum persicaria</i>	Floh-Knöterich	
<i>Potamogeton pectinatus</i>	Kamm-Laichkraut	
<i>Potentilla anserina</i>	Gänse-Fingerkraut	

Röhrichte, Salzwiesen und weitere angrenzende Flächen (Forts.)

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste
<i>Puccinellia distans</i>	Gewöhnlicher Salzschwaden	
<i>Puccinellia maritima</i>	Andel	
<i>Ranunculus repens</i>	Kriechender Hahnenfuß	
<i>Ranunculus sceleratus</i>	Gift-Hahnenfuß	
<i>Rumex crispus</i>	Krauser Ampfer	
<i>Rumex maritimus</i>	Strand-Ampfer	
<i>Salicornia spec.</i>	Queller	
<i>Salix cinerea agg.</i>	Grau-Weide	
<i>Sonchus arvensis agg.</i>	Acker-Gänse-distel	
<i>Spergularia rubra</i>	Rote Schuppenmiere	
<i>Spergularia salina</i>	Salz-Schuppenmiere	
<i>Sueda maritima</i>	Strand-Sode	
<i>Trifolium repens</i>	Weiß-Klee	
<i>Triglochin palustre</i>	Sumpf-Dreizack	3

Rickelsbüller Koogsee - Phytoplankton Biovolumen (mm³/l)

Datum	7.4.2003	5.6.2003	15.7.2003	7.8.2003	11.9.2003
Bacillariophyceae					
Centrales					
<i>Cyclotella radiosa</i>			x	x	x
<i>Skeletonema</i>	x		x		
Zentrale Diatomeen <5µm				0,24	
Zentrale Diatomeen 5-10µm				0,93	
Pennales					
<i>Cymatopleura solea</i>	x		x		
<i>Gyrosigma</i>	x	x			
<i>Nitzschia</i>	x	0,16	0,51	1,36	1,03
<i>Nitzschia acicularis</i> -Formenkreis	0,03	x	x		
<i>Rhopalodia gibba</i>	x				
<i>Surirella</i>	x	x	x		
Chlamydomphyceae					
Volvocales					
<i>Carteria</i>	x				
<i>Chlamydomonas</i>	x	x	x		
<i>Pandorina morum</i>	x		x		
Chlorophyceae					
Chlorococcales					
<i>Actinastrum hantzschii</i>	0,02		x	x	x
<i>Coelastrum astroideum</i>	x	x	x	x	x
<i>Crucigenia fenestrata</i>	x	x	x	x	x
<i>Crucigenia tetrapedia</i>					x
<i>Crucigeniella rectangularis</i>	x	x			
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>				x	x
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	x		x	x	x
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	x	x	x	x	x
<i>Kirchneriella microscopica</i>	x		x	x	x
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	x	x	x		
<i>Monoraphidium contortum</i>	0,06	0,21	0,08	x	0,03
<i>Monoraphidium griffithii</i>	x	0,30	0,22		x
<i>Monoraphidium minutum</i>	x	0,06	x	0,35	0,46
<i>Oocystis marssonii</i>	x	x	x	x	x
<i>Oocystis parva</i>	x	x	x	x	x
<i>Pediastrum boryanum</i>	0,27	x	x	x	x
<i>Scenedesmus</i>	0,54	0,24	0,17	0,23	0,54
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	x	x	x	x	x
<i>Scenedesmus linearis</i>		x			
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	x	x	x	x	x
<i>Tetraedron minimum</i>	x	0,13	x	x	x
<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i>	0,02	0,08	x	x	x
<i>Tetrastrum triangulare</i>	x	x			
Conjugatophyceae					
Desmidiiales					
<i>Closterium</i>	x		x		
<i>Closterium acutum</i>		x			

Cryptophyceae					
Cryptomonadales					
<i>Cryptomonas</i>	0,44	x	x	x	x
<i>Rhodomonas lacustris</i>	x				
Cyanobakterien					
Chroococcales					
<i>Aphanocapsa</i>	0,12	0,01	0,00	x	x
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>		0,03	0,02	0,17	0,35
<i>Aphanocapsa holsatica</i>					x
<i>Aphanothece</i>	x				
<i>Aphanothece clathrata</i>		x	x	x	
<i>Coelomoron pusillum</i>	x	x	0,32	x	x
<i>Cyanodictyon planctonicum</i>	x	0,02	0,00		
<i>Johannesbaptistia</i>	x	x	x	x	x
<i>Lemmermanniella pallida</i>			0,02		
<i>Merismopedia punctata</i>	x		x	0,14	x
<i>Merismopedia tenuissima</i>	x	x	x	0,10	0,55
<i>Rhabdoderma lineare</i>			x	x	x
<i>Woronichinia compacta</i>	0,46	1,52	0,05	5,67	9,42
Nostocales					
<i>Anabaena</i>	x	0,65	2,71	x	x
<i>Anabaenopsis elenkinii</i>		x	2,01	x	x
Oscillatoriales					
<i>Oscillatoria</i>	x	x	0,22	0,53	3,91
<i>Planktolyngbya cf. limnetica</i>					1,53
<i>Planktolyngbya contorta</i>	x	x	x	x	x
Dinophyceae					
Peridinales					
<i>Gymnodinium Lantzschii</i>	x	x	x		x
<i>Peridinium</i>	x	x			
Euglenophyceae					
Euglenomonadales					
<i>Euglena acus</i>	x	x	x	x	x
<i>Euglena limnophila</i>			x		
<i>Euglena pisciformis</i>	1,31	x	0,06		x
<i>Phacus caudatus</i>	x		x	x	x
<i>Phacus lemmermannii</i>	x				
<i>Phacus pseudonordstedtii</i>	0,28	0,03	0,06		0,14
<i>Strombomonas verrucosa</i>	x	x	x		
<i>Trachelomonas hispida</i>	x	x	x	x	x
<i>Trachelomonas hispida var. crenulato-collis</i>	x	x	x		
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	x	x	x	x	x
SUMME	3,54	3,42	6,45	9,73	17,96

Rickelsbüller Koogsee - Zooplankton

Datum	7.4.2003	5.6.2003	15.7.2003	7.8.2003	11.9.2003
Calanoida					
Copepodite	s	mi	w	h	s
<i>Eurytemora affinis</i>	s	mi	w	w	
Ciliata					
Ciliata indet.	s	s	s	mi	w
Cladocera					
<i>Bosmina coregoni</i>	s				
<i>Ilyocryptus sordidus</i>	s				
Copepoda					
Nauplien	w	h	h	mi	w
Cyclopoida					
<i>Acanthocyclops robustus</i>					s
Cyclopoida					
Copepodite	s	w	s	s	s
Cyclopoida					
<i>Cyclops bohater / abyssorum</i>	s	s			
Rotatoria					
<i>Argonotholca foliacea</i>	s				
<i>Brachionus angularis</i>				s	s
<i>Brachionus urceolaris</i>		s	s	w	
<i>Filinia longiseta</i>	s				
<i>Notholca acuminata</i>	s				
<i>Notholca cf. squamula</i>	h				
<i>Polyarthra</i> sp.	s				
Rotatoria indet.	h	s	s	w	s
<i>Trichocerca cf. pusilla</i>				s	
Sonstige					
Harpacticoida indet.	s				
Nematoda indet.	s				
<i>Neomysis vulgaris</i>	s	s	s		s
Oligochaeta indet.	s				
Ostracoda indet.	s		s		s
Thekamoeba indet.		s	s	s	s

Rickelsbüller Koogsee - Zoobenthos

03.04.2003	Kescher	T1 0,5 m	T1 0,7 m	T2 0,3 m	T2 0,5 m
	Anzahl	Anzahl/ m ² im Mittel			
Gastropoda					
Hydrobiidae		t	141	t	t
<i>Littorina sp.</i>		t			
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>					47
Bivalvia					
<i>Cerastoderma edule</i>		t			t
<i>Macoma baltica</i>		t			t
<i>Mya arenaria</i>		t			
Oligochaeta					
<i>Limnodrilus claparedeanus</i>		2487	1877	3191	3191
<i>Limnodrilus sp.</i>	5	7134	15582	23889	16567
<i>Potamothrix bavarius</i>		282			
Tubificidae indet.	2			469	1361
<i>Tubifex tubifex</i>			235	47	
Crustacea					
Mysidacea	4	141	47	94	
<i>Neomysis integer</i>	2	516	94	47	
Heteroptera					
Corixidae	5	47	47	47	
Diptera					
Chironomidae					
Tanypodinae					
<i>Procladius sp.</i>	1	94	188	94	469
<i>Tanypus punctipennis</i>		47		188	
Chironominae					
<i>Chironomus cf. plumosus</i>		141	282	657	657
<i>Chironomus sp.</i>				47	
<i>Cryptochironomus sp.</i>		141			188
<i>Glyptotendipes paripes</i>					47
<i>Microchironomus tener</i>		469	3614	704	2065

Windebyer Noor - Physikalische und chemische Befunde

EDV - Nr.: 129176

Probenahmedatum		6.3.2002	13.6.2002		8.8.2002			19.9.2002			
Uhrzeit [ME(S)Z]		10:00	14:15		10:15			14:15			
Windrichtung		SW	SO		SW			W			
Windstärke	Bft.	2-3	2-3		1-2			2-3			
Lufttemperatur	°C	6,1	23,5		18,7			18,9			
Luftdruck	hPa	1010	1019		1003			1013			
Sichttiefe	m	0,90	0,60		0,60			0,50			
Entnahmetiefe	m	1	1	10	13	1	10	13	1	10	13
Wassertemperatur	°C	4,2	20,6	18,6	18,4	21,4	18,6	17,8	19,1	19,0	18,9
Leitfähigkeit 25 °C	mS/m	287	281	285	285	262	277	279	265	268	268
pH - Wert		6,84?	8,74	8,60	8,54	8,74	7,73	7,60	8,60	8,55	8,50
Farbe		32	32	32	32	32	1	1	37	37	37
Trübung		3	5	5	5	5	3	3	5	5	5
Geruch		1	1	1	1	1	79	99	1	1	1
Sauerstoff	mg/l	13,7	11,4	8,7	5,1	10,3	0	0,0	8,8	7,9	7,4
O ₂ -Sättigungsindex	%	104	124	90	53	116	0	0	94	86	79
TOC	mg/l	9,8	12	13	11	9,7	7,5	8,5	11	11	11
DOC	mg/l	7,0	11	8,1	9,1	6,0	6,2	6,6	7,7	7,6	7,8
SAK bei 254 nm	l/m	13,2	16	13,3	17,1	13,6	14,4	16,1	14,2	14,3	14,2
SAK bei 436 nm	l/m	0,4	2,3	0,6	2,8	0,5	0,7	0,7	0,6	0,7	0,6
Säurekapazität -(pH 4,3)	mmol/l	2,89	3,01	3,00	3,00	2,86	3,17	3,58	2,98	2,97	3,01
Säurekapazität -(pH 8,2)	mmol/l	0,06	0,17	0,11	0,09	0,16	-	-	0,09	0,08	0,06
Basenkapazität -(pH 8,2)	mmol/l	-	-	-	-	-	0,14	0,21	-	-	-
Hydrogencarbonat	mg/l	176	184	183	183	174	193	218	182	181	184
Chlorid	mg/l	753	741	744	741	694	717	717	699	725	697
Ammonium-N	mg/l	0,013	<0,01	<0,01	<0,01	0,016	0,432	2,02	<0,01	0,010	0,010
Nitrit-N	mg/l	0,0028	0,0023	0,0010	0,0033	0,0011	0,0011	0,0011	<0,001	<0,001	<0,001
Nitrat-N	mg/l	0,079	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Gesamtstickstoff	mg/l	1,3	1,2	1,2	1,3	1,2	1,3	2,8	1,4	1,5	1,6
o-Phosphat-P	mg/l	0,01	0,0095	0,0054	0,0097	0,044	0,276	0,674	0,066	0,064	0,082
Gesamtposphor	mg/l	0,083	0,12	0,12	0,12	0,13	0,33	0,70	0,17	0,19	0,19
Sulfat	mg/l	109	106	103	109	108	132	102	108	110	111
SiO ₂	mg/l	11,2	11,2	10,6	10,9	k.W.	k.W.	k.W.	10,5	10,1	10,5
Natrium	mg/l	333									
Kalium	mg/l	17,1									
Calcium	mg/l	76,4									
Magnesium	mg/l	48,2									
Eisen	mg/l	0,023									
Mangan	mg/l	0,012									
Aluminium	mg/l	0,028									
Chlorophyll a	µg/l	81,1	52,2		68,2			99,5			
Phaeophytin	µg/l	8,9	4,0		6,7			4,1			

Windebyer Noor - Sediment

Probenahmedatum		10.7.2002
Feldparameter:		
Uhrzeit [ME(S)Z]		11:30
Entnahmetiefe	m	13,5
Sedimenttemperatur	°C	15,3
pH-Wert		6,5
Beschaffenheit		weich/geschichtet/ inhomogen
Farbe		dunkelgrau/schwarze Schichtungen
Geruch		mittel H ₂ S
Chem. Parameter:		
S5		
Trockensubstanz, Gesamtsed.	%	6
Glühverlust, Gesamtsed.	%	47,4
Glühverlust, <20 µm Frakt.	%	6,1
IC, Gesamtsed.	%	0,0
IC, <20 µm Frakt.	%	1,9
TOC, Gesamtsed.	%	9,7
TOC, <20 µm Frakt.	%	14,4
Gesamt-N, Gesamtsed.	%	20,1
Gesamt-N, <20 µm Frakt.	%	14,9
Sediment, Fraktionierung:		
Anteil <2000 - 600 µm	%	9,33
Anteil <600 - 200 µm	%	39,33
Anteil <200 - 125 µm	%	15,67
Anteil <125 - 63 µm	%	11,67
Anteil <63 - 20 µm	%	7,67
Anteil <20 µm	%	16,33
Schwermetalle: <2000 µm; Trockensubstanz		
Phosphor	mg/kg	1900
Schwefel	mg/kg	19000
Lithium	mg/kg	13
Natrium	mg/kg	9600
Kalium	mg/kg	7800
Calcium	mg/kg	53000
Magnesium	mg/kg	7300
Eisen	mg/kg	21000
Mangan	mg/kg	1200
Aluminium	mg/kg	21000
Scandium	mg/kg	4,2
Titan	mg/kg	1900
Chrom	mg/kg	42
Nickel	mg/kg	29
Kupfer	mg/kg	36
Zink	mg/kg	240
Arsen	mg/kg	7,5
Cadmium	mg/kg	1,9
Quecksilber	mg/kg	0,2
Blei	mg/kg	72

Schwermetalle: <20 µm; Trockensubstanz		
Phosphor	mg/kg	1500
Schwefel	mg/kg	21000
Lithium	mg/kg	11
Natrium	mg/kg	4300
Kalium	mg/kg	7700
Calcium	mg/kg	65000
Magnesium	mg/kg	5000
Eisen	mg/kg	20000
Mangan	mg/kg	1100
Aluminium	mg/kg	20000
Scandium	mg/kg	2,2
Titan	mg/kg	1400
Chrom	mg/kg	31
Nickel	mg/kg	23
Kupfer	mg/kg	21
Zink	mg/kg	79
Arsen	mg/kg	4,8
Cadmium	mg/kg	0,95
Quecksilber	mg/kg	0,14
Blei	mg/kg	73
Org. Schadstoffe: <2000µm; Trockensubstanz		
HCB	µg/kg	0,43
a -HCH	µg/kg	n.n.
b -HCH	µg/kg	n.n.
g -HCH	µg/kg	n.n.
PCB-28	µg/kg	1,00
PCB-31	µg/kg	0,70
PCB-52	µg/kg	1,80
PCB-101	µg/kg	4,40
PCB-105	µg/kg	<1,3
PCB-118	µg/kg	n.n.
PCB-138	µg/kg	12,00
PCB-153	µg/kg	11,00
PCB-156	µg/kg	2,60
PCB-180	µg/kg	3,20
p,p'-DDD	µg/kg	n.n.
p,p'-DDE	µg/kg	4,00
p,p'-DDT	µg/kg	n.n.
Phtalate		
Dimethylphtalat	µg/kg	n.n.
Diethylphtalat	µg/kg	n.n.
Di-n-butylphtalat	µg/kg	1080
Butylbenzylphtalat	µg/kg	n.n.
Bis(ethylhexyl)phtalat	µg/kg	9330
Di-n-oktylphtalat	µg/kg	n.n.

Windebyer Noor - Ufer- und Unterwasservegetation

Armleuchteralgenzone

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Chara aspera</i>	Rauhe Armleuchteralge	3+	D
<i>Chara contraria</i>	Gegensätzliche Armleuchteralge	3	D
<i>Tolypella glomerata</i>	Knäuel-Armleuchteralge	2	Z

Tauchblattzone

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Potamogeton crispus</i>	Krauses Laichkraut		W
<i>Potamogeton pectinatus</i>	Kamm-Laichkraut		D
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	Durchwachsendes Laichkraut		Z
<i>Zannichellia palustris</i>	Sumpf-Teichfaden		D

Röhrichte, Bruchwälder, Feuchtgrünland und weitere angrenzende Flächen

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Berg-Ahorn		Z
<i>Agrostis stolonifera</i>	Weißes Straußgras		Z
<i>Ajuga reptans</i>	Kriechender Günsel		W
<i>Alnus glutinosa</i>	Schwarz-Erle		D
<i>Alnus incana</i>	Grau-Erle		Z
<i>Alopecurus geniculatus</i>	Knick-Fuchsschwanz		Z
<i>Angelica sylvestris</i>	Wald-Engelwurz		Z
<i>Arrhenatherum elatius</i>	Glatthafer		Z
<i>Betula pendula</i>	Hänge-Birke		W
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	Strandsimse		Z
<i>Butomus umbellatus</i>	Schwänenblume		W
<i>Calamagrostis canescens</i>	Sumpf-Reitgras		Z
<i>Caltha palustris</i>	Sumpf-Dotterblume		Z
<i>Calystegia sepium</i>	Gewöhnliche Zaunwinde		Z
<i>Cardamine amara</i>	Bitteres Schaumkraut		Z
<i>Cardamine pratensis agg.</i>	Wiesen-Schaumkraut		W
<i>Carex acuta</i>	Schlank-Segge		Z
<i>Carex acutiformis</i>	Sumpf-Segge		Z
<i>Carex elata</i>	Steif-Segge		W
<i>Carex elongata</i>	Walzen-Segge		W
<i>Carex hirta</i>	Behaarte Segge		Z
<i>Carex panicea</i>	Hirschen-Segge	3	*
<i>Carex paniculata</i>	Rispen-Segge		W
<i>Carex pseudocyperus</i>	Scheinzypergras-Segge		W
<i>Carex remota</i>	Winkel-Segge		Z
<i>Chrysosplenium oppositifolium</i>	Gegenblättriges Milzkraut		Z
<i>Circaea lutetiana</i>	Großes Hexenkraut		Z
<i>Cirsium arvense</i>	Acker-Kratzdistel		Z
<i>Cirsium oleraceum</i>	Kohldistel		W

Röhrichte, Bruchwälder, Feuchtgrünland und weitere angrenzende Flächen (Forts.)

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Cirsium palustre</i>	Sumpf-Kratzdistel		W
<i>Cornus alba</i>	Weißer Hartriegel		W
<i>Corylus avellana</i>	Hasel		Z
<i>Crataegus monogyna</i>	Eingrifflicher Weißdorn		Z
<i>Dactylorhiza maculata</i> agg.	Geflecktes Knabenkraut	3	*
<i>Dactylorhiza majalis</i> agg.	Breitblättriges Knabenkraut	3	*
<i>Dactylis glomerata</i> agg.	Knäuelgras		Z
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Rasen-Schmiele		Z
<i>Dryopteris dilatata</i>	Breitblättriger Dornfarn		Z
<i>Eleocharis palustris</i>	Gewöhnliche Sumpfbirse		Z
<i>Epilobium hirsutum</i>	Zottiges Weidenröschen		Z
<i>Equisetum fluviatile</i>	Teich-Schachtelhalm		W
<i>Equisetum palustre</i>	Sumpf-Schachtelhalm		Z
<i>Eupatorium cannabinum</i>	Wasserdost		Z
<i>Fagus sylvatica</i>	Rot-Buche		Z
<i>Festuca arundinacea</i>	Rohr-Schwengel		W
<i>Filipendula ulmaria</i>	Echtes Mädesüß		Z
<i>Fraxinus excelsior</i>	Gewöhnliche Esche		Z
<i>Galium aparine</i>	Kletten-Labkraut		Z
<i>Galium palustre</i>	Sumpf-Labkraut		Z
<i>Geum rivale</i>	Bach-Nelkenwurz		Z
<i>Geum urbanum</i>	Echte Nelkenwurz		Z
<i>Glechoma hederacea</i>	Gundermann		Z
<i>Glyceria fluitans</i>	Flutender Schwaden		Z
<i>Glyceria maxima</i>	Wasser-Schwaden		W
<i>Holcus lanatus</i>	Wolliges Honiggras		Z
<i>Humulus lupulus</i>	Hopfen		W
<i>Impatiens parviflora</i>	Kleinblütiges Springkraut		Z
<i>Iris pseudacorus</i>	Sumpf-Schwertlilie		Z
<i>Juncus articulatus</i>	Glieder-Binse		Z
<i>Juncus effusus</i>	Flatter-Binse		Z
<i>Juncus tenuis</i>	Zarte Binse		Z
<i>Lathyrus pratensis</i>	Wiesen-Platterbse		W
<i>Lemna minor</i>	Kleine Wasserlinse		Z
<i>Lotus uliginosus</i>	Sumpf-Hornklee		W
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	Kuckucks-Lichtnelke		W
<i>Lycopus europaeus</i>	Ufer-Wolfstrapp		Z
<i>Lysimachia nummularia</i>	Pfennigkraut		W
<i>Lysimachia thyrsoflora</i>	Strauß-Gilbweiderich	3	W
<i>Lysimachia vulgaris</i>	Gewöhnlicher Gilbweiderich		W
<i>Lythrum salicaria</i>	Blut-Weiderich		W
<i>Mentha aquatica</i>	Wasser-Minze		Z
<i>Mentha x verticillata</i>	Quirl-Minze		W
<i>Menyanthes trifoliata</i>	Fieberschmalz	3	*
<i>Mercurialis perennis</i>	Ausdauerndes Bingelkraut		W
<i>Myosotis palustris</i> agg.	Sumpf-Vergißmeinnicht		W
<i>Peplis portula</i>	Sumpfquendel	2	W
<i>Phalaris arundinacea</i>	Rohr-Glanzgras		Z
<i>Phragmites australis</i>	Schilf		D
<i>Polygonum amphibium</i>	Wasser-Knöterich		Z

Röhrichte, Bruchwälder, Feuchtgrünland und weitere angrenzende Flächen (Forts.)

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Populus alba</i>	Silber-Pappel		Z
<i>Populus spec.</i>	Pappel		Z
<i>Populus tremula</i>	Espe		W
<i>Potentilla anserina</i>	Gänse-Fingerkraut		Z
<i>Prunus avium</i>	Vogel-Kirsche		W
<i>Prunus padus</i>	Trauben-Kirsche		W
<i>Prunus spinosa</i>	Schlehe		Z
<i>Pulicaria dysenterica</i>	Großes Flohkraut	3	W
<i>Quercus robur</i>	Stiel-Eiche		Z
<i>Ranunculus acris</i>	Scharfer Hahnenfuß		W
<i>Ranunculus aquatilis agg.</i>	Wasserhahnenfuß		W
<i>Ranunculus lingua</i>	Zungen-Hahnenfuß	3	*
<i>Ranunculus repens</i>	Kriechender Hahnenfuß		Z
<i>Reynoutria japonica</i>	Japanischer Staudenknöterich		W
<i>Ribes nigrum</i>	Schwarze Johannisbeere		Z
<i>Ribes rubrum agg.</i>	Rote Johannisbeere		Z
<i>Rubus caesius</i>	Kratzbeere		Z
<i>Rubus fruticosus agg.</i>	Brombeere		Z
<i>Rubus idaeus</i>	Himbeere		Z
<i>Rumex acetosa</i>	Wiesen-Sauerampfer		Z
<i>Rumex crispus</i>	Krauser Ampfer		W
<i>Rumex hydrolapathum</i>	Fluß-Ampfer		W
<i>Salix caprea</i>	Sal-Weide		W
<i>Salix cinerea</i>	Grau-Weide		Z
<i>Salix spec.</i>	Weide		Z
<i>Sambucus nigra</i>	Schwarzer Holunder		Z
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	Seebinse		?
<i>Schoenoplectus tabernaemontani</i>	Salz-Teichsimse		W
<i>Scirpus sylvaticus</i>	Wald-Simse		Z
<i>Scrophularia umbrosa</i>	Flügel-Braunwurz	3	*
<i>Scutellaria galericulata</i>	Sumpf-Helmkraut		W
<i>Sium latifolium</i>	Breitblättriger Merk		W
<i>Solanum dulcamara</i>	Bittersüßer Nachtschatten		Z
<i>Sonchus arvensis agg.</i>	Acker-Gänsedistel		Z
<i>Sonchus palustris</i>	Sumpf-Gänsedistel		Z
<i>Sorbus aucuparia</i>	Eberesche		W
<i>Sparganium erectum</i>	Ästiger Igelkolben		Z
<i>Spirodela polyrhiza</i>	Vielwurzelige Teichlinse		W
<i>Stachys palustris</i>	Sumpf-Ziest		Z
<i>Stachys sylvatica</i>	Wald-Ziest		Z
<i>Typha angustifolia</i>	Schmalblättriger Rohrkolben		Z
<i>Typha latifolia</i>	Breitblättriger Rohrkolben		W
<i>Ulmus glabra</i>	Berg-Ulme		W
<i>Ulmus spec.</i>	Ulme		W
<i>Urtica dioica</i>	Große Brennnessel		Z
<i>Valeriana officinalis agg.</i>	Echter Baldrian		W
<i>Veronica beccabunga</i>	Bachbungen-Ehrenpreis		W
<i>Viburnum opulus</i>	Gewöhnlicher Schneeball		Z

* = nach ZORN (2001), ohne Häufigkeitsangabe

Windebyer Noor - Phytoplankton Biovolumen (mm³/l)

Datum	5.3.2002	17.6.2002	12.8.2002	18.9.2002
Bacillariophyceae				
Centrales				
<i>Aulacoseira granulata</i>		x		
Zentrale Diatomeen 5-10µm	0,37			
Pennales				
<i>Diatoma</i>		x		
<i>Fragilaria crotonensis</i>		x		
<i>Nitzschia</i>		0,33	1,31	
<i>Nitzschia acicularis</i> -Formenkreis			1,09	x
Chlorophyceae				
Chlorococcales				
<i>Actinastrum</i>	x			
<i>Ankistrodesmus</i>	x			
<i>Coelastrum astroideum</i>		x		
<i>Dictyosphaerium</i>	0,54	x		
<i>Elakatothrix genevensis</i>		x		
<i>Lagerheimia genevensis</i>	x	x		
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	x	x		
<i>Monoraphidium contortum</i>	0,08	0,13	0,08	
<i>Monoraphidium minutum</i>	x			x
<i>Monoraphidium tortile</i>		0,32	0,21	
<i>Oocystis</i>	x	x	x	x
<i>Pediastrum duplex</i>				x
<i>Scenedesmus</i>	0,10	x	x	x
<i>Scenedesmus "Acutodesmus -Gruppe"</i>		0,28		
<i>Scenedesmus acuminatus</i>		x	x	x
<i>Scenedesmus dimorphus</i>	x	x		
<i>Scenedesmus obtusus</i>				x
<i>Tetraedron minimum</i>				x
<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i>	x			
Ulotrichales				
<i>Koliella</i>		x	0,05	
<i>Koliella longiseta</i>	0,23			
Cryptophyceae				
Cryptomonadales				
<i>Cryptomonas</i>				0,23
<i>Rhodomonas</i>	0,07			
<i>Rhodomonas lacustris</i>	x	x	0,65	x
<i>Rhodomonas lens</i>	0,67			
Unbestimmte Cryptophyceen	0,34			
Cyanobakterien				
Chroococcales				
<i>Cyanonephron styloides</i>		1,14		
<i>Merismopedia</i>	x	x	x	x
<i>Snowella</i>		0,12		
<i>Snowella lacustris</i>		x	x	x
Unbestimmte Chroococcales	x	x		

Hormogonales				
Unbestimmte Hormogonales			0,48	0,28
Nostocales				
<i>Anabaenopsis</i>			1,73	x
Oscillatoriales				
<i>Limnothrix</i>	1,50	4,43	1,13	1,30
<i>Limnothrix</i> cf. <i>planctonica</i>	x			x
<i>Limnothrix redekei</i>	x	x	x	x
<i>Planktolyngbya contorta</i>			x	x
<i>Planktolyngbya limnetica</i>			x	x
<i>Planktothrix</i> cf. <i>agardhii</i>	0,23	1,10	1,88	5,80
<i>Pseudanabaena</i>	x	x		x
Dinophyceae				
Peridinales				
<i>Amphidinium</i> / <i>Katodinium</i>			x	x
<i>Kolkwitzziella acuta</i>				x
<i>Peridinium</i> / <i>Peridiniopsis</i>				x
Euglenophyceae				
Euglenomonadales				
<i>Phacus</i>		x		
<i>Trachelomonas</i>		x		
Unbestimmte Euglenophyceen		x		
Haptophyceae				
Prymnesiales				
<i>Chrysochromulina</i>		x	x	
Prasinophyceae				
Polyblepharidales				
<i>Nephroselmis</i>		0,21		
Ulvophyceae				
Ulotrichales				
<i>Gloeotila pelagica</i> f. <i>spiralis</i>			x	
<i>Planctonema lauterbornii</i>	0,57	0,27	x	x
Unbestimmte Flagellaten	x	x	x	x
SUMME	4,71	8,33	8,61	7,62

Windebyer Noor - Zooplankton

Datum	5.3.2002	17.6.2002	12.8.2002	18.9.2002
Ciliata				
Ciliata indet.	s			s
Rotatoria				
<i>Notholca</i> sp.	s			
<i>Polyarthra</i> sp.	s			
cf. <i>Synchaeta</i> spp.	s			
Cladocera				
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>			s	s
Copepoda				
Nauplien	s	w	mi	w
Cyclopoida				
Copepodide	s	s	s	w
<i>Cyclops vicinus</i>	s	s	s	s
<i>Mesocyclops leuckarti</i>				s
<i>Thermocyclops oithonoides</i>				s
Sonstige				
Decapoda: Larven		s	s	

Windebyer Noor - Zoobenthos

12.4.2002	T1 1 m	T1 2-4 m	T1 5 m	T1 7-9 m	T1 11-13,5 m	T2 1 m	T2 2-4 m	T2 5 m	T2 7-8 m	T2 10 m
	Anzahl/ m ² im Mittel									
Oligochaeta <i>Stylaria lacustris</i>	854 23	94	329	759	94	1874 47	235	5538	485	122
Gastropoda <i>Bithynia tentaculata</i> <i>Littorina littorea</i> <i>Potamopyrgus antipodarum</i> <i>Radix sp.</i>	89 1461 30	456	t t 1971	t		4515	329	15	15	
Bivalvia <i>Cerastoderma edule</i> <i>Dreissena polymorpha</i> <i>Macoma baltica</i> <i>Mya arenaria</i> <i>Mytilus edulis</i>	t	t t	t t	t		t	t t	t	t t t	
Hirudinea <i>Helobdella stagnalis</i>							47			
Crustacea <i>Neomysis integer</i> <i>Spaeroma serratum</i>	15 432	235	188	47 47		41	47 188			
Trichoptera <i>Oecetis ochracea</i>	59	47				135				
Diptera Chironomidae Tanypodinae <i>Procladius sp.</i> Orthoclaadiinae <i>Cricotopus sp.</i> Chironominae Chironomini <i>Chironomus cf. plumosus</i> <i>Chironomus sp.</i> <i>Cladopelma lateralis-Gr.</i> <i>Cryptochironomus sp.</i> <i>Endochironomus cf.</i> <i>Glyptotendipes pallens</i> <i>Glyptotendipes paripes</i> <i>Glyptotendipes sp.</i> <i>Parachironomus cf. arcuatus</i> <i>Polypedilum nubeculosum</i> <i>Polypedilum sp.</i> Tanytarsini <i>Cladotanytarsus sp.</i>	254 47 15 14 563 44 44 19 89 59 30	188 422	188 422 422	375 74 94 47 15 188 94 15 47		32 182 164 779 685 294	47 94 47 235 516 94 47	15 94 94 516 658 94	858 148 15 30 44	47

Großer Binnensee - Physikalische und chemische Befunde
EDV - Nr.: 129172

Probenahmedatum		6.3.2002	13.6.2002	8.8.2002	19.9.2002
Uhrzeit [ME(S)Z]		12:00	11:00	09:15	09:30
Windrichtung		SW	SW	O	NW
Windstärke	Bft.	5-6	2-3	0-1	2-3
Lufttemperatur	°C	6,2	16,1	19,2	14,2
Luftdruck	hPa	995	1009	1014	1015
Sichttiefe	m	1,00	1,20	0,70	0,35
Entnahmetiefe	m	1	1	1	1
Wassertemperatur	°C	4,6	18,6	21,1	16,2
Leitfähigkeit 25 °C	mS/m	70,8	65,7	95,5	90,0
pH - Wert		8,65	7,97	8,35	8,95
Farbe		32	1	32	57
Trübung		3	3	3	5
Geruch		1	1	1	1
Sauerstoff (Winkler)	mg/l	13,6	5,9	9,9	9,1
O ₂ -Sättigungsindex	%	107	63	111	92
TOC	mg/l	11	11	11	16
DOC	mg/l	8,7	9,8	9,8	14
SAK bei 254 nm	1/m	24,0	23,5	34,5	34,1
SAK bei 436 nm	1/m	0,9	0,9	1,7	1,5
Säurekapazität -(pH 4,3)	mmol/l	3,92	2,98	3,47	3,32
Säurekapazität -(pH 8,2)	mmol/l	0,11	-	-	0,17
Basenkapazität -(pH 8,2)	mmol/l	-	0,09	0,04	-
Hydrogencarbonat	mg/l	239	182	212	203
Chlorid	mg/l	77	90	173	169
Ammonium-N	mg/l	0,022	0,051	0,054	0,420
Nitrit-N	mg/l	0,022	0,0055	0,016	0,0091
Nitrat-N	mg/l	3,71	0,078	0,664	0,041
Gesamtstickstoff	mg/l	5,1	1,5	2,1	3,2
o-Phosphat-P	mg/l	0,0057	0,094	0,118	0,196
Gesamtphosphor	mg/l	0,097	0,21	0,25	0,45
Sulfat		36,6	34,4	45,1	31,4
SiO ₂	mg/l	7,34	k.W.	13,9	17,9
Natrium	mg/l	40,9			
Kalium	mg/l	5,24			
Calcium	mg/l	91,4			
Magnesium	mg/l	10,6			
Eisen	mg/l	0,14			
Mangan	mg/l	0,041			
Aluminium	mg/l	0,14			
Chlorophyll a	µg/l	53	40	58	149
Phaeophytin	µg/l	14,1	5,6	13,9	9,9

Großer Binnensee - Sediment

Probenahmedatum		15.7.2002
Feldparameter:		
Uhrzeit [ME(S)Z]		9:30
Entnahmetiefe	m	2,9
Sedimenttemperatur	°C	18,2
pH-Wert		7,4
Beschaffenheit		weich/inhomogen/ geschichtet
Farbe		graubeige/schwarze Einschlüsse
Geruch		erdig/unauffällig
Chem. Parameter:		S8
Trockensubstanz, Gesamtsed.	%	22
Glühverlust, Gesamtsed.	%	14,5
Glühverlust, <20 µm Frakt.	%	10,8
IC, Gesamtsed.	%	3,2
IC, <20 µm Frakt.	%	7,6
TOC, Gesamtsed.	%	9,0
TOC, <20 µm Frakt.	%	11,9
Gesamt-N, Gesamtsed.	%	9,6
Gesamt-N, <20 µm Frakt.	%	12,7
Sediment, Fraktionierung:		
Anteil <2000 - 600 µm	%	0,10
Anteil <600 - 200 µm	%	0,40
Anteil <200 - 125 µm	%	3,80
Anteil <125 - 63 µm	%	51,30
Anteil <63 - 20 µm	%	20,50
Anteil <20 µm	%	23,90
Schwermetalle: <2000 µm; Trockensubstanz		
Phosphor	mg/kg	900
Schwefel	mg/kg	6100
Lithium	mg/kg	9,6
Natrium	mg/kg	8200
Kalium	mg/kg	9100
Calcium	mg/kg	46000
Magnesium	mg/kg	4300
Eisen	mg/kg	11000
Mangan	mg/kg	540
Aluminium	mg/kg	16000
Scandium	mg/kg	1,6
Titan	mg/kg	1500
Chrom	mg/kg	24
Nickel	mg/kg	18
Kupfer	mg/kg	14
Zink	mg/kg	82
Arsen	mg/kg	4,3
Cadmium	mg/kg	0,79
Quecksilber	mg/kg	0,087
Blei	mg/kg	34

Schwermetalle: <20 µm; Trockensubstanz		
Phosphor	mg/kg	890
Schwefel	mg/kg	4200
Lithium	mg/kg	6,1
Natrium	mg/kg	2000
Kalium	mg/kg	5000
Calcium	mg/kg	55000
Magnesium	mg/kg	3200
Eisen	mg/kg	4900
Mangan	mg/kg	700
Aluminium	mg/kg	4800
Scandium	mg/kg	<2
Titan	mg/kg	880
Chrom	mg/kg	13
Nickel	mg/kg	13
Kupfer	mg/kg	12
Zink	mg/kg	67
Arsen	mg/kg	2,7
Cadmium	mg/kg	0,66
Quecksilber	mg/kg	0,078
Blei	mg/kg	28
Org. Schadstoffe: <2000µm; Trockensubstanz		
HCB	µg/kg	0,12
□ -HCH	µg/kg	n.n.
□ -HCH	µg/kg	n.n.
□ -HCH	µg/kg	n.n.
PCB-28	µg/kg	0,30
PCB-31	µg/kg	0,21
PCB-52	µg/kg	0,49
PCB-101	µg/kg	2,20
PCB-105	µg/kg	<0,7
PCB-118	µg/kg	1,80
PCB-138	µg/kg	6,50
PCB-153	µg/kg	5,40
PCB-156	µg/kg	n.n.
PCB-180	µg/kg	3,10
p,p'-DDD	µg/kg	n.n.
p,p'-DDE	µg/kg	1,70
p,p'-DDT	µg/kg	n.n.
Phtalate		
Dimethylphtalat	µg/kg	n.n.
Diethylphtalat	µg/kg	n.n.
Di-n-butylphtalat	µg/kg	230
Butylbenzylphtalat	µg/kg	n.n.
Bis(ethylhexyl)phtalat	µg/kg	1060
Di-n-oktylphtalat	µg/kg	n.n.

Großer Binnensee - Ufer- und Unterwasservegetation

Armleuchteralgenzone

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Chara aspera</i>	Rauhe Armleuchteralge	3+	D
<i>Chara contraria</i>	Gegensätzliche Armleuchteralge	3	D
<i>Chara vulgaris</i>	Gemeine Armleuchteralge		W

Tauchblattzone

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Ceratophyllum submersum</i>	Zartes Hornblatt		W
<i>Chlorophyceae</i>	fädige Grünalgen		Z
<i>Elodea canadensis</i>	Kanadische Wasserpest		W
<i>Lemna trisulca</i>	Untergetauchte Wasserlinse		W
<i>Myriophyllum spicatum</i>	Ähriges Tausendblatt	3	W
<i>Potamogeton crispus</i>	Krauses Laichkraut		W
<i>Potamogeton friesii</i>	Stachelspitziges Laichkraut	2	W
<i>Potamogeton pectinatus</i>	Kamm-Laichkraut		D
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	Durchwachsenes Laichkraut		W
<i>Potamogeton pusillus</i>	Zwerg-Laichkraut	3	Z
<i>Ranunculus circinatus</i>	Spreizender Wasserhahnenfuß		W
<i>Zannichellia palustris</i>	Teichfaden		D

Schwimmblattzone und Wasserlinsendecken

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Lemna minor</i>	Kleine Wasserlinse		W
<i>Sparganium emersum</i>	Einfacher Igelkolben		W

Röhrichte, Großseggenrieder, Bruchwälder und Feuchtgrünland

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Acorus calamus</i>	Kalmus		W
<i>Aegopodium podagraria</i>	Giersch		Z
<i>Agropyron repens</i>	Quecke		Z
<i>Agrostis stolonifera</i>	Weißes Straußgras		Z
<i>Ajuga reptans</i>	Kriechender Günsel		Z
<i>Alopecurus geniculatus</i>	Knick-Fuchsschwanz		Z
<i>Alnus glutinosa</i>	Schwarz-Erle		Z
<i>Alnus incana</i>	Grau-Erle		Z
<i>Angelica sylvestris</i>	Wald-Engelwurz		Z
<i>Arrhenatherum elatius</i>	Glatthafer		Z
<i>Artemisia vulgaris</i>	Beifuß		Z
<i>Aster tripolium</i>	Strand-Aster		W
<i>Atriplex hastata agg.</i>	Spieß-Melde		W
<i>Berula erecta</i>	Berle		Z
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	Strandsimse		Z
<i>Calamagrostis canescens</i>	Sumpf-Reitgras		Z
<i>Caltha palustris</i>	Sumpf-Dotterblume		Z
<i>Calystegia sepium</i>	Echte Zaunwinde		Z

Röhrichte, Großseggenrieder, Bruchwälder und Feuchtgrünland (Forts.)

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Cardamine amara</i>	Bitteres Schaumkraut		W
<i>Cardamine pratensis</i>	Wiesen-Schaumkraut		Z
<i>Carex acutiformis</i>	Sumpf-Segge		Z
<i>Carex disticha</i>	Kamm-Segge		W
<i>Carex gracilis</i>	Schlank-Segge		Z
<i>Carex hirta</i>	Haar-Segge		Z
<i>Carex otrubae</i>	Hain-Segge		Z
<i>Carex paniculata</i>	Rispen-Segge		W
<i>Carex pseudocyperus</i>	Scheinzypergras-Segge		W
<i>Carex remota</i>	Winkel-Segge		Z
<i>Carex riparia</i>	Ufer-Segge		Z
<i>Centaurium erythraea</i>	Tausendgüldenkraut		W
<i>Chenopodium rubrum</i>	Roter Gänsefuß		W
<i>Cirsium arvense</i>	Acker-Kratzdistel		Z
<i>Cirsium oleraceum</i>	Kohldistel		Z
<i>Cirsium palustre</i>	Sumpf-Kratzdistel		Z
<i>Cotula coronopifolia</i>	Laugenblume	2	W
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Rasen-Schmiele		Z
<i>Dryopteris cristata</i>	Kammfarn	3	W
<i>Epilobium hirsutum</i>	Zottiges Weidenröschen		Z
<i>Equisetum fluviatile</i>	Teich-Schachtelhalm		W
<i>Equisetum palustre</i>	Sumpf-Schachtelhalm		Z
<i>Eupatorium cannabinum</i>	Wasserdost		Z
<i>Festuca gigantea</i>	Riesen-Schwengel		Z
<i>Filipendula ulmaria</i>	Mädesüß		Z
<i>Fraxinus excelsior</i>	Esche		Z
<i>Galium aparine</i>	Kletten-Labkraut		Z
<i>Galium palustre</i>	Sumpf-Labkraut		Z
<i>Geum rivale</i>	Bach-Nelkenwurz		Z
<i>Glaux maritima</i>	Strand-Milchkraut		W
<i>Glechoma hederacea</i>	Gundermann		Z
<i>Glyceria maxima</i>	Wasser-Schwaden		Z
<i>Heracleum sphondylium</i>	Bärenklau		W
<i>Holcus lanatus</i>	Wolliges Honiggras		Z
<i>Humulus lupulus</i>	Hopfen		Z
<i>Hypericum tetrapterum</i>	Vierflügeliges Johanniskraut		W
<i>Iris pseudacorus</i>	Gelbe Schwertlilie		Z
<i>Juncus articulatus</i>	Glieder-Binse		Z
<i>Juncus compressus</i>	Zusammengedrückte Binse		Z
<i>Juncus effusus</i>	Flatter-Binse		Z
<i>Juncus inflexus</i>	Blaugrüne Binse		Z
<i>Lathyrus pratensis</i>	Wiesen-Platterbse		Z
<i>Lemna gibba</i>	Buckel-Wasserlinse		W
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	Kuckucks-Lichtnelke		W
<i>Lycopus europaeus</i>	Ufer-Wolfstrapp		Z
<i>Lysimachia nummularia</i>	Pfennigkraut		Z
<i>Lythrum salicaria</i>	Blut-Weiderich		W
<i>Mentha aquatica</i>	Wasser-Minze		Z
<i>Mercurialis perennis</i>	Bingelkraut		Z
<i>Myosotis cespitosa</i>	Rasen-Vergißmeinnicht		Z
<i>Myosotis palustris agg.</i>	Sumpf-Vergißmeinnicht		Z
<i>Myosoton aquaticum</i>	Wasserdarm		W
<i>Odontites rubra</i>	Zahntrost		W
<i>Oenanthe fistulosa</i>	Röhrlige Pferdesaat	3	W
<i>Phalaris arundinacea</i>	Rohr-Glanzgras		Z

Röhrichte, Großseggenrieder, Bruchwälder und Feuchtgrünland (Forts.)

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Phragmites australis</i>	Schilf		D
<i>Plantago coronopus</i>	Krähenfuß-Knöterich		W
<i>Poa trivialis</i>	Gewöhnliches Rispengras		Z
<i>Polygonum amphibium</i>	Wasser-Knöterich		W
<i>Polygonum minus</i>	Kleiner Knöterich		W
<i>Potentilla anserina</i>	Gänse-Fingerkraut		Z
<i>Ranunculus acris</i>	Scharfer Hahnenfuß		W
<i>Ranunculus repens</i>	Kriechender Hahnenfuß		Z
<i>Rorippa amphibia</i>	Wasser-Sumpfkresse		Z
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	Brombeere		Z
<i>Rumex acetosa</i>	Sauerampfer		Z
<i>Rumex conglomeratus</i>	Knäuel-Ampfer		Z
<i>Rumex hydrolapathum</i>	Hoher Ampfer		Z
<i>Salix cinerea</i> agg.	Grau-Weide		Z
<i>Salix spec.</i>	Weide		Z
<i>Sambucus nigra</i>	Holunder		Z
<i>Scutellaria galericulata</i>	Gemeines Helmkraut		Z
<i>Solanum dulcamara</i>	Bittersüßer Nachtschatten		Z
<i>Sonchus arvensis</i>	Acker-Gänsedistel		W
<i>Sonchus asper</i>	Rauhe Gänsedistel		W
<i>Sonchus palustris</i>	Sumpf-Gänsedistel		Z
<i>Sparganium erectum</i>	Aufrechter Igelkolben		W
<i>Sphagnum fimbriatum</i>	Torfmoos		W
<i>Stachys palustris</i>	Sumpf-Ziest		Z
<i>Stachys sylvatica</i>	Wald-Ziest		Z
<i>Symphytum officinale</i>	Echter Beinwell		W
<i>Tanacetum vulgare</i>	Rainfarn		Z
<i>Tussilago farfara</i>	Huflattich		W
<i>Typha angustifolia</i>	Schmalblättriger Rohrkolben		Z
<i>Typha latifolia</i>	Breitblättriger Rohrkolben		W
<i>Urtica dioica</i>	Große Brennessel		Z
<i>Valeriana officinalis</i> agg.	Baldrian		Z
<i>Veronica beccabunga</i>	Bachbunge		Z
<i>Vicia cracca</i>	Vogel-Wicke		W

Großer Binnensee - Phytoplankton Biovolumen (mm³/l)

Datum	6.3.2002	13.6.2002	8.8.2002	19.9.2002
Bacillariophyceae				
Centrales				
<i>Aulacoseira granulata</i>	x		x	0,47
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i>			x	x
<i>Cyclostephanos</i>			x	
<i>Cyclotella</i>	x		x	
<i>Cyclotella meneghiniana</i>			x	
<i>Stephanodiscus</i>	x		x	
Zentrale Diatomeen >20µm	0,24			
Zentrale Diatomeen 5-10µm	0,30		1,31	
Pennales				
<i>Cylindrotheca closterium</i>	x			
<i>Diatoma</i>	x			
<i>Nitzschia</i>	5,16			
<i>Nitzschia longissima</i>	x			
<i>Surirella</i>	0,41			
Chlorophyceae				
Chlorococcales				
<i>Ankyra judayi</i>		0,02	x	
<i>Coelastrum astroideum</i>		x		x
<i>Crucigeniella</i>				x
<i>Dictyosphaerium</i>	x			
<i>Elakatothrix genevensis</i>	x	0,04	x	x
<i>Eutetramorus/Sphaerocystis</i>		0,06		
<i>Lagerheimia ciliata</i>				x
<i>Lagerheimia genevensis</i>	x			
<i>Micractinium</i>	0,27			
<i>Monoraphidium</i>				x
<i>Monoraphidium contortum</i>	x	x		
<i>Oocystis</i>		0,32	0,28	1,65
<i>Pediastrum boryanum</i>	x	0,04	0,16	0,39
<i>Pediastrum duplex</i>			0,06	x
<i>Pediastrum tetras</i>				x
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>		0,02		
<i>Scenedesmus</i>	0,11	0,05	0,30	0,56
<i>Scenedesmus "Acutodesmus -Gruppe"</i>	0,28	x	0,05	0,03
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	x	x	x	x
<i>Scenedesmus acutus</i>	x	x	x	x
<i>Scenedesmus dimorphus</i>	x	x	x	x
<i>Scenedesmus ecornis</i>		x		
<i>Scenedesmus linearis</i>		x	0,04	0,10
<i>Scenedesmus obtusus</i>				x
<i>Schroederia setigera</i>			x	x
<i>Tetrachlorella alternans</i>				x
<i>Tetraedron caudatum</i>				x
<i>Tetraedron minimum</i>	x		x	x
<i>Tetraedron triangulare</i>				x

<i>Tetrastrum cf. elegans</i>	x			
<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i>	0,15			x
<i>Tetrastrum triangulare</i>			x	
<i>Treubaria schmidlei</i>			x	
Ulotriconales				
<i>Koliella longiseta</i>	x			
Chrysophyceae				
Coccosphaerales				
Coccolithophoraceae indet.		x		
Ochromonadales				
<i>Mallomonas</i>	x			
Conjugatophyceae				
Desmidiaceae				
<i>Closterium</i>	x		x	x
<i>Closterium acutum var. variabile</i>		x	x	x
<i>Cosmarium</i>			x	x
<i>Staurastrum</i>			x	x
Zygnematales				
<i>Staurastrum cf. smithii</i>				x
Cryptophyceae				
Cryptomonadales				
<i>Chroomonas</i>		0,05		
<i>Cryptomonas</i>	1,14	1,43	2,39	0,51
<i>Cryptomonas rostratiformis</i>		0,43		
<i>Rhodomonas</i>	0,08	0,01		
Cyanobakterien				
Chroococcales				
<i>Aphanocapsa</i>			x	
<i>Gomphosphaeria</i>			x	
<i>Microcystis aeruginosa</i>		7,43		
<i>Pannus spumosus</i>			x	
Hormogonales				
Unbestimmte Hormogonales				x
Nostocales				
Anabaena		x		
<i>Anabaena compacta</i>			x	0,68
<i>Anabaena flos-aquae/ A. perturbata</i>			0,84	8,26
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>		x	0,23	x
<i>Aphanizomenon gracile</i>				x
Oscillatoriales				
<i>Limnothrix</i>				x
<i>Planktothrix cf. agardhii</i>			0,13	11,23
Unbestimmte Cyanobakterien				
<i>Raphidiopsis mediterranea/</i> <i>Aphanizomenon issatschenkoi</i>				x
Dinophyceae				
Peridinales				
<i>Gymnodinium</i>	x			
<i>Kolkwitzziella acuta</i>			x	
<i>Peridiniopsis penardiforme</i>			x	
<i>Peridinium/Peridiniopsis</i>	0,58		x	

Euglenophyceae				
Euglenomonadales				
<i>Euglena</i>	x	x	x	
<i>Phacus</i>	x	x	x	
Ulvophyceae				
Ulotrichales				
<i>Planctonema lauterbornii</i>				0,04
Unbestimmte Algen				
Unbestimmte Flagellaten	x			x
Xanthophyceae				
Mischococcales				
<i>Goniochloris fallax</i>			x	x
<i>Ophiocytium</i>			x	
SUMME	8,73	9,89	5,79	23,92

Großer Binnensee - Zooplankton

Datum	6.3.2002	23.6.2002	8.8.2002	19.9.2002
Ciliata				
Ciliata indet.	s	s	s	s
<i>Epistylis</i> spp.				h
<i>Codonella</i> sp.			s	mi
Rotatoria				
<i>Asplanchna</i> sp.			w	
<i>Brachionus angularis</i>	w		s	
<i>Brachionus calyciflorus</i>	s		w	mi
<i>Brachionus diversicornis</i>			s	w
<i>Conochiloides</i> sp.				w
<i>Conochilus unicornis</i>		w		
<i>Filinia longiseta</i>			s	w
<i>Hexarthra mira/intermedia</i>			mi	s
<i>Keratella cochlearis</i>		s	w	w
<i>K. c. f. tecta</i>			mi	mi
<i>Keratella quadrata</i>	w		mi	w
<i>Euchlanis</i> sp.			s	
<i>Lecane</i> cf. <i>lunaris</i>			s	
<i>Notholca</i> sp.	w			
<i>Notholca</i> cf. <i>acuminata</i>	s			
<i>Polyarthra dolichoptera/vulgaris</i>	w	w	mi	mi
<i>Pompholyx sulcata</i>		s	w	mi
cf. <i>Synchaeta</i> spp.	mi		s	
<i>Trichocerca</i> sp.				mi
<i>Trichocerca pusilla</i>			s	
<i>Trichocerca similis</i>		s		
Cladocera				
<i>Bosmina (Bosmina) longirostris</i>		w	mi	ma
<i>Chydorus sphaericus</i>		s	s	mi
<i>Daphnia longispina</i> -Komplex				
Summe		w		s
<i>Daphnia</i> cf. <i>cucullata</i>		s		
<i>Daphnia hyalina/galeata</i>		w		
Copepoda				
Nauplien	w	mi	h	w
Calanoida				
Copepodide	s	s	s	
<i>Eudiaptomus gracilis</i>		s	s	
Cyclopoida				
Copepodide	s	w	mi	w
<i>Acanthocyclops</i> cf. <i>robustus</i>		s	w	w
<i>Cyclops vicinus</i>	s	s	s	

Großer Binnensee - Zoobenthos

8.5.2002	T1	T1	T1	T2	T2	T2
	1 m	2 m	3 m	1 m	2 m	2,5 m
Anzahl/ m ² im Mittel						
Oligochaeta	1794	1115	578	5773	516	378
<i>Stylaria lacustris</i>	62			47		
Gastropoda						
<i>Bithynia tentaculata</i>	94					
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	65					
<i>Valvata piscinalis</i>	15					
Bivalvia						
<i>Pisidium sp.</i>	77		47			
Hirudinea						
<i>Piscicola geometra</i>	15					
Hydrachnidia	526	138	47	282	47	
Crustacea						
<i>Gammarus sp.</i>	47					
Ephemeroptera						
<i>Caenis horaria</i>	47					
<i>Caenis luctuosa</i>	77			235		
Trichoptera						
<i>Molanna angustata</i>	15					
<i>Mystacides sp.</i>	62					
Diptera						
Chironomidae						
Tanypodinae						
<i>Procladius sp.</i>	79	738	388	74	179	282
<i>Tanypus punctipennis</i>	15	15	47	422	188	
Orthoclaadiinae						
<i>Cricotopus sp.</i>				47		
Chironominae						
Chironomini						
<i>Chironomus cf. plumosus</i>		138	91	47	282	
<i>Chironomus sp.</i>			47		94	
<i>Cryptochironomus sp.</i>	15					
<i>Endochironomus cf. albipennis</i>	188				47	
<i>Fleuria lacustris</i>	47	2266	247	3895	7885	469
<i>Glyptotendipes pallens</i>	47					
<i>Glyptotendipes paripes</i>	19					
<i>Glyptotendipes sp.</i>	94					
<i>Parachironomus cf. arcuatus</i>				47		
<i>Polypedilum nubeculosum</i>	47					
Tanytarsini						
<i>Cladotanytarsus sp.</i>	1460			76	47	
<i>Paratanytarsus sp.</i>						
<i>Tanytarsus sp.</i>	311	15	156	94	188	47
Ceratopogonidae	91			188		

Neustädter Binnenwasser - Physikalische und chemische Befunde

EDV - Nr.: 129173

Probenahmedatum		4.3.2002	18.6.2002	8.8.2002	19.9.2002
Uhrzeit [ME(S)Z]		15:00	10:30	13:00	14:30
Windrichtung		SW	W	O	W
Windstärke	Bft.	2-3	1-2	1-2	1-2
Lufttemperatur	°C	7,9	26,4	20,1	17,1
Luftdruck	hPa	1015	1017	1014	1016
Sichttiefe	m	0,6	1,6	0,6	0,7
Entnahmetiefe	m	1	1	1	1
Wassertemperatur	°C	4,6	21,8	21,2	17,1
Leitfähigkeit 25 °C	mS/m	875	1560	510	1550
pH - Wert		8,12	8,75	8,27	8,55
Farbe		32	1	37	37
Trübung		5	3	5	5
Geruch		1	1	92	1
Sauerstoff (Winkler)	mg/l	11,9	12,4	10,4	12,3
O ₂ -Sättigungsindex	%	92	141	117	127
TOC	mg/l	8,6	6,6	13	7,7
DOC	mg/l	7,5	6,2	11	6,6
SAK bei 254 nm	1/m	21,9	12,5	44,9	13,1
SAK bei 436 nm	1/m	0,9	0,6	2,8	0,5
Säurekapazität -(pH 4,3)	mmol/l	2,76	2,22	3,75	2,52
Säurekapazität -(pH 8,2)	mmol/l	-	0,19	-	0,10
Basenkapazität -(pH 8,2)	mmol/l	0,13	-	0,12	-
Hydrogencarbonat	mg/l	168	135	229	154
Chlorid	mg/l	2660	5020	1440	5070
Ammonium-N	mg/l	0,117	<0,01	0,034	0,011
Nitrit-N	mg/l	0,025	<0,001	0,092	<0,001
Nitrat-N	mg/l	4,94	<0,05	2,56	<0,05
Gesamtstickstoff	mg/l	5,8	0,54	4,4	0,94
o-Phosphat-P	mg/l	0,059	0,020	0,192	0,022
Gesamtphosphor	mg/l	0,10	0,051	0,38	0,11
Sulfat	mg/l	433	681	225	406
SiO ₂	mg/l	7,37	0,76	8,62	3,93
Natrium	mg/l	935			
Kalium	mg/l	53			
Calcium	mg/l	117			
Magnesium	mg/l	112			
Eisen	mg/l	0,52			
Mangan	mg/l	0,038			
Aluminium	mg/l	0,61			
Chlorophyll a	µg/l	3,0	3,3	39,6	28,9
Phaeophytin	µg/l	1,9	0,9	28,3	22,6

Neustädter Binnenwasser - Sediment

Probenahmedatum		18.7.2002
Feldparameter:		
Uhrzeit [ME(S)Z]		11:30
Entnahmetiefe	m	1,7
Sedimenttemperatur	°C	18,8
pH-Wert		7,1
Beschaffenheit		weich/inhomogen/geringe grobe org. Bestandteile
Farbe		dunkelgrau mit olivfarbenen und schwarzen Einschlüssen
Geruch		stark H ₂ S
Chem. Parameter:		
S15		
Trockensubstanz, Gesamtsed.	%	30
Glühverlust, Gesamtsed.	%	15,1
Glühverlust, <20 µm Frakt.	%	12,1
IC, Gesamtsed.	%	0,4
IC, <20 µm Frakt.	%	0,7
TOC, Gesamtsed.	%	6,2
TOC, <20 µm Frakt.	%	5,7
Gesamt-N, Gesamtsed.	%	0,7
Gesamt-N, <20 µm Frakt.	%	0,7
Sediment, Fraktionierung:		
Anteil <2000 - 600 µm	%	0,07
Anteil <600 - 200 µm	%	0,80
Anteil <200 - 125 µm	%	2,33
Anteil <125 - 63 µm	%	28,33
Anteil <63 - 20 µm	%	42,67
Anteil <20 µm	%	25,80
Schwermetalle:		
<2000 µm; Trockensubstanz		
Phosphor	mg/kg	813
Schwefel	mg/kg	15000
Lithium	mg/kg	18
Natrium	mg/kg	15000
Kalium	mg/kg	15000
Calcium	mg/kg	8700
Magnesium	mg/kg	5500
Eisen	mg/kg	23000
Mangan	mg/kg	270
Aluminium	mg/kg	32000
Scandium	mg/kg	6,9
Titan	mg/kg	3100
Chrom	mg/kg	57
Nickel	mg/kg	29
Kupfer	mg/kg	45
Zink	mg/kg	260
Arsen	mg/kg	4,6
Cadmium	mg/kg	1,2
Quecksilber	mg/kg	0,33
Blei	mg/kg	72

Schwermetalle: <20 µm; Trockensubstanz		
Phosphor	mg/kg	870
Schwefel	mg/kg	14000
Lithium	mg/kg	31
Natrium	mg/kg	7200
Kalium	mg/kg	17000
Calcium	mg/kg	8000
Magnesium	mg/kg	6700
Eisen	mg/kg	28000
Mangan	mg/kg	400
Aluminium	mg/kg	36000
Scandium	mg/kg	8,3
Titan	mg/kg	4300
Chrom	mg/kg	94
Nickel	mg/kg	43
Kupfer	mg/kg	47
Zink	mg/kg	350
Arsen	mg/kg	3,8
Cadmium	mg/kg	1,6
Quecksilber	mg/kg	0,34
Blei	mg/kg	93
Org. Schadstoffe: <2000µm; Trockensubstanz		
HCB	µg/kg	0,29
a -HCH	µg/kg	n.n.
b -HCH	µg/kg	n.n.
g -HCH	µg/kg	n.n.
PCB-28	µg/kg	1,60
PCB-31	µg/kg	1,20
PCB-52	µg/kg	1,50
PCB-101	µg/kg	5,10
PCB-105	µg/kg	0,93
PCB-118	µg/kg	2,60
PCB-138	µg/kg	15,00
PCB-153	µg/kg	13,00
PCB-156	µg/kg	<1,6
PCB-180	µg/kg	6,90
p,p'-DDD	µg/kg	n.n.
p,p'-DDE	µg/kg	3,50
p,p'-DDT	µg/kg	n.n.
Phtalate		
Dimethylphtalat	µg/kg	n.n.
Diethylphtalat	µg/kg	n.n.
Di-n-butylphtalat	µg/kg	n.n.
Butylbenzylphtalat	µg/kg	n.n.
Bis(ethylhexyl)phtalat	µg/kg	730
Di-n-oktylphtalat	µg/kg	n.n.

Neustädter Binnenwasser - Ufer- und Unterwasservegetation

Tauchblattzone

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Chlorophyceae</i>	Grünalgen		D
<i>Phycophyceae</i>	Braunalgen		Z
<i>Rhodophyceae</i>	Rotalgen		Z
<i>Ruppia cirrhosa</i>	Strand-Salde	3	D
<i>Zannichellia palustris</i>	Teichfaden		D
<i>Zostera marina</i>	Seegras		W*

* = nur im Wasser treibend gefunden

Röhrichte, Salzwiesen und angrenzende Flächen

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Acer campestre</i>	Feld-Ahorn		W
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Berg-Ahorn		W
<i>Achillea millefolium</i>	Schafgarbe		Z
<i>Agrostis stolonifera</i>	Weißes Straußgras		Z
<i>Agrostis tenuis</i>	Rotes Straußgras		Z
<i>Alnus glutinosa</i>	Schwarz-Erle		W
<i>Alopecurus geniculatus</i>	Knick-Fuchsschwanz		Z
<i>Angelica archangelica</i>	Erzengelwurz		Z
<i>Aster tripolium</i>	Strand-Aster		D
<i>Atriplex hastata</i> agg.	Spieß-Melde		Z
<i>Atriplex littoralis</i>	Strand-Melde		Z
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	Strandsimse		D
<i>Calamagrostis epigeios</i>	Land-Reitgras		Z
<i>Calystegia sepium</i>	Echte Zaunwinde		Z
<i>Campanula rotundifolia</i>	Rundblättrige Glockenblume		W
<i>Carex hirta</i>	Haar-Segge		Z
<i>Carex otrubae</i>	Hain-Segge		Z
<i>Carex riparia</i>	Ufer-Segge		Z
<i>Cirsium arvense</i>	Acker-Kratzdistel		Z
<i>Cirsium palustre</i>	Sumpf-Kratzdistel		W
<i>Cynosurus cristatus</i>	Kammgras		Z
<i>Eleocharis uniglumis</i>	Einspelzige Sumpfbirse		W
<i>Epilobium hirsutum</i>	Zottiges Weidenröschen		W
<i>Eupatorium cannabinum</i>	Wasserdost		W
<i>Festuca arundinacea</i>	Rohr-Schwingel		Z
<i>Festuca rubra</i>	Rot-Schwingel		D
<i>Filago arvensis</i>	Acker-Filzkraut	3	W
<i>Fraxinus excelsior</i>	Esche		W
<i>Galium palustre</i>	Sumpf- Labkraut		Z
<i>Glaux maritima</i>	Strand-Milchkraut		Z
<i>Juncus articulatus</i>	Glieder-Birse		W
<i>Juncus bufonius</i> agg.	Kröten-Birse		Z
<i>Juncus effusus</i>	Flatter-Birse		W
<i>Juncus gerardii</i>	Salz-Birse		Z
<i>Juncus inflexus</i>	Blaugrüne Birse		W
<i>Juncus maritimus</i>	Strand-Birse	4	Z
<i>Leontodon autumnalis</i>	Herbst-Löwenzahn		Z
<i>Leontodon saxatilis</i>	Nickender Löwenzahn	3	W
<i>Lotus corniculatus</i> agg.	Hornklee		Z
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	Kuckucks-Lichtnelke		W

Röhrichte, Salzwiesen und angrenzende Flächen

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Malus sylvestris</i>	Wild-Apfel	3	W
<i>Melampyrum cristatum</i>	Kamm-Wachtelweizen	1	W
<i>Melilotus altissima</i>	Hoher Steinklee		Z
<i>Mentha aquatica</i>	Wasser-Minze		Z
<i>Myosotis palustris</i> agg.	Sumpf-Vergißmeinnicht		Z
<i>Oenanthe lachenalii</i>	Wiesen-Pferdesaat	2	W
<i>Phalaris arundinacea</i>	Rohr-Glanzgras		Z
<i>Phragmites australis</i>	Schilf		D
<i>Plantago maritima</i>	Strand-Knöterich		Z
<i>Populus spec.</i>	Pappel		W
<i>Potentilla anglica</i>	Englisches Fingerkraut		W
<i>Potentilla anserina</i>	Gänse-Fingerkraut		Z
<i>Prunus spinosa</i>	Schlehe		Z
<i>Puccinellia distans</i>	Gemeiner Salzschwaden		Z
<i>Puccinellia maritima</i>	Andel		Z
<i>Pulicaria dysenterica</i>	Großes Flohkraut	3	Z
<i>Ranunculus acris</i>	Scharfer Hahnenfuß		Z
<i>Ranunculus sceleratus</i>	Gift-Hahnenfuß		W
<i>Rumex acetosa</i>	Sauer-Ampfer		Z
<i>Rumex crispus</i>	Krauser Ampfer		Z
<i>Rumex hydrolapathum</i>	Hoher Ampfer		W
<i>Salix alba</i>	Silber-Weide		W
<i>Salix cinerea</i> agg.	Grau-Weide		W
<i>Salix spec.</i>	Weide		W
<i>Samolus valerandi</i>	Salzbunge	2	W
<i>Schoenoplectus tabernaemontani</i>	Salz-Teichsimse		Z
<i>Selinum carvifolium</i>	Kümmel-Silge	2	W
<i>Serratula tinctoria</i>	Färber-Scharte	2	W
<i>Sonchus arvensis</i>	Acker-Gänsedistel		Z
<i>Sonchus palustris</i>	Sumpf-Gänsedistel		Z
<i>Sparganium erectum</i>	Aufrechter Igelkolben		W
<i>Spergularia media</i>	Flügelsamige Schuppenmiere		Z
<i>Spergularia salina</i>	Salz-Schuppenmiere		Z
<i>Stachys palustris</i>	Sumpf-Ziest		W
<i>Thalictrum flavum</i>	Gelbe Wiesenraute	3	W
<i>Trifolium fragiferum</i>	Erdbeer-Klee		Z
<i>Trifolium repens</i>	Weiß-Klee		Z
<i>Triglochin maritimum</i>	Strand-Dreizack		Z
<i>Triglochin palustre</i>	Sumpf-Dreizack	3	W
<i>Urtica dioica</i>	Brennessel		Z

Neustädter Binnenwasser - Phytoplankton Biovolumen (mm³/l)

Datum	4.3.2002	18.6.2002	8.8.2002	19.9.2002
Bacillariophyceae				
Centrales				
<i>Aulacoseira</i>	x			
<i>Aulacoseira granulata</i>	x			x
<i>Chaetoceros</i>	0,00			
<i>Cyclotella</i>	x			
<i>Melosira lineata</i>		1,01		
<i>Melosira varians</i>	x			
<i>Rhizosolenia cf. fragilissima</i>		1,63	x	
<i>Skeletonema costatum</i>	x	x	1,59	0,03
<i>unbestimmte centrische Diatomeen</i>		x		
Zentrale Diatomeen <5µm			1,22	2,18
Zentrale Diatomeen >20µm	0,01			x
Zentrale Diatomeen 5-10µm	0,02		2,12	
Pennales				
<i>Asterionella formosa</i>	x			
<i>Cylindrotheca closterium</i>		x		
<i>Navicula</i>	x			x
<i>Nitzschia</i>	x			
<i>Nitzschia acicularis</i> -Formenkreis	x			
<i>Nitzschia longissima</i>		x		
<i>Surirella</i>	x			
Unbestimmte pennate Diatomeen		x		
Chlorophyceae				
Chlorococcales				
<i>Monoraphidium</i>				x
<i>Monoraphidium cf. contortum</i>	x	0,04		0,19
<i>Monoraphidium cf. subclavatum</i>				x
<i>Monoraphidium minutum</i>				2,15
<i>Pediastrum</i>			x	
<i>Pediastrum boryanum</i>			x	
<i>Scenedesmus</i>	x		x	x
<i>Scenedesmus "Acutodesmus -Gruppe"</i>			0,05	
<i>Scenedesmus acuminatus</i>			x	
<i>Scenedesmus acutus</i>			x	
<i>Scenedesmus dimorphus</i>			x	
Chrysophyceae				
Ochromonadales				
<i>Synura</i>	x			
Silicoflagellata				
<i>Distephanus</i>	x			
Cryptophyceae				
Cryptomonadales				
<i>Cryptomonas</i>	x			
<i>Rhodomonas</i>	x	0,04	x	0,18
<i>Rhodomonas lacustris</i>	x			0,08

Cyanobakterien				
Chroococcales				
<i>Merismopedia</i>			x	x
Nostocales				
<i>Anabaena</i>			x	
<i>Anabaena compacta</i>			x	
<i>Aphanizomenon</i>			x	
Oscillatoriales				
<i>Planktothrix</i>			0,18	
Dinophyceae				
Peridiniales				
<i>Gymnodinium</i>			0,20	
<i>Heterocapsa rotundata</i>	x	0,02		x
<i>Kryptoperidinium foliaceum</i>		x	x	
<i>Prorocentrum</i>			0,47	0,04
Unbestimmte Dinophyceae				
thekate Dinoflagellaten	0,01	0,29	x	
thekater Dinoflagellat (groß)		0,16	0,76	
thekater Dinoflagellat (klein)		0,06		
Unbestimmte Dinophyceen	x			
Haptophyceae				
Prymnesiales				
<i>Chrysochromulina</i>		0,17		x
Prasinophyceae				
<i>Pyramimonas/Tetraselmis</i>		0,09	x	x
Unbestimmte Flagellaten		0,15	x	x
Unbestimmtes Picoplankton				x
SUMME	0,03	3,66	6,58	4,85

Neustädter Binnenwasser - Zooplankton

Datum	4.3.2002	18.6.2002	8.8.2002	19.9.2002
Ciliata				
Ciliata indet.	s	s	s	
cf. <i>Stentor</i> sp.		w		
Tintinnina			h	s
Rotatoria				
<i>Brachionus angularis</i>			s	
<i>Brachionus diversicornis</i>		s		
<i>Brachionus urceolaris</i>		s	mi	
<i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i>		mi	ma	s
<i>Keratella quadrata</i>	s			
<i>Lecane</i> sp.	s			
<i>Notholca</i> sp.	s			
<i>Notholca</i> cf. <i>acuminata</i>	s			
<i>Notholca</i> cf. <i>labis</i>	s			
<i>Polyarthra dolichoptera/vulgaris</i>	s		s	
cf. <i>Synchaeta</i> spp.	s	mi	w	
Cladocera				
<i>Bosmina (Bosmina) longirostris</i>				s
Copepoda				
Nauplien	s	mi	w	mi
Calanoida				
Copepodide		s	s	s
<i>Acartia</i> sp.		s	s	s
Sonstige				
Bivalvia: Veliger-Larven		s		
Decapoda: Zoea-Larven			s	s
Gastropoda		s		
Polychaeta (Larven)		s		mi

Neustädter Binnenwasser – Zoobenthos

2.5.2002	1 m	1,2 m	1,6 m
	Anzahl/m ² im Mittel		
Annelida (Polychaeta)			
<i>Nereis diversicolor</i>	685	94	94
Oligochaeta	1325		
Gastropoda			
<i>Littorina littorea</i>		t	t
<i>Gyraulus albus</i>	t		
Hydrobiidae	94		t
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	1362	47	329
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	t		
Bivalvia			
<i>Anodonta sp.</i>			
<i>Cerastoderma edule</i>	t	t	t
<i>Macoma baltica</i>		t	t
<i>Mya arenaria</i>	t	t	t
<i>Pisidium sp.</i>	t		
<i>Sphaerium corneum</i>	t		
Crustacea			
<i>Gammarus sp.</i>		47	
<i>Spaeroma serratum</i>		47	
Diptera			
Chironomidae			
Tanypodinae			
<i>Procladius sp.</i>	15	15	94
Chironominae			
Chironomini			
<i>Chironomus cf. aprilius</i>			47
<i>Chironomus salinarius</i>	47	94	47

LISTE DER BISHER ERSCHIENENEN SEENBERICHTE

NR.	BEZEICHNUNG	AUSGABE	PREIS / €
B 1*	Bültsee	1975	
B 2*	Westensee, Bossee und Ahrenssee	1977	
B 3*	Ratzeburger See, Domsee, KÜchensee	1977	
B 4*	Ihlsee	1978	
B 5*	Einfelder See	1979	
B 6*	Redingsdorfer See	1979	
B 7*	Blunker See	1979	
B 8*	Neversdorfer See	1980	
B 9*	Bistensee	1981	
B 10*	Wittensee	1981	
B 11*	Langsee	1981	
B 12*	Garrensee	1981	
B 13*	Hemmelsdorfer See	1981	
B 14*	Mözener See	1982	
B 15*	Postsee	1982	
B 16*	Bornhöveder Seenkette	1982	
B 17*	Bothkamper See	1982	
B 18*	Dobersdorfer See	1982	
B 19*	Schwansener See	1983	
B 20*	Sankelmarker See	1983	
B 21*	Nortorfer Seenkette	1984	
B 22*	Dieksee	1984	
B 23*	Hohner See	1985	
B 24	Bordesholmer See	1987	10,20
B 25*	Passader See	1988	
B 26	Kronsee und Fuhlensee	1988	10,20
B 27	Südensee	1989	10,20
B 28	Lanker See	1989	10,20
B 29	Gudower See / Sarnekower See	1989	10,20
B 30	Schluensee	1993	10,20
B 31	Selenter See	1993	10,20
B 32	Die Seen der oberen Schwentine	1993	12,80
B 33	Schaalsee	1994	15,30
B 34	Dobersdorfer See	1995	10,20
B 35	Großer Segeberger See	1995	10,20
B 36	Die Möllner Seenkette	1995	10,20

NR.	BEZEICHNUNG	AUSGABE	PREIS / €
B 37	Seenkurzprogramm 1991 - 1992 Behlendorfer See, Culpiner See, Grammsee, Griebeler See, Klüthsee, Krummsee, Lankauer See, Middelburger See, Nehmser See, Seedorfer See, Wittensee	1995	12,80
B 38	Ihlsee	1996	10,20
B 39	Seenkurzprogramm 1993 Großer und Kleiner Benzer See, Dörpumer Mergelkuhlen, Großensee, Havetofter See, Seekamper See	1996	10,20
B 40	Lankauer See	1996	10,20
B 41	Seenkurzprogramm 1994 Borgdorfer See, Großer Pönitzer See, Grebiner See, Stocksee, Suhrer See, Vierer See	1997	10,20
B 42	Grammsee	1997	10,20
B 43	Seenkurzprogramm 1995 Ankerscher See, Itzstedter See, Langsee, Lustsee, Neukirchener See, Poggensee, Schwonausee, Süseler See, Taschensee	1999	12,80
B 44	Empfehlungen zum integrierten Seenschutz	1999	–
B 45	Wardersee	1999	10,20
B 46	Seenkurzprogramm 1996 Börnsee, Hemmelsdorfer See, Muggesfelder See, Passader See, Waldhusener Moorsee	1999	10,20
B 47	Seenbewertung in Schleswig-Holstein Erprobung der „Vorläufigen Richtlinie für die Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien“ der LAWA an 42 schleswig-holsteinischen Seen	2000	10,20
B 48	Seenkurzprogramm 1997 Arenholzer See, Brahmsee, Wardersee, Selker Noor, Haddebyer Noor, Hemmelmarker See, Klenzauer See	2000	12,80
B 49	Großer Plöner See	2001	10,20
B 50	Seenkurzprogramm 1998 Bordesholmer See, Bültsee, Gammellunder See, Owschlager See, Schülldorfer See, Winderatter See, Wittensee	2001	12,80
B 51	Die Ratzeburger Seen	2002	10,20

NR.	BEZEICHNUNG	AUSGABE	PREIS / €
B 52	Seenkurzprogramm 1999/2000 Einfelder See, Garrensee, Holzsee, Kleiner Pönitzer See, Schierensee (Grebin), Trammer See, Tresdorfer See, Wielener See	2002	12,80
B 53	Seenkurzprogramm 2001 Bottschlotter See, Fastensee, Großer Schierensee, Kleiner Schierensee, Schöhsee, Sehlendorfer Binnensee	2003	10,20
B 54	Kleiner Plöner See	2004	7,80
B 55	Seen der Schwentine Stendorfer See, Sibbersdorfer See, Großer Eutiner See, Kellersee, Dieksee, Behler See, Schwentineseesee, Lanker See	2006	10,20
B 56	Seen an der Nord- und Ostseeküste Schleswig-Holsteins Holmer See, Lüttmoorseesee, Rickelsbüllers Kooogsee, Windebyer Noor, Großer Binnensee, Neustädter Binnenwasser	2006	8,50

* Bericht vergriffen